Downloaded from orbit.dtu.dk on: Apr 29, 2024

DTU Library

Critérios para recomendar modelos de caracterização de AICV no Brasil

Ugaya, Cassia; Alvarenga, Rodrigo; Pavan, Ana Laura Raymundo; Ometto, Aldo Roberto; Lima, Elaine G.; Oliveira, Jéssica M. ; Neto, José A. de Almeida; Pegoraro, Leandro A.; Barrantes, Letícia de S. ; Crespo Mendes, Natalia

Total number of authors:
12

Published in:
V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida

Publication date:
2016

Link back to DTU Orbit

Citation (APA):
Ugaya, C., Alvarenga, R., Pavan, A. L. R., Ometto, A. R., Lima, E. G., Oliveira, J. M., Neto, J. A. D. A., Pegoraro, L. A., Barrantes, L. D. S., Crespo Mendes, N., Tadano, Y., & Figueiredo, M. (2016). Critérios para recomendar modelos de caracterização de AICV no Brasil. In *V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida* (pp. 714-718)

General rights
Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida

Gestão do ciclo de vida nos trópicos

19 a 22 de setembro de 2106 | Fortaleza- CE

ANAIS COMPLETO

	ACV Aplicações	P
6	Neutralização das emissões de carbono da logística do estaleiro Schaefer Yachts no rio Boat Show	6
29	Avaliação do ciclo de vida da fertilização no plantio de capim-elefante (C*enchrus purpureus* Schumach.) Utilizando biossólido e fertilizante comercial	13
41	Avaliação do ciclo de vida simplificada da produção de briquetes feitos de serragem de madeira	21
43	Avaliação do ciclo de vida de bloco cerâmico estrutural (cradle-to-gate)	28
46	Análise do desempenho ambiental de uma estação de tratamento de efluentes municipal	35
52	Modelagem do fim de vida em avaliação do ciclo de vida: estudo de caso para cenários de resíduos eletroeletrônicos na França e no Brasil	42
59	Avaliação do desempenho ambiental da produção de gás natural para as condições praticadas no Brasil	50
67	Pegada de carbono de calça jeans feminina e a influência dos cenários da etapa de uso	57
70	Determinação do consumo de combustível e emissões de ônibus: estudo para o sistema BRT de Curitiba	64
71	Avaliação do ciclo de vida da coleta seletiva do plástico: estudo de caso em um bairro do município de João Pessoa/PB.	72
79	Avaliação do desempenho ambiental de fertilizantes químicos no contexto brasileiro: estudo de caso para produção de fertilizantes fosfatados	79
81	Avaliação do ciclo de vida da produção de celulose bacteriana	87
83	Avaliação ambiental do melão produzido em sistemas de cultivo convencional e conservacionistas na região do São Francisco	94
85	A pecuária bubalina como oportunidade de estudo para a aplicação da avaliação do ciclo de vida	101
86	Impactos ambientais associados ao processamento do leite: o caso do iogurte	105
87	Impactos ambientais associados ao processamento do leite: o caso do queijo	112
89	Avaliação do ciclo de vida de hidrogéis para aplicação na agricultura	119
95	Avaliação do ciclo de vida de filmes bionanocompósitos	125
97	Impactos e benefícios ambientais do gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos	133
100	Análise de ciclo de vida na avaliação do potencial da energia solar fotovoltaica em reduzir a pegada de carbono do mix elétrico brasileiro	140
110	Uso de ACV para otimização ambiental de uma biorrefinaria integrada em plantas de celulose	147
111	Seleção de alternativas de processamento de álcool laurílico etoxilado sulfatado baseada na variável ambiental	153
112	Pegada de carbono do melão em sistemas alternativos de cultivo, na região de Tibau, RN.	160
117	Estudo da variabilidade do impacto ambiental devido à produção de soja em relação ao tempo	167
119	Estudo sobre os impactos para a produção do alumínio no Brasil e no EUA utilizando-se a técnica de AICV	174
123	Aplicação da avaliação de ciclo de vida em uma estação de tratamento de efluente de uma empresa de beneficiamento de jeans.	179
124	Avaliação comparativa do ciclo de vida de materiais usados em blocos de motor	186
133	Avaliação do ciclo de vida de veículos elétricos e de veículos flex fuel nas condições brasileiras	192
134	Aplicação da análise de ciclo de vida na etapa de tingimento de jeans em uma lavanderia industrial	199
135	Avaliação do ciclo de vida da produção de hidrogênio a partir de reforma a vapor de etanol e de gás natural	205
150	Influência do transporte de pessoas em edificações comerciais leed	213
151	Avaliação do ciclo de vida como ferramenta para analisar o desempenho ambiental de estações de tratamento de esgoto: oportunidades e desafios	218
153	Impactos ambientais da produção de ração para frango de corte no Piauí	227
155	Comparativo ambiental de duas tecnologias distintas de adesivos para o setor calçadista: uma abordagem de ciclo de vida	233
157	Avaliação da adequação de métodos de distribuição de impactos em ACVs de cimentos Portland: abordagem do impacto líquido evitado	240

162	Estudo dos impactos distribuídos entre um sistema produtor e um sistema reciclador na indústria de papel e celulose	247
164	Avaliação ambiental do ciclo de vida do aproveitamento dos recursos naturais oriundos do efluente doméstico tratado	256
168	Análise da evolução dos temas de pesquisa da acv no Brasil baseada na relação de co-words	262
172	Avaliação do ciclo de vida (ACV) da produção de biodiesel por microalgas cultivadas em vinhaça em uma usina sucroalcooleira	269
179	Comparação da performance ambiental de três materiais de cabedal para calçados esportivos: uma abordagem de ciclo de vida.	275
195	Avaliação ambiental e energética do ciclo de vida do cultivo da cenoura irrigada no semiárido brasileiro	283
198	Environmental impacts of technology learning curve for cellulosic ethanol production systems in Brazil	290
199	Impacts of land use change on GHG emissions of the first and second generation ethanol production in Brazil	295
200	O uso de métodos de distribuição de impactos em ACVs de processos multifuncionais: uma revisão sistemática da literatura publicada nos últimos 10 anos	302
203	Análise de ciclo de vida de uma pequena central hidrelétrica atendendo comunidade amazônica de fronteira	311
204	Avaliação do ciclo de vida da produção de nanocristais de celulose a partir das fibras da prensagem do mesocarpo do dendê	318
206	Avaliação do ciclo de vida de compósitos poliméricos a base de sílica	326
211	Produção brasileira 'visível' em avaliação do ciclo de vida	332
213	Estudo comparativo do desempenho ambiental de P*inus Elliotti* e E*ucalyptus Grandis* para fabricação de celulose por meio da avaliação de ciclo de vida	339
215	Avaliação do ciclo de vida do abastecimento de água residencial com captação fluvial pela concessionária comparado a captação pluvial in loco	347
217	Identificação e proposta de mitigação dos impactos ambientais da produção de iogurte	353
218	Usina flex: comparação dos desempenhos ambiental e energético de etanol de cana-de-açúcar, milho e sorgo	361
221	Acv atribucional vs. Consequencial do bioetanol hidratado de cana-de-açúcar	368
228	Ciclo de vida do folhelho pirobetuminoso (xisto) e seus aspectos ambientais para produção de combustíveis	375
231	Avaliação do ciclo de vida da madeira de eucalipto para produção de energia no Brasil	381
235	Avaliação de ciclo de vida da geração de eletricidade em Portugal incluindo variabilidade temporal	388
237	Pegada de carbono da mangueira cultivada na região do baixo Acaraú, Ceará	393
239	Análise do ciclo de vida de uma estação de tratamento de esgotos em escala real do tipo USAB seguido de cloração	399
240	Avaliação do ciclo de vida de diferentes tratamentos de purificação do biogás: absorção química e microaeração	406
241	Avaliação do ciclo de vida de sistemas de tratamento de esgoto por reator USAB convencional e reator UASBb com microaeração	412
242	Applying Life Cycle Assessment As A Enviromental Management Tool For Potable Water Treatment Plants (PWTPs): Indoor -Outdoor Case Study	419
250	Levantamento de aspectos relevantes apontados em prévios estudos de avaliação de ciclo de vida no preparo da bebida de café	425
252	Avaliação do ciclo de vida (ACV) da gelatina obtida a partir da pele de tilápia	430
260	A produção de uva e vinho sob a perspectiva ambiental - análise de estudos prévios de avaliação de ciclo de vida	437
263	Avaliação ambiental da produção de celulose bacteriana a partir do suco de caju	442
	Ecodesign	**P**
121	Acv como método de tomada de decisão no ecodesign de complemento arquitetônico: caso da prateleira de luz	449
205	Orientações para implementação do *ecodesign* em uma indústria moveleira	457

	Gestão do ciclo de vida nas organizações	P
23	Programa de gestão para a sustentabilidade na indústria de tintas e aplicabilidade prática de melhorias através da simulação de cenários.	464
28	Diagnóstico de gestão do ciclo de vida em empresas brasileiras	469
32	Análise de ecoeficiência® comparando a construção e manutenção de pavimento rígido e flexível	474
35	O desafio da comunicação sobre avaliação de ciclo de vida	481
72	A transição da gestão empresarial para a gestão de produtos: uso da pegada de carbono como ferramenta	487
73	A acv e seus processos de comunicação e mediação da informação: panorama atual no setor empresarial brasileiro	493
188	Avaliação do ciclo de vida comparativa dos rótulos e contrarrótulos autoadesivos com liner politereftalato de etileno (PET) e papel glassine	499
208	Gestão do ciclo de vida na concepção de novos produtos	506
	ICV-BD	**P**
11	Parâmetros para estimativa de emissões decorrentes de mudança de uso da terra para inventários de ciclo de vida de produtos agropecuários	511
18	Desenvolvimento de base de dados ambiental para a cadeia de transformação de plástico no Brasil: primeiros avanços	518
21	Estudo sobre os métodos de avaliação da qualidade de dados de ICVS	525
36	Análise do intercâmbio de datasets entre diferentes softwares deACV e o banco de dados nacional SICV Brasil: principais limitações e soluções	532
49	Influência do método de avaliação de impacto na determinação de processos elementares prioritários para adaptação de bases de dados	540
55	Avaliação das novas premissas para contabilização de água do ecoinvent v3: um estudo de caso para o bloco de concreto	548
56	Análise comparativa de abordagens para a estimativa de incertezas em estudos de acv: um estudo de caso baseado na produção de blocos cerâmicos de alvenaria	555
57	Adaptação de inventários de ciclo de vida de cana-de-açúcar para o contexto brasileiro	563
58	Inventário do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Sorocaba-SP.	570
61	Avaliação do ciclo de vida da produção de algodão no cerrado brasileiro	576
78	Emissões de gases de efeito estufa da produção de leite em uma fazenda do território de identidade médio Sudoeste da Bahia	583
94	Contribuições para a adaptação de inventários de ciclo de vida de madeira serrada utilizada em estrutura de telhados no estado de São Paulo	590
101	Survey aplicada junto ao setor empresarial brasileiro: uso da ACV, bancos de dados, e perspectivas quanto ao SICV brasil	598
108	Conjuntos de dados da produção de palma para a realidade brasileira	605
156	Sugestão de inventário para gases de efeito estufa para produtos com disposição final em um aterro sanitário	612
180	Avaliação estatística dos inventários de ciclo de vida da produção de soja no Brasil	619
184	Pegada de carbono de sacolas plásticas no Brasil	626
186	Regionalized life cycle inventory data through sustainable recycling industries project	633
216	Análise de inventário do ciclo de vida de mudas de cacaueiros	638
232	Inventário do ciclo de vida do eucalipto para a produção de celulose na Bahia	645
244	Avaliação do desempenho ambiental do processamento de óleo diesel que atende ao mercado brasileiro de combustíveis	652

	Metódos e Modelos AICV	P
26	Recomendação para o contexto brasileiro de métodos de AICV para categoria depleção de recursos abióticos	659
27	Recomendação de métodos de contabilização de recursos para o contexto brasileiro	665
38	Avaliação de impactos do uso da terra em serviços ecossistêmicos: recomendação de métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) para o Brasil	671
60	Estruturação de inventários de ciclo de vida nacionais de sistemas de tratamento de esgoto doméstico simplificado	678
75	Avaliação de métodos para a categoria de impacto de recursos bióticos em avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) para o Brasil	685
80	Recomendação de modelos de caracterização mais apropriados ao contexto brasileiro para avaliação de impacto na escassez hídrica	693
90	Determinação de fatores de caracterização para avaliação de impactos na escassez hídrica em sub-bacias cearenses	704
229	Avaliação de impacto do ciclo de vida: método para análise da regionalização de fatores de caracterização	711
	Metódos e Modelos ASCV	**P**
149	Utilização de métodos multicritério na avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida: uma revisão da literatura	716
196	Elaboração de um índice de desenvolvimento humano setorial e sua aplicação para diferentes configurações tecnológicas da produção de etanol	723
210	Uso da lógica fuzzy na avaliação da viabilidade do ciclo de vida do biodiesel	730
	Produção e Consumo Sustentável	**P**
45	Avaliação de ciclo de vida como ferramenta de apoio às ações de compras públicas sustentáveis: o caso do estado de São Paulo	737
93	Impactos ambientais associados a progressiva instalação de usinas solares fotovoltaicas em Fernando de Noronha	743
109	Diálogo entre economia circular e logística reversa no Brasil - estudo de caso: Embraco	750
122	Avaliação do ciclo de vida de paredes de blocos de concreto para empreendimentos habitacionais do programa minha casa minha vida	755
125	Desenvolvimento de filmes poliméricos biodegradáveis para sacolas descartáveis e sua análise de ecoeficiência	763
126	Análise de ecoeficiência para secagem de mãos	771
158	Consumo de água na produção e industrialização da carne bovina na região sul do Brasil	778
166	A contribuição dos princípios de saneamento ecológico em habitações para a sustentabilidade	785
202	Impactos do ciclo de vida de painéis em concreto translúcido: estudo de caso considerando diferentes cenários de alocação dos impactos da sílica ativa	791
	Rotulagem Ambiental	**P**
91	Pegada de carbono associada a produção de porcelanato: estudo de caso no nordeste do Brasil	798
92	Aplicação da rotulagem ambiental a uma fábrica de bolos: estudo de caso em João Pessoa, Paraíba	804
115	A iniciativa europeia para um mercado unitário para produtos verdes e repercussões para o Brasil	811
160	Análise de ciclo de vida e rotulagem ambiental: um estudo qualitativo e quantitativo das publicações nacionais	816
234	Comunicação e acv: os desafios das empresas ao comunicar resultados ambientais e a evolução dos programas brasileiros de rotulagem ambiental	821

Neutralização das Emissões de Carbono da Logística do Estaleiro SchaeferYachts no Rio Boat Show

Lucas Leonardo Vieira dos Santos[1], Guilherme Marcelo Zanghelini[1,3], Lucila Maria de Souza Campos[2], Sebastião Roberto Soares[1]

[1]Grupo de Pesquisas em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) – Universidade Federal de Santa Catarina, Dep. de Eng. Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico –Campus Universitário, Trindade, Caixa Postal 476, CEP 88040-970, Florianópolis, Brasil, vieira.lucasleo@gmail.com
[2]Laboratório de Gestão e Avaliação Ambiental (LGAA) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção (PPGEP) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico –Campus Universitário, Trindade, Caixa Postal 476, CEP 88040-900, Florianópolis, Brasil
[3]EnCiclo Soluções Sustentáveis Ltda. Avenida das Águias 231. Cidade Criativa Pedra Branca - Palhoça, Brasil.

Resumo. Diante da problemática das mudanças climáticas, surge a necessidade de se adotar medidas que diminuam ou compensem a emissão dos gases de efeito estufa (GEE), os principais causadores do referido impacto. Uma das ferramentas utilizadas pelas organizações, visando quantificar as emissões dos GEE é a pegada de carbono, que permite analisar as emissões diretas e indiretas produzidas durante o ciclo de vida de um produto ou serviço, sendo que o instrumento mais utilizado para neutralização ou compensação destas emissões tem sido o plantio de árvores. O principal evento náutico que ocorre no Brasil é a feira de negócios Rio Boat Show, no qual o Estaleiro Schaefer Yachts se faz presente por ser o maior estaleiro de barcos de lazer em alto padrão do país, e o fato da empresa estar localizada na cidade de Florianópolis (SC) e o evento ocorrer na cidade do Rio de Janeiro (RJ) faz com que a logística de pessoas e produtos seja complexa e apresente um potencial gerador de impactos para mudanças climáticas. Diante do exposto, o objetivo principal deste trabalho é quantificar as emissões de carbono da logística do Estaleiro Schaefer Yachts no evento Rio Boat Show 2015 e propor medidas para a sua neutralização. De acordo com a norma internacional ISO 14067, o cálculo da pegada de carbono de produtos baseia-se na metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), estabelecida nas normas NBR ISO 14040 e 14044. Desta forma, uma ACV foi conduzida com base no levantamento de dados primários fornecidos pela empresa e modelados em software especializado para a categoria de impacto de aquecimento global. Resultados apontam para uma pegada de carbono de 43,56 toneladas de CO2 equivalentes, e que para a neutralização seria necessário plantar aproximadamente 291 árvores para compensar a emissão em um período de 20 anos. Observou-se que a adoção da ferramenta de pegada de carbono permitirá que a organização mitigue suas ações e agregue valor a sua marca, demonstrando responsabilidade socioambiental aos seus clientes e para com a sociedade.

Palavras-chave. Pegada de Carbono, Logística, Neutralização, Gases de Efeito Estufa, Avaliação do Ciclo de Vida.

Introdução

O excesso da concentração dos chamados Gases de Efeito Estufa (GEE), causadores do aquecimento global, tem sido foco de pesquisas devido ao crescente impacto nas alterações do clima. O efeito estufa é uma camada formada por gases que envolve o planeta com a função de manter a temperatura ideal para o desenvolvimento da vida, porém as atividades antrópicas estão potencializando esse fenômeno. A expansão dos setores industrial, agrícola e de transporte demandou grande consumo de energia proveniente da queima de combustíveis fósseis (petróleo, carvão mineral e gás natural) e do desmatamento de novas áreas para a ocupação e uso da terra para outras atividades (CENAMO, 2004).

Segundo as informações apresentadas na Síntese do quarto relatório do *Intergovernmental Pannel on Climate Change* (IPCC) sobre Mudanças Climáticas, o aumento da temperatura média da terra poderá acarretar até o final do século XXI, impactos econômicos, sociais e ambientais que afetarão todos os países, porém, serão sentidos de maneira diferenciada em cada região. A agricultura, a saúde humana, os ecossistemas terrestres e marítimos, abastecimento de água serão alguns dos pontos afetados (IPCC, 2007).

Devido a essa problemática, surgiu a necessidade de se adotar medidas preventivas contra a excessiva emissão de GEE ao meio ambiente. Diante dessa crescente preocupação ambiental, governos e organizações têm trabalhado para a adaptação e mitigação das mudanças do clima, criando políticas públicas com o intuito de regulamentar e proteger o meio ambiente, incluindo a redução de gases que compõem o efeito estufa. Para tratar deste tema, no Brasil temos a Lei nº 12.187 de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), o Plano de Agricultura de Baixo Carbono (Plano ABC) que está inserido nos Planos Setoriais de Mitigação e Adaptação de acordo com o Decreto nº 7390/2010. Em nível internacional temos a Rio+20 que é a Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável (CNUDS), o acordo internacional denominado Protocolo de Kyoto, o qual estabelece metas de redução de emissão de GEE e mecanismos adicionais de implementação para que estas metas sejam atingidas. Um dos propostos é o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), o único que permite a participação de países em desenvolvimento em cooperação com países desenvolvidos (MOREIRA; GIOMETTI, 2008).

Uma das ferramentas que as empresas podem utilizar na busca da melhoria contínua dos seus processos, visando à quantificação, gerenciamento e posterior redução de impactos é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), definida como metodologia que avalia e quantifica os impactos potenciais associados ao ciclo de vida de um produto, processo ou serviço (GUINÉE et al., 2011). Segundo Löfgren, Tillman, e Rinde (2011), a ACV é tida como a metodologia mais importante na gestão ambiental na atualidade. Uma das abordagens da ACV, conhecida como Pegada de Carbono permite analisar as emissões diretas e indiretas dos GEE gerados durante o ciclo de vida de uma atividade (JOHNSON, 2008), sendo que o instrumento mais utilizado para neutralização das suas emissões tem sido o plantio de árvores, pois através do processo de fotossíntese elas fixam o dióxido de carbono (CO_2) para seu desenvolvimento.

No Brasil, alguns estudos direcionando a Pegada de Carbono com proposta de neutralização vêm sendo realizados nos últimos anos. Santos et al. (2010) realizaram a quantificação de GEE para neutralizar emissões de uma instituição de ensino considerando o bioma Caatinga como ambiente do plantio das mudas, enquanto que Oliveira et al. (2013) propuseram a neutralização das emissões provenientes da indústria alimentícia considerando o bioma Mata Atlântica. Falchettiet al. (2014) buscaram neutralizar as emissões de GEE provenientes da participação do desfile de carnaval, considerando Mata Atlântica para o plantio das árvores.

Por ser considerado o maior estaleiro de barcos de lazer em alto padrão do Brasil, o Estaleiro Schaefer Yachts sempre se faz presente nos principais eventos náuticos mundiais. No Brasil, um dos principais eventos deste segmento é a feira de negócios Rio Boat Show, que ocorre na cidade do Rio de Janeiro. Entretanto, para que a participação ocorra, toda a estrutura necessária deve ser deslocada da cidade de Florianópolis para o Rio de Janeiro, e todo esse processo de logística gera emissões de GEE.

Donaire (2010) e Barbieri (2011) argumentam que as questões ambientais tornam-se atividades obrigatórias nas pautas das empresas, de modo que as organizações deverão incorporar a variável ambiental na prospecção de seus cenários e na tomada de decisão, além de manter uma postura responsável a essas questões. Tendo em vista que a empresa apresenta como valor corporativo, respeito ao meio ambiente, *ipso facto* é a busca por eliminar ou atenuar a emissão de GEE substituindo suas atividades e processos por alternativas sustentáveis, priorizando as questões ambientais, o objetivo deste artigo é quantificar as emissões de Carbono da logística do Estaleiro Schaefer Yachts no evento Rio Boat Show 2015 e propor medidas para sua neutralização.

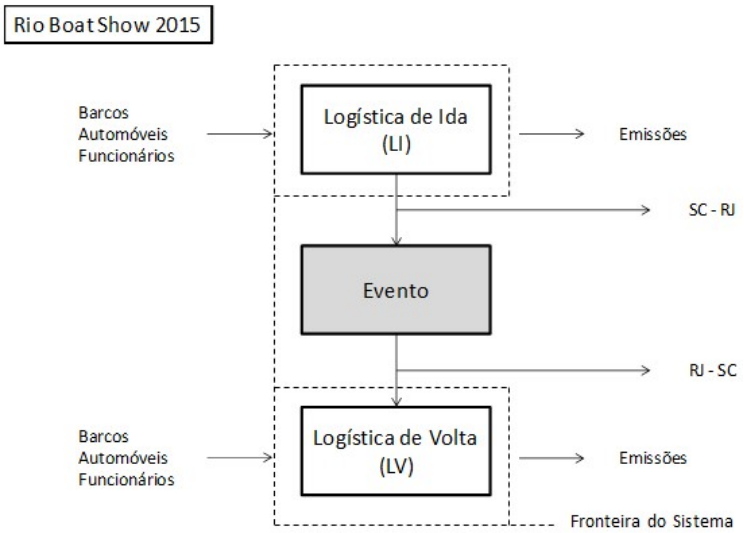
Materiais e Métodos

A metodologia aplicada no estudo segue a norma internacional ISO 14067 (ISO, 2012), que trata do cálculo da pegada de carbono e baseia-se na metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), estabelecida nas normas NBR ISO 14040 e 14044.

Definições de Avaliação do Ciclo de Vida

A unidade funcional (UF) do presente estudo foi definida como a logística para participação de 1 evento (portão – portão) da empresa Schaefer Yachts no evento Rio Boat Show 2015. O sistema de produto a ser estudado apresenta como processos elementares a logística de ida (LI) e a logística de volta (LV), conforme **Erro! Fonte de referência não encontrada.**. Para este estudo, definiu-se logística como o transporte de ida e de retorno dos barcos e dos funcionários da empresa para o evento, considerando apenas os consumos indiretos relacionados ao transporte. Para que a participação no evento fosse possível, a empresa estabeleceu um plano de ação para definir o que seria necessário deslocar da matriz até o evento e assim concluiu-se a quantidade de embarcações e funcionários que participariam. Com tais definições, foi contratada uma empresa especializada para o transporte dos barcos que designou o tipo de caminhão conforme a especificação da embarcação e também decidiu-se o meio de transporte que cada funcionário utilizaria. Assim as embarcações e funcionários que utilizaram transporte rodoviário percorreram uma distância de aproximadamente 2.200 quilômetros e os funcionários que utilizaram-se de transporte aéreo percorrem uma distância em torno de 1.500 quilômetros, contabilizando LI e LV.

Figura 1 - Fluxograma com *inputs* e *outputs* do sistema de produto



O Inventário do Ciclo de Vida (ICV), por focar em questões ambientais específicas, nesse caso, a emissão de gases de efeito estufa (GEE), apresenta-se com uma das principais etapas nesse estudo. De acordo com Azevedo e Quintino (2010), a qualidade dos inventários depende de dados confiáveis e dos fatores de emissão, que devem ser os mais precisos. O método utilizado para a coleta dos dados necessários para modelagem foi através do preenchimento do ICV pela empresa, considerando o controle de distâncias, as especificações técnicas dos modelos de transporte e etc. Designou-se um responsável para que os dados fossem os mais precisos e confiáveis.

Na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), para estimar as emissões relativas a cada um dos fluxos elementares de entrada e de saída considerados no sistema de produto (figura 1), foi utilizado o software Simapro 8.0.2. O método de avaliação de impacto escolhido foi o IPCC (2007) GWP 20a, desenvolvido pelo IPCC.

Cálculo de Neutralização de CO_2 e por plantio de árvores

Para quantificar o número de árvores nativas, visando neutralizar o CO_2e emitido pela Schaefer Yachts, durante a logística para participação do evento Rio Boat Show 2015, o presente trabalho utilizou a seguinte equação apresentada por Azevedo e Quintino (2010):

$$N = \left[\left(\frac{Et}{Ft}\right) \times 1{,}2\right] \qquad \text{Eq. (1)}$$

Onde:

N = Número de árvores a serem plantadas; Et = Emissão total de GEE estimado no cálculo de emissão (tCO2e);Ft = Fator de fixação de carbono em biomassa no local de plantio (tCO2e/árvore); 1,2 = Fator de compensação para possíveis perdas de mudas.

O fator de fixação é estimado de acordo com a quantidade de carbono sequestrado da atmosfera pelas plantas, que por sua vez, dependem das diferenças de espécies, solo, clima e tipo de vegetação (AZEVEDO e QUINTINO, 2010). Para o presente estudo, adotou-se como referência para fator de fixação 0,18 estimado por Carmo et al. (2006) e dimensiona o reflorestamento com um número médio de 1600 indivíduos de espécies nativas por hectare. O estaleiro está localizado no litoral do estado de Santa Catarina, na região da Grande Florianópolis, onde está presente fragmentos da Mata Atlântica justificando a utilização de espécies pertencentes a esse bioma. Segundo Azevedo e Quintino (2010), o sistema de plantio indicado para a vegetação típica de Mata Atlântica é aquele que posiciona as mudas de espécies pioneiras, secundárias e clímax intercalando-as em fila, em uma proporção aproximada de duas pioneiras e duas secundárias para uma espécie clímax.

Resultados e Discussões

Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Segundo Santos (2010), à título de informação, os métodos mais usuais para construção dos inventários e cálculos de neutralização de emissões de GEE devem ser feito com base nas premissas do IPCC e do *Greenhouse Gas Protocol*, que se baseia em escopos, porém neste estudo realizou-se apenas a pegada de carbono, ou seja, ACV focada no aquecimento global, pois recentemente a ACV tem sido aplicada para quantificação das emissões por ser considerada mais completa e robusta, e portanto, a metodologia para quantificar os GEE neste artigo seguiu as normas ISO 14067 e NBR ISO 14040 e 14044. Através da elaboração do ICV, para preenchimento da empresa Schaefer Yachts, referente à logística de sua participação no evento Rio Boat Show 2015, obteve-se os dados dos fluxos elementares de entrada da logística de ida e os fluxos elementares de entrada da logística de volta (Tabela 1).

Tabela 1 - ICV dos fluxos elementares de entrada da logística de ida (LI) e logística de volta (LV)

RIO BOAT SHOW

Fluxos Elementares de Entrada - Logística de Ida (LI) e Logística de Volta (LV)

Elemento	***Quantidade***	***Massa***	***Unidade***	***Transporte***
Phantom 303	2	3200	Kg	Caminhão Toco - 7 toneladas

Phantom 365	2	6400	Kg	Caminhão Toco - 7 toneladas
Phantom 375 ht	2	6400	Kg	Caminhão Toco - 7 toneladas
Phantom 400	2	9300	Kg	Caminhão Prancha - 22 toneladas
Phantom 500 fly	2	17500	Kg	Caminhão Prancha - 35 toneladas
Phantom 620	2	30000	Kg	Caminhão Prancha - 75 toneladas
Funcionários	40	-	-	Avião
Funcionários	4	-	-	Caminhão - 7 toneladas
Funcionários	18	-	-	Carro 1.0

De acordo com a tabela 1, observa-se que os 6 barcos que foram escolhidos para serem expostos no evento apresentam características diferentes. Para o presente estudo, será destacado o peso de cada modelo de embarcação por ser o dado mais relevante para modelagem do cenário, sendo que ele definirá o meio de transporte utilizado para realizar a logística de ida e de volta dos barcos. Já em relação aos funcionários da empresa que participaram do evento foi utilizado como referência o meio de transporte disposto para cada um dos 31 colaboradores. Observação importante destacada pelos responsáveis do preenchimento do inventário é que os barcos levados para exposição na feira de negócios eram apenas expositivos e mesmo que houvesse venda de algum modelo, não seria o modelo exposto entregue para o cliente, dessa forma todos os produtos levados para o evento no Rio de Janeiro, bem como os funcionários deslocados, retornaram para a empresa em Florianópolis. Assim, todos os dados da LI são os mesmos da LV.

Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Considerando a logística de transporte de barcos por terra (BT), foram emitidas 35,80 toneladas de CO_2 equivalentes. Já para a o transporte dos funcionários tanto por terra (FT) quanto por via aérea (FA) emitiu-se 3,90 toneladas de CO_2 equivalentes e 3,86 toneladas de CO_2 equivalentes, respectivamente (tabela 2).

Tabela 2 - Emissões de Carbono Equivalente por categorias de emissões

Emissões de Carbono Equivalente (tCO_2e)			
Emissão BT	*Emissão FT*	*Emissão FA*	***Emissão Total***
35,80	3,90	3,86	**43,56**

Visto que os dados para logística de ida e para a logística de volta são os mesmos, conforme supracitado, as emissões da LI é igual a 21,78 toneladas de CO_2 equivalentes e para LV é igual a 21,78 toneladas de CO_2 equivalentes, resultando numa emissão total de 43,56 toneladas de CO_2 equivalentes. Observa-se que a categoria que mais contribui para as emissões geradas no processo de logística é a Emissão BT com 82,10 % de contribuição, apresentando uma diferença significativa para a Emissão FT e FA que contribuem com aproximadamente 9% cada uma delas.

Neutralização das emissões de CO_2e

A neutralização das emissões da empresa Schaefer Yachts pela sua participação no evento Rio Boat Show ocorrerá no período de aproximadamente 20 anos a partir do ano do plantio, pois se considera o ciclo de crescimento das árvores. Dessa forma, foi estimada a quantidade de mudas de árvores a serem plantadas para neutralizar em 20 anos a emissão total de 43,56 tCO_2e, proveniente da logística do estaleiro, utilizando a equação 1:

$$N = \left[\left(\frac{43{,}56}{0{,}18}\right) \times 1{,}2\right] \cong 291\ árvores$$

Considerando o espaçamento entre o plantio das mudas de aproximadamente 2,5m x 2,5m, o que resulta em 1.600 mudas por hectare, a área necessária para o plantio de 291 mudas é de 1.800 m^2 ou aproximadamente 0,18 ha. Para que pudéssemos comparar o resultado para neutralização encontrado no estudo, foram selecionados artigos de outros autores que trataram do tema, conforme disposto na tabela 3.

Tabela 3 - Publicações para neutralização de CO_2 equivalente por árvore

Autor	Bioma	Neutralização (t. CO_2 eq./árvore)
Presente Estudo (2015)	Mata Atlântica	0,15
Santos et al. (2010)	Caatinga	0,13
Oliveira et al. (2013)	Mata Atlântica	0,13
Falchetti et al. (2014)	Mata Atlântica	0,16

No presente estudo, observou-se que cada árvore irá captar 0,15 toneladas de CO_2 equivalentes, resultado este concluído a partir da utilização do fator de fixação do carbono (Ft) de 0,18 estimado por Carmo et al. (2006) para Mata Atlântica. Santos et al. (2010) observaram que cada árvore plantada captará aproximadamente 0,13 toneladas de CO_2 equivalentes, pois definiu como Ft o valor de 0,154, de acordo com a informações do IPCC (2003) para o bioma Caatinga. Segundo Oliveira et al. (2013), o valor encontrado para captação de cada árvore é de 0,13 toneladas de CO_2 equivalentes, utilizando um Ft de 0,154 para o bioma Caatinga, porém seu estudo sugere neutralização para Mata Atlântica, por isso o conflito dos resultados. O trabalho de Falchetti et al. (2014) se assemelha ao presente estudo, devido ao fato que observaram que 0,16 toneladas de CO_2 equivalentes serão captadas por cada árvore, sendo que através dos cálculos apresentados, utilizou-se um Ft de 0,19 para o bioma Mata Atlântica.

Conclusões

Este artigo realizou um estudo para propor a neutralização das emissões de gases de efeito estufa (GEE), que uma empresa de construção naval emitiu durante sua logística para participar de um evento náutico, utilizando-se da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) com base no levantamento de dados primários fornecidos pela empresa e modelados em software especializado para a categoria de impacto de aquecimento global. Por requerer uma área de plantio relativamente pequena para realizar a neutralização das emissões, aproximadamente 1.800 m², a empresa apresenta totais condições de executar a proposta deste estudo. Sugere-se uma parceria com as prefeituras da região da Grande Florianópolis (Florianópolis, São José, Palhoça, Biguaçú), onde a empresa está instalada, para que haja um programa de educação ambiental com as escolas públicas destas cidades, sendo que a prefeitura cederia o local para o plantio (com preferência para áreas de recuperação de mata nativa), a

empresa forneceria as mudas de árvores e as crianças das escolas públicas realizariam o plantio, sob supervisão dos responsáveis.

A adoção da ferramenta de pegada de carbono permitirá que a organização agregue valor a sua marca, demonstrando responsabilidade socioambiental aos seus clientes e para com a sociedade. Para estudos futuros recomenda-se que a empresa considere a etapa do evento, e inclusive de seus produtos, para quantificação das emissões, de modo a realizar uma Pegada de Carbono mais completa de suas participações em eventos e inserção do indicador de desempenho ambiental para o desenvolvimento de produtos.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR ISO 14040:* Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009. 21 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR ISO 14044:* Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida –Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009. 46 p.

AZEVEDO, M. F. C.; QUINTINO, I. Manual Técnico: Um programa de compensação ambiental que neutraliza emissões de carbono através de projetos socioambientais de plantio de mudas nativas. Rio de Janeiro: Ambiental Company, 2010. 17 p.

BARBIERI, J. C. *Gestão ambiental empresarial:* conceitos, modelos e instrumentos. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 2011. 376 p.

BRASIL. Decreto n. 7.390, de 09 de dezembro de 2010. Regulamenta os arts. 6º, 11 e 12 da Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 10 dez. 2010.

BRASIL. Lei n. 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima PNMC e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 2009.

CARMO, C. A. F. S.; MANZATTO, C.V.; ALVARENGA, A.P.; TOSTO, S. G.; LIMA, J. A.S.; KINDEL ,A.; MENEGUELLI, N. *A Biomassa e estoque de carbono em seringais implantados na Zona da Mata de Minas Gerais.* Viçosa, MG: UFMG/Embrapa Solos/EPAMIG, 2006. p. 77-109. 352p.

CENAMO, M. C. *Mudanças climáticas, o protocolo de Kyoto e mercado de carbono*. CEPEA/ESALQ – Universidade de São Paulo, 2004.

DONAIRE, D. *Gestão ambiental na empresa*. 2. ed.São Paulo: Atlas, 2010.

FALCHETTI, D.; CIRILO, F.; FRIZZARIN, B.; OLIVEIRA, S. A. Projeto de Neutralização de Emissões de CO_2 Equivalente do Carnaval Vila Isabel 2013 In: Congresso Brasileiro Sobre Gestão Pelo Ciclo de Vida, 4., 2014, São Bernardo do Campo. *Anais*... São Bernardo do Campo, 2014. P. 158-163.

GUINÉE, J. B., REINOUT, H., GJALT, H., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R., EKVALL, T., RYDBERG, T.Life CycleAssessment: Past, Present, and Future. *Environmental Science & Technology*, v. 45, n. 1, p. 90-96, 2011.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION.*ISO 14067*: carbono footprint of products – requirements and guidelines for quantification and communication. Geneva, 2012

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry.* (Ed). Japão: IGES, 628 p.

IPCC, IntergovernmentalPanelonClimateChange. *2007: Synthesis Report.* 2007. Disponível em: <http://ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf>. Acessoem: 29 mai. 2015.

JOHNSON, E. Disagreement over carbon footprints: A comparison of electric and LPG forklifts. *Energy Policy,* v.36, n.4, p.1569-1573. 2008.

LÖFGREN, B.; TILLMAN, A.; RINDE, B. Manufacturing actor's LCA. *JournalofCleanerProduction,* Amsterdam, v. 19, n. 17/18, p. 2025-2033, Nov./Dec. 2011.

MOREIRA, H. M.; GIOMETTI, A. B. R.. *O Protocolo de Quioto e as Possibilidades de Inserção do Brasil no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo por meio de Projetos em Energia Limpa.* 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/cint/v30n1/01.pdf>. Acesso em: 18 jun. 2015.

OLIVEIRA, M. M. C. A.; OLIVEIRA, T. C.; NETO, A.M.; LOPES, F. C.; SANTOS, C. S.; SILVA, A. V.; RITA, F.S. Neutralização dos gases do efeito estufa (GEE): estudo de caso de uma microempresa do ramo alimentício. *Revista Agrogeoambiental*, Pouso Alegre, Edição Especial n. 1, p. 43-46, ago. 2013.

SANTOS, D. R. R.; PICANÇO, A.P.; MACIEL, G.F.; SERRA, J.C.V. Estudo de Neutralização dos Gases de Efeito Estufa da Universidade Federal do Tocantins - Reitoria e Campus Universitário de Palmas: uma forma de mitigação ambiental. *Revista Geográfica Acadêmica*, Boa Vista, v. 4, n. 2, p. 29-40, 2010.

SCHAEFER YACHTS (Santa Catarina). SCHAEFER YACHTS. Disponível em: <http://www.schaeferyachts.com.br/schaefer-yachts/>. Acesso em: 16 abr. 2015.

Avaliação do ciclo de vida da fertilização no plantio de capim-elefante (*Cenchrus purpureus* Schumach.) utilizando biossólido e fertilizante comercial

Talles Iwasawa Neves[1], Bruno Teixeira de Carvalho[2], Claudio Augusto Uyeda[3], Monica Carvalho[4], Raphael Abrahão[5]*

1Discente do Programa de Pós Graduação em Energias Renováveis da Universidade Federal da Paraíba – UFPB, talles.neves@cear.ufpb.br
2Discente do Programa de Pós Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade Federal da Paraíba – UFPB, brunotcarvalho@gmail.com
3Professor do Instituto Federal de Pernambuco – IFPE, Campus de Vitória de Santo Antão, claudio.uyeda@vitoria.ifpe.edu.br
4Professora do Departamento de Engenharia de Energias Renováveis da Universidade Federal da Paraíba – UFPB, monica@cear.ufpb
5Professor do Departamento de Engenharia de Energias Renováveis da Universidade Federal da Paraíba – UFPB, raphael@cear.ufpb.br
**Autor para correspondência*

Resumo. *Com a promulgação da Lei 12305/10, que institui a política brasileira de resíduos sólidos, os lodos gerados em estações de tratamento de efluentes não podem mais ser dispostos em aterros sanitários. É necessário o seu aproveitamento, e uma das alternativas é sua disposição no solo, já que em sua composição existem componentes orgânicos e minerais que lhe conferem características fertilizantes. Assim, o lodo (ou biossólido) se tornou uma boa opção aos fertilizantes comerciais, que têm uma cadeia produtiva com alto consumo energético e consequentemente um elevado grau de emissão de poluentes. Com o aproveitamento do biossólido na agricultura, atende-se à legislação e se aproveita um resíduo normalmente desprezado. Neste estudo, a metodologia de avaliação do ciclo de vida foi utilizada para comparar a fertilização comercial recomendada na literatura científica para o plantio do capim elefante (Cenchrus purpureus Schumach.) com a fertilização com o biossólido. O método de avaliação de impacto ambiental utilizado foi o IPCC 2013 GWP 100a, baseado nos dados publicados pelo IPCC (Intergovernamental Panel on Climate Change) em 2013. Este método expressa as emissões de gases de efeito estufa em kg de CO_2 equivalentes, num horizonte temporal de 100 anos. A dosagem de biossólido foi calculada de acordo com a Resolução Conama 375. Foram utilizados a ureia, o superfosfato simples e o cloreto de potássio na dosagem de fertilizante comercial. Os resultados indicaram que a utilização do biossólido resultou em uma diminuição de aproximadamente 32% das emissões atmosféricas, ou seja, conseguir-se-ia evitar a emissão de aproximadamente 52 kg de CO_2 equivalentes por hectare de plantio do capim elefante. Grande parte das emissões associadas ao uso do biossólido está atrelada às grandes quantidades a serem dosadas, o que ocasiona grande consumo de combustível para o transporte do mesmo. Já entre os fertilizantes comerciais, a ureia é o maior contribuinte aos impactos ambientais, representando aproximadamente 80% das emissões do grupo dos fertilizantes comerciais.*

Palavras-chave. *Capim elefante, biossólido, fertilizantes, avaliação do ciclo de vida, impactos ambientais.*

Introdução

O descarte e a disposição final do lodo proveniente de Estações de Tratamento de Efluentes (ETE) são problemas encontrados pelos gestores das diversas estações existentes no Brasil. O processamento e disposição final do lodo podem representar até 60% do custo operacional de uma ETE (VON SPERLING *et al.,* 2001).

Com a promulgação da Lei 12305/2010 (BRASIL, 2010), desde agosto de 2014, o lodo proveniente de ETE's não pode mais ser disposto em aterros, um dos destinos mais utilizados para esse resíduo. Portanto, seriam necessárias alternativas para que se pudesse aproveitar o lodo em algum tipo de processo ou produto. Uma das alternativas mais utilizadas, e com custos de investimentos e operação menores, é a disposição do lodo no solo como potencial fertilizante. Vários componentes orgânicos (ácidos húmicos) e minerais (nitrogênio e fósforo) conferem características fertilizantes a este resíduo (PEDROZA *et al.,* 2011), que passa a ser denominado biossólido.

Com o crescimento da população brasileira, aumenta-se o consumo de alimentos, fibras e energia. Consequentemente há um crescimento no consumo de insumos agrícolas para a produção desses bens, dentre eles os fertilizantes. Estes têm um alto consumo energético nos processos de sua síntese. Segundo a Associação Nacional para Difusão de Adubos (ANDA), o Brasil foi o quarto maior consumidor de fertilizantes do mundo, e produziu somente 36% dos fertilizantes consumidos (ANDA, 2008). O restante foi importado, aumentando ainda mais o consumo energético se considerado o transporte desses produtos.

Dentro desse contexto, a utilização do biossólido como fertilizante atenderia aos requisitos legais impostos pela Lei 12305/2010 (BRASIL, 2010), sobrecarregaria menos os aterros sanitários, utilizaria um resíduo de alto potencial de aproveitamento, além de possivelmente diminuir os impactos inerentes ao alto consumo de fertilizantes comerciais produzidos no mercado.

Com a problemática das mudanças climáticas, ocasionada principalmente pela emissão exacerbada de gases de efeito estufa (IPCC, 2007), a utilização de produtos e processos menos poluentes se torna mais necessária a cada dia. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) se baseia na utilização de métodos e técnicas de estudo dos impactos de produtos, processos e atividades, com o intuito de quantificar as cargas produzidas, preenchendo os requisitos necessários como ferramenta de apoio à utilização de produtos e atividades menos impactantes e mais sustentáveis (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho é aplicar a metodologia da ACV para analisar e quantificar as emissões atmosféricas geradas pelo uso do biossólido e do fertilizante comercial para produção de capim-elefante (*Cenchrus purpureus* Schumach.), avaliando qual modo de fertilização é mais viável em termos de emissões atmosféricas evitadas.

Metodologia

Para comparar os impactos ambientais derivados do fertilizante comercial e do biossólido, utilizou-se a ACV como ferramenta de gestão ambiental. O objetivo da ACV é quantificar os impactos ambientais causados por determinado produto ou serviço, possibilitando uma visão ampla dos danos ambientais e sociais causados, para que se possa comparar com outros processos ou produtos da mesma linha para escolha do processo menos impactante (GUINÉE, 2001; GUINÉE, 2002).

A ACV é uma abordagem composta por quatro componentes: definição de objetivos e âmbito, que descreve e define o produto, o processo ou atividade; a análise de inventário, que identifica e quantifica as entradas e saídas; a análise de impacto, que analisa os efeitos ambientais das entradas e saídas identificadas na análise de inventário; e por fim a interpretação dos resultados para selecionar o melhor produto, processo ou serviço (ABNT, 2014a; ABNT, 2014b).

O método para avaliação de impactos ambientais utilizado neste trabalho foi o Global Warming Potencial (GWP) desenvolvido pelo IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas) (IPCC, 2013). Esse método leva em consideração o potencial direto de aquecimento global oriundo das emissões gasosas, agregando todos os valores em um denominador comum, que é a quantidade de CO_2 equivalente (PRÉ-CONSULTANTS, 2014a). Assim, o CO_2 é utilizado como referência, expressando o potencial da substância em gerar aquecimento global em um horizonte temporal de 100 anos (GWP 100a), com a unidade quantificadora expressa por kg de CO_2 equivalentes. O alcance deste indicador é global (PRÉ-CONSULTANTS, 2014a).

O software utilizado para executar e desenvolver a ACV foi o SimaPro® 8.0.5.13 (PRÉ-CONSULTANTS, 2014b). O programa inclui diversas bases de dados para realização dos inventários, com milhares de processos detalhados. Para esse trabalho foram utilizadas duas bases de dados: Agri-footprint (2015) e Ecoinvent (2015). A Agri-footprint inclui inventários de processos de plantio e processamento de culturas, sistemas de produção e processamento de produtos de origem animal, transporte, produção de fertilizantes e

materiais auxiliares para análise de impacto dentro de uma ACV (AGRI-FOOTPRINT, 2015). Já a Ecoinvent possui dados de vários setores, dentre eles, a produção de energia, produção de produtos químicos, materiais de construção, entre outros. Seu banco de dados consiste em conjuntos de mais de 10.000 dados interligados, com cada um descrevendo um inventário de ciclo de vida em algum nível de processo, atividade ou serviço (ECOINVENT, 2015).

Este estudo se baseou em um experimento realizado em uma fazenda localizada no município de Pedras de Fogo, no Estado da Paraíba, Brasil. Dessa forma, o experimento foi utilizado como base de dados e informações. Os manejos seguidos por agricultores locais e recomendações técnicas também foram considerados e utilizados como base para os cálculos da ACV. O experimento foi conduzido em três blocos de seis parcelas cada, contabilizando um bloco de parcelas e mais duas repetições, de acordo com o exposto na Tabela 1.

Tabela 1: Delineamento experimental

Bloco 1	Bloco 2	Bloco 3
Lote testemunha	Lote testemunha	Lote testemunha
Fertilização comercial	Fertilização comercial	Fertilização comercial
Biossólido	Biossólido	Biossólido
Biossólido 2x	Biossólido 2x	Biossólido 2x
Biossólido 4x	Biossólido 4x	Biossólido 4x
Biossólido 8x	Biossólido 8x	Biossólido 8x

Cada parcela possui uma área de 4 m^2 com dimensões de 2 x 2m, e foram distribuídas ao acaso na área experimental. Os lotes testemunha foram irrigados, mas não houve a utilização de qualquer tipo de insumo fertilizante. Nos lotes com dosagem de fertilizante comercial utilizou-se ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio nas seguintes proporções em kg/ha: 200, 100, 100, respectivamente. Quanto a dosagem do biossólido, esta foi calculada de acordo com o artigo 17 e anexo 3 da Resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006), resultando em uma dosagem de 10,14 ton/ha/ano em base seca. A dosagem calculada foi dosada nos lotes denominados “biossólido”. Nos lotes denominados “biossólido 2x”, “biossólido 4x”, “biossólido 8x”, as quantidades dosadas foram respectivamente 2x, 4x e 8x a dosagem calculada segundo a Resolução Conama 375/06. Antes da dosagem do biossólido, o mesmo teve que passar por um processo de estabilização utilizando cal hidratada. Foi utilizado 30% de cal para o peso seco do lodo dosado em cada parcela.

Todos os blocos e parcelas foram irrigados por gotejadores de 0,7 mm de espessura, vazão nominal de 1,5 L/h, com espaçamento de 0,50m por gotejador. A quantidade de água aplicada foi calculada de acordo com o modelo de Hargreaves e Samani (1982).

Com o desenvolvimento do experimento, foi possível organizar o inventário das entradas da esfera tecnológica tanto para o uso de fertilizante comercial quanto para o uso do biossólido. Na Tabela 2 está apresentado o inventário da utilização dos fertilizantes comerciais. Foi considerado o uso de cada fertilizante em kg/ha/ano e todas as emissões atmosféricas geradas desde a síntese da matéria-prima utilizada para a fabricação de cada fertilizante, de acordo com as bases de dados usadas do SimaPro, e tomando como base o trabalho de Kongshaug (1998) no uso de energia dos processos produtivos e de Davis e Haglund (1999) sobre as emissões na produção de fertilizantes, incluindo o transporte final até a área experimental em Pedras de Fogo/PB.

Tabela 2: Inventário de consumo dos fertilizantes comerciais

Entradas da esfera tecnológica	Quantidade
Ureia	200 kg/ha/ano
Superfosfato	100 kg/ha/ano
Cloreto de potássio	100 kg/ha/ano
Transporte - Fábrica de produção da ureia (São Gonçalo do Amarante/RN – Pedras de Fogo/PB)	222 km
Transporte - Fábrica de produção do superfosfato (Recife/PE – Pedras de Fogo/PB)	89,5 km
Transporte - Fábrica de produção do cloreto de potássio (Recife/PE – Pedras de Fogo/PB)	89,5 km

O processo de síntese da ureia inclui o recebimento da amônia e dióxido de carbono na fábrica, o seu processamento, até a entrega do produto pronto embalado em sacos de 25kg. O processo do superfosfato inclui o recebimento de fosfato natural e ácido sulfúrico, processamento, até a entrega do produto pronto superfosfato embalado. O processo do cloreto de potássio inclui o recebimento do cloreto de potássio em sua forma natural até a entrega, após seu processamento, do produto embalado. Todos os consumos de energia (eletricidade, gás natural) foram contabilizados, assim como a construção das fábricas. A etapa de transporte da fábrica até o local de estudo foi demonstrado separadamente (Tabela 2).

Na Tabela 3 está apresentado o inventário da utilização do biossólido, considerando as quatro dosagens utilizadas por bloco do experimento. Foi considerada a dosagem em kg/ha/ano, conforme foi feito com o fertilizante comercial. Considerou-se também o transporte da origem do biossólido até a área experimental e também a dosagem de cal que foi realizada no biossólido, com o intuito de se estabilizar o mesmo, para atender as premissas impostas pela resolução Conama 375, e evitar a atração de vetores de agentes patogênicos.

Tabela 3: Inventário de consumo do biossólido

Entradas da esfera tecnológica	Quantidade
Biossólido	10,14 ton/ha/ano
Biossólido 2x	20,28 ton/ha/ano
Biossólido 4x	40,56 ton/ha/ano
Biossólido 8x	81,12 ton/ha/ano
Cal hidratada	45 kg/ton de biossólido
Transporte do biossólido até a área experimental	35 km

O processo produtivo da cal utilizada para estabilização do biossólido encontrado na base de dados Ecoinvent (2013) *Lime, hydrated, loose weight| production* (Produção de cal hidratada) não foi considerado representativo

para o caso específico deste estudo. O processo da calcinação, que é o mais intensivo em termos de energia, normalmente inclui um mix de combustíveis fósseis bastante pesado (carvão, gás de coqueria, óleo diesel, e outros). Assim, procedeu-se a pesquisa detalhada dentro dos processos constituintes da fabricação da cal hidratada para verificação da adequação ao processo real do caso de estudo. A fabricação da cal começa na sua retirada da mina ($CaCO_3$: uso de explosivos, depois transporte), com consequente consumo de eletricidade para as etapas de britagem e moagem. A calcinação adiciona calor à rocha calcária $CaCO_3$ + calor --> $CaO + CO_2$. A próxima etapa é a hidratação $CaO + H_2O$ --> $Ca(OH)_2 + CO_2$. A cal hidratada é então transportada até o ponto de uso final. Dessa forma, os processos constituintes foram adequados à realidade local, com maior destaque para a calcinação, onde se utilizou cavaco de madeira como combustível nos fornos (HIDRACOR, 2015).

Há de salientar que não foi considerado o gasto de energia elétrica para desidratação do lodo na ETE. Em tratamentos biológicos, como o realizado na ETE de origem do biossólido deste estudo, a retirada do excesso de lodo produzido pelo sistema é essencial para o bom funcionamento do mesmo. Normalmente, o tratamento do lodo utiliza uma ou mais das seguintes etapas (CASSINI, 2003):

1. Adensamento: redução da umidade e volume;
2. Estabilização: redução da matéria orgânica e consequente redução dos sólidos voláteis;
3. Condicionamento: preparação para desidratação;
4. Desidratação: redução adicional da umidade e volume;
5. Disposição final: destinação final do subproduto após desidratação.

Portanto, o lodo passaria por esses tratamentos mesmo se não fosse utilizado como fertilizante. Então, o consumo energético utilizado através de motores e bombas para o tratamento do lodo, não foi considerado no inventário.

Resultados e discussão

A partir das considerações feitas na etapa de inventário, os valores de emissões equivalentes derivadas da fertilização comercial e do biossólido estão mostrados nas Tabelas 4 e 5, respectivamente. Na aplicação do fertilizante comercial foi utilizado um mix de fertilizantes, baseado no uso real pelos agricultores locais: ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio. A emissão total derivada dos fertilizantes foi de 165,44 kg de CO_2-eq/ha/ano. A ureia foi o maior contribuinte para as emissões geradas, sendo responsável por aproximadamente 73,6% do total. O superfosfato foi responsável por aproximadamente 12% do total de emissões e o cloreto de potássio por 14,4%. Abrahão et al. (2015), em seu estudo de ACV para o plantio de trigo sem irrigação no nordeste da Espanha, observaram que a participação dos fertilizantes nos impactos gerados por esse cultivo chegavam a 87% dos impactos totais do cultivo, sendo 78% somente a contribuição da ureia e 9% para os outros fertilizantes utilizados. A grande contribuição da ureia se deve ao alto consumo energético para extração da amônia e do dióxido de carbono, necessários para sua síntese. O superfosfato simples e o cloreto de potássio também passam por processos de alto consumo energético para obtenção da matéria-prima necessária para sua fabricação, porém bem inferior aos processos utilizados para síntese da ureia.

Tabela 4: Impactos ambientais associados ao uso dos fertilizantes comerciais

Processo	Emissões (kg CO_2-eq/ha/ano)
Ureia (Fabricação, Embalagem) + Transporte	118,00 + 3,83 = 121,83
Superfosfato (Fabricação, Embalagem) + Transporte	17,60 + 2,23 = 19,83
Cloreto de potássio (Fabricação, Embalagem) + Transporte	23,10 + 0,68 = 23,78
TOTAL	165,44

Tabela 5: Impactos ambientais associados ao uso do biossólido

Processo	Emissões (kg CO_2-eq/ha/ano)
Biossólido + Cal + Transporte	0 + 3,90 + 108 = 111,90
Biossólido 2x + Cal + Transporte	0 + 7,80 + 215 = 223,80
Biossólido 4x + Cal + Transporte	0 + 15,60 + 429 = 447,60
Biossólido 8x + Cal + Transporte	0 + 31,10 + 859,00 = 895,20

A comparação realizada a partir da ACV demonstrou que a aplicação de biossólido de acordo com a dosagem preconizada pela Resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006), denominada "biossólido" neste trabalho, emitiu 32,4% menos que a aplicação de fertilizante comercial, o que representa 53,5 kg CO_2-eq/ha/ano de emissões evitadas com o seu uso em relação aos fertilizantes comerciais. O total emitido foi de 111,90 kg CO_2-eq/ha/ano. O principal contribuinte das emissões geradas pela aplicação do biossólido foi o transporte do mesmo até a área experimental, totalizando aproximadamente 96,5%. O transporte é calculado considerando o peso e a distância percorrida para o transporte do resíduo (tonelada.km). Como a quantidade de biossólido dosada por hectare foi muito alta, a quantidade emitida por esse segmento se destacou. Assim, o uso do biossólido pode não ser ambientalmente viável em situações em que há uma grande distância entre a estação de tratamento onde o biossólido é gerado e a área agrícola. O restante da contribuição foi oriunda da dosagem de cal hidratada, principalmente das emissões geradas pelos fornos a lenha, que queimam cavaco de madeira, utilizados em sua calcinação.

É importante salientar que para as dosagens maiores utilizadas no experimento ("biossólido 2x", "biossólido 4x" e "biossólido 8x"), as emissões de CO_2 equivalentes superaram a quantidade gerada pelo uso de fertilizante comercial. Isso se deve ao fato das grandes quantidades dosadas de biossólido para cada situação, gerando uma maior necessidade de transporte do mesmo, sendo que a emissão contabilizada é proporcional à quilometragem percorrida e a quantidade em peso transportada (tonelada.km).

A dosagem maior que a imposta pela Resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006) foi testada no experimento com o intuito de aumentar a produção da cultura e, ao mesmo tempo, produzir menos impactos ambientais negativos. Porém, a possível maior produção da cultura com dosagens maiores de biossólido pode ocasionar maiores emissões devido, principalmente, ao transporte do biossólido, proporcionando emissões maiores que as geradas com a dosagem de fertilizante comercial.

Conclusão

A ACV é uma ferramenta de gestão ambiental muito eficaz para a compreensão e desenvolvimento de estratégias de redução de impactos ambientais, tornando-se um método de estudo muito eficiente na busca de alternativas para diminuição dos impactos gerados em plantios agrícolas.

Os resultados do presente estudo nos levam a concluir que é possível diminuir os impactos ambientais gerados ao longo do ciclo de vida da fertilização do capim-elefante, utilizando a dosagem de biossólido calculada segundo a Resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006) em substituição à dosagem de fertilizante comercial. Para o fertilizante comercial se emitirá 165,44 kg de CO_2 equivalente/ha/ano e para o biossólido 111,90 kg de CO_2 equivalente/ha/ano, aproximadamente 32,4% menos.

A partir dos resultados apresentados, a fertilização pela dosagem de biossólido é viável em termos de emissões atmosféricas geradas, desde que se faça a dosagem de acordo com a Resolução Conama 375/06 (BRASIL, 2006). Assim, se aproveitaria um resíduo normalmente não aproveitado, evitando sobrecarga nos aterros onde normalmente são dispostos, e se emitiria menos gases de efeito estufa derivados dos processos produtivos dos fertilizantes comerciais. É importante salientar que o principal contribuinte das emissões geradas pela aplicação do biossólido foi o transporte aliado às grandes dosagens necessárias. Os próximos trabalhos objetivarão entender as emissões geradas por kg de capim-elefante produzido.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Projeto Universal, nº 475879/2013-9) e da PB Ambiental Gestão de Resíduos.

Referências Bibliográficas

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2014a). *NBR ISO 14040*: gestão ambiental, avaliação do ciclo de vida, princípios e estruturas. Rio de Janeiro.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2014b). *NBR ISO 14044*: gestão ambiental, avaliação do ciclo de vida, requisitos e orientações. Rio de Janeiro.

ABRAHÃO, R.; CARVALHO, M.; CAUSAPÉ, J. (2015). Uma perspectiva ambiental para as novas áreas de irrigação. III Inovagri International Meeting. Fortaleza.

AGRI-FOOTPRINT (2015). Base de dados. Disponível em: <http://www.agri-footprint.com/>. Acesso em 15 mar 2016. *[Em inglês]*

ANDA – Associação Nacional para Difusão de Adubos (2008). Anuário Estatístico do setor de fertilizantes 2007. São Paulo, 160p. ISSN 0103-4790.

BRASIL (2006). Resolução nº 375, de 29 de agosto. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Disponível em: < www.mma.gov.br/port/conama/res/res06/res37506.pdf >. Acesso em: 02 jan. 2016.

BRASIL (2010). Lei nº 12305, de 2 de agosto. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei n 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: < www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636 >. Acesso em: 12 jan. 2016.

CASSINI, S.T. (2003). Digestão de resíduos orgânicos e aproveitamento do biogás. Rio de Janeiro, ABES.

DAVIS, J.; HAGLUND, C. (1999). Life cycle inventory (LCI) of fertiliser production. Fertiliser products used in Sweden and Western Europe. In: SIK Report No. 654. Go¨teborg (Sweden): SIK, The Swedish Institute for Food and Biotechnology.

ECOINVENT (2015). Base de dados, versão 3. Disponível em: < http://www.ecoinvent.ch >. Acesso em: 01 de Dez. 2015. *[Em inglês]*

GUINÉE, J.B. (2001) (ed). Life cycle assessment: An operational guide to the ISO Standards; LCA in Perspective; Guide; Operational Annex to Guide. Centre for Environmental Science, Leiden University, The Netherlands.

GUINÉE, J.B. (2002). Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers, Boston.

HARGREAVES, G. H.; SAMANI, Z. A. (1982). Estimation of potential evapotranspiration. *Journal of Irrigation and Drainage Division ASCE*, Nova Iorque, V.108, n.3, p.225-230.

HIDRACOR (2015). Indústria de tintas. Disponível em: < www.hidracor.com.br > Acesso em: 06 dez. 2015.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2007). Relatório IPCC/ONU Novos cenários climáticos. Disponível em: < www.ecolatina.com.br/pdf/ipcc-completo.pdf > Acesso em 06 jan. 2016.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2013). Revised supplementary methods and good practice guidance arising from the kyoto protocol. Disponível em: < http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/ >. Acesso em 06 dez. 2015.

ISO 14040 (2006) - International Organization for Standardization. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Geneva.

ISO 14044 (2006) - International Organization for Standardization. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines, Geneva.

KONGSHAUG, G. (1998). IFA Technical Conference. In Energy Consuption and greenhouse gas emission in fertilizer production.

PRÉ-CONSULTANTS (2014a). SimaPro database manual methods library. PRé Consultants.

PRÉ-CONSULTANTS (2014b). Website do SimaPro. Disponível em: <http://www.pre-sustainability.com/>. Acesso em 02 de dezembro de 2015.

PEDROZA, M. M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA J. F. (2011). Características químicas de lodos de esgotos produzidos no Brasil. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigation, desarrollo e práctica*. V. 4, n. 2, p. 35 – 47.

VON SPERLING, M.; FREIRE V. H.; CHERNICHARO, C. A. L. (2001). Performance evaluation of a UASB-activated sludge system treating municipal wastewater. Water Science e Technology, V. 43, p. 323-328.

Avaliação do ciclo de vida simplificada de briquetes feitos de serragem de madeira

Nancy E. Bernal Condia[1], Diogo A. Lopes Silva[2], Aldo R. Ometto[1]

[1]Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Departamento de Engenharia de Produção, Universidade de São Paulo, campus de São Carlos/SP. nancybernal0105@gmail.com
[2]Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de São Carlos, campus de Sorocaba/SP

Resumo. Este artigo apresenta um estudo de caso de aplicação da avaliação do ciclo da vida (ACV) simplificada na produção de briquetes feitos a partir da serragem de madeira. A serragem é um resíduo gerado por indústrias do setor de beneficiamento primário da madeira, o qual apresenta potencial para emprego em diversas aplicações, com destaque para o seu uso como biomassa energética. Para a ACV dos briquetes foi utilizado o método MECO (materials, energy, chemicals, others). O MECO é tido na literatura como um método simplificador para a realização de estudos de ACV. Foram identificados os principais aspectos ambientais do ciclo de vida do briquete, conforme a seguinte classificação: consumo de recursos materiais, consumo de recursos energéticos, e geração de resíduos/emissões. Os resultados apontaram que a etapa do ciclo de vida onde ocorreu o maior consumo de recursos materiais e energéticos foi a manufatura dos briquetes, especialmente devido aos processos de secagem e briquetagem. No processo de secagem destacaram-se o consumo de eletricidade, o consumo de serragem na fornalha, e a geração de vapor d'água. Já na briquetagem, o maior destaque foi para o consumo de eletricidade. Por fim, uma comparação foi realizada entre o briquete e o carvão vegetal para o caso da produção de pizzas em uma pizzaria. Essa comparação se justifica, pois o carvão é um produto alternativo aos briquetes. A unidade funcional foi a geração de 920,0 kcal para a produção de 1 pizza. Os resultados apontaram que enquanto são necessários 0,2 kg de briquete para a produção de 1 pizza, no caso do carvão vegetal seria necessário uma quantidade menor (0,13 kg). Contudo, as emissões de gases de efeito estufa para a produção e durante o uso dos briquetes foi menor do que no caso do carvão vegetal.

Palavras chaves: Avaliação do ciclo de vida simplificada. Briquete de serragem. Resíduos de madeira. biomassa energética. MECO.

Introdução

Diariamente geram-se grandes quantidades de resíduos, tais como serragem, cavacos e cascas, que são rejeitados pela maioria das indústrias do setor madeireiro. Por exemplo, durante o processamento mecânico da madeira para a produção de tábuas, de acordo com Landim et al. (2007) apenas cerca de 30% do material é convertido em tábuas, sendo que o restante se torna resíduo sólido.

Assim, a produção de briquetes se apresenta como uma alternativa tecnológica para aproveitamento dos resíduos sólidos de madeira, evitando a geração de entulho sobre o meio ambiente. Os briquetes são produtos obtidos a partir da compactação mecânica da biomassa sob aplicação de pressão e temperaturas elevadas (GENTIL, 2008). O briquete é um bloco compacto com alta densidade, o qual pode ser utilizado principalmente para fins comerciais (queima em fornalhas de padarias e pizzarias) e industriais (queima em caldeiras, olarias).

O briquete feito de resíduos madeiráveis é tido como um produto concorrente a lenha e ao carvão vegetal. Bailis et al. (2013), CENBIO (2008), e Silva et al. (2014) destacam que a produção de carvão vegetal pode gerar relevantes impactos ao meio ambiente devido ao processo de carbonização, que gera emissões de gases de efeito estufa. Assim, produtos alternativos como os briquetes podem ser utilizados em prol da redução da geração desses poluentes. Além disso, os briquetes de madeira apresentam a vantagem de reciclar resíduos sólidos de outras indústrias madeireiras, não demandando necessariamente o consumo de madeira virgem.

Desse modo, o presente estudo realizou uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) da produção de briquetes de serragem de madeira. Para isso, foi utilizado o método MECO (*Materials*, *Energy*, *Chemical*, e *Others*), o qual é uma matriz utilizada na identificação de aspectos ambientais críticos no ciclo de vida de produtos.

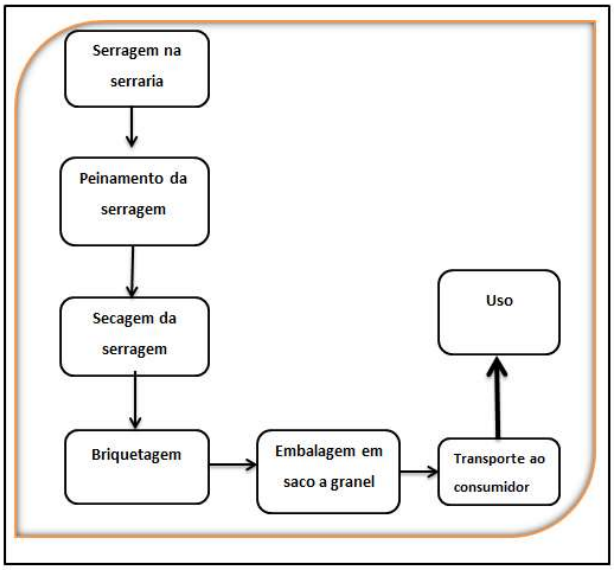
Metodologia

Uma ACV simplificada é uma aplicação menos complexa do que uma ACV convencional baseada na série ISO 14040 e 14044, tratando-se de um estudo qualitativo ou semi-quantitativo. (HOCHSCHORNER e FINNVEDEN, 2003). Para Fleischer et al. (2001), os fatores mais favoráveis para o uso da ACV simplificada são a diminuição do custo e do tempo de execução do estudo relativamente a uma ACV convencional.

Um dos métodos mais utilizados em estudos de ACV simplificada é a matriz MECO. Para Wenzel, Hauschild e Alting (1997), cada uma das letras da palavra MECO se reflete a categorias específicas: M: *Materials,* E: *Energy*, C: *Chemicals,* O: *Other*. A matriz MECO é estruturada em quatro fases: **Materiais**: inclui todos os materiais necessários para a produção, uso, manutenção e fim-de-vida do produto. **Energia**: nesta fase se inclui todas as fontes de energia utilizadas durante o ciclo de vida do produto (e.g., eletricidade, diesel, calor de processo). **Químicos**: inclui todas as emissões e/ou substâncias químicas tóxicas geradas no ciclo de vida do produto. **Outros**: todos os outros aspectos que não se encaixem em nenhuma das categorias anteriores devem ser incluídos aqui (e.g., ruído). Além disso, a matriz pode ser organizada conforme as etapas de: obtenção de matérias primas, transporte (insumos e matérias primas), manufatura/produção, distribuição, uso, e fim-de-vida.

Para a execução de uma ACV simplificada baseada no método MECO, alguns dos elementos-chave da metodologia de ACV da série ISO 14040 e 14044 são adotados, como a definição do sistema de produto e a unidade funcional do estudo. No tocante ao estudo da produção de briquetes de madeira, o sistema de produto é apresentado na Figura 1, segundo a abordagem *cradle-to-grave*. Tal sistema é composto por sete processos, e foi definido a partir de um estudo de caso realizado numa empresa da região de São Carlos/SP, a partir de informações complementares levantadas junto à uma pizzaria de São Carlos/SP, e a partir de informações da literatura. Para a definição do sistema de produto, foi utilizada a abordagem atribucional da ACV.

Figura 1. Sistema de produto dos briquetes de serragem de madeira



O ciclo de vida do produto se inicia com o transporte da serragem de madeira até a empresa fabricante dos briquetes. A serragem de madeira (composta por um mix de espécies de pinus e eucalipto) trata-se de um resíduo

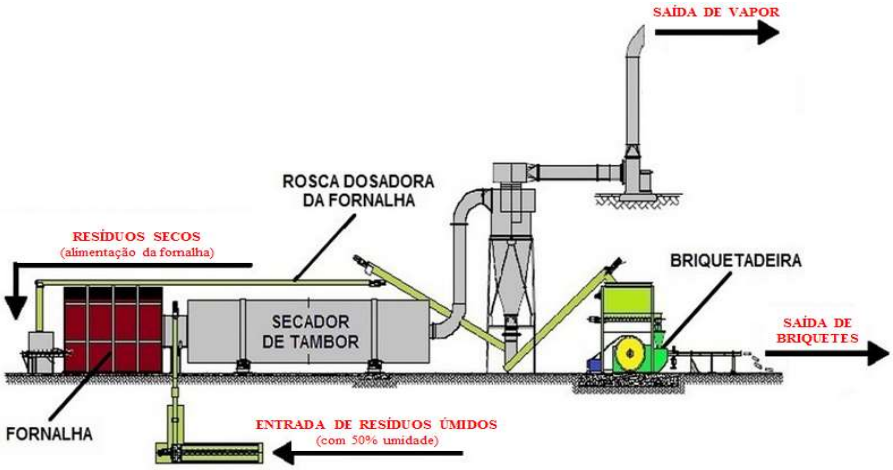
com 50% de umidade e oriundo de serrarias (empresas fabricantes de tábuas de madeira). O transporte da serragem é feito utilizando caminhões com carga de 9,69 toneladas e por uma distância média de 100 km.

A serragem transportada até a fábrica passa primeiramente pelo peneiramento, que consiste em obter a granulometria desejada as partículas de serragem. O peneiramento é realizado utilizando telas metálicas com abertura de 10 mm para a passagem do material classificado. Feito isso, a serragem classificada é seca a umidade nominal de 10% (base úmida). Para isso, é utilizado um secador de tambor como mostrado na Figura 2. Para a secagem da serragem, é utilizado o calor gerado numa fornalha industrial alimentada com parte da serragem seca, resíduos de serragem não classificados no peneiramento, e/ou lenha.

Então, a serragem classificada e seca a 10% de umidade é levada ao processo de briquetagem. A briquetadeira de pistão (ver Figura 2) é a máquina que tem a função de compactar a serragem através de golpes realizados com um pistão hidráulico sobre os resíduos de madeira que são obrigados a passar por um tubo/molde. Tal processo é conhecido por extrusão, sendo que o material extrudado aquece devido à fricção e a alta pressão interna dentro do molde, podendo atingir de 150ºC – 200ºC.

Devida à alta temperatura de extrusão, ocorre uma modificação química na estrutura anatômica das partículas de madeira, sendo que as suas fibras amolecem e o material fica mais denso/concentrado, recebendo o nome de briquete. A briquetadeira utilizada nas empresas normalmente é elétrica, e no caso de moldes com formatos tubulares, o briquete resultante se apresenta num formato cilíndrico. Após a briquetagem, o produto é resfriado até entrar em equilíbrio com o ambiente externo, e posteriormente é embalado para distribuição até o consumidor (pizzarias, padarias, olarias, indústrias, etc.). Para o transporte dos briquetes embalados, assumiu-se a distância de 10 km até uma pizzaria de pequeno porte da região de São Carlos/SP, sendo que o transporte seria realizado utilizando uma caminhonete da própria pizzaria. Além disso, nesse caso, os briquetes seriam embalados na indústria utilizando sacos de ráfia com capacidade de 30 kg.

Figura 2. Fluxograma geral de um processo de briquetagem



Fonte: Adaptado de BIOMAX INDÚSTRIA DE MÁQUINAS LTDA (2016).

Em relação à unidade funcional do estudo de ACV, foi especificado um cenário onde o briquete produzido seria utilizado por uma pizzaria da região de São Carlos/SP. Para esse cenário, pelos dados primários, para a produção de 1000 pizzas seria necessário o consumo médio de 200 kg de briquetes (com 10-12% de umidade e 4.600 kcal/kg de poder calorífico).

Assim, como unidade funcional do estudo foi definido **o consumo de 1 pizza por uma família da região de**

São Carlos/SP. Logo, para a produção de 1 pizza (0,60 kg de peso final), com 35 cm de diâmetro, é necessário o consumo de 0,2 kg de briquetes de serragem.

Resultados e discussão

Para a unidade funcional de 0,2 kg de briquetes de serragem, a matriz MECO da Tabela 1 do Apêndice foi preenchida. Na Tabela 1, os dados de consumo de materiais e de energia na manufatura do briquete foram coletados diretamente a partir da empresa fabricante. Os dados referentes ao transporte da serragem e do produto final (briquetes) foram, respectivamente, obtidos através de estimativas da fabricante de briquetes e da pizzaria sobre o consumo de diesel para os percursos traçados. Já as emissões devido ao consumo de diesel (dióxido de carbono – CO_2, monóxido de carbono – CO, particulados, óxido nitroso – NO_x, e dióxido de enxofre – SO_2) foram calculadas a partir dos fatores de emissão disponíveis em IPCC (2006). E por fim, as emissões de CO e de CO_2 devido à queima dos briquetes de madeira foram estimadas a partir do balanço estequiométrico da combustão de briquetes, assumindo o briquete com a fórmula química da celulose.

Pelos dados primários, a briquetadeira pode produzir até 1000 kg de briquetes/h, sendo necessários 2150 kg/h de serragem (50% de umidade). Assim, para a produção de 0,2 kg de briquetes são necessários 0,43 kg de serragem úmida. Outro insumo necessário foi o saco de ráfia (0,01 kg) para a embalagem do briquete (1 saco = 1,5 kg).

Já na etapa de manufatura do briquete, pelos dados primários, durante o peneiramento aproximadamente 10% (0,043 kg) dos resíduos de madeira não são peneirados, por não apresentarem a granulometria necessária para o processo. O restante do material segue para secagem. No processo de secagem, foi averiguado que para cada 2150 kg/h de serragem úmida, são gerados 827 kg/h de vapor d'água, e ocorre o consumo de 220 kg/h de serragem seca para a alimentação da fornalha mostrada na Figura 2. Logo, dos 0,39 kg de serragem úmida (0,43 kg - 0,043 kg), é possível produzir 0,2 kg de serragem seca, gerar 0,15 kg de vapor e se consome 0,04 kg de serragem para a alimentação da fornalha. Por fim, durante o processo de briquetagem a serragem seca (0,2 kg) é convertida em briquete, e posteriormente o produto é embalado para expedição. Após a distribuição do produto, o briquete é utilizado na pizzaria gerando 920 kcal de calor para assar uma pizza, e as emissões de 2,1E-06 kg de CO e 0,33 kg CO_2.

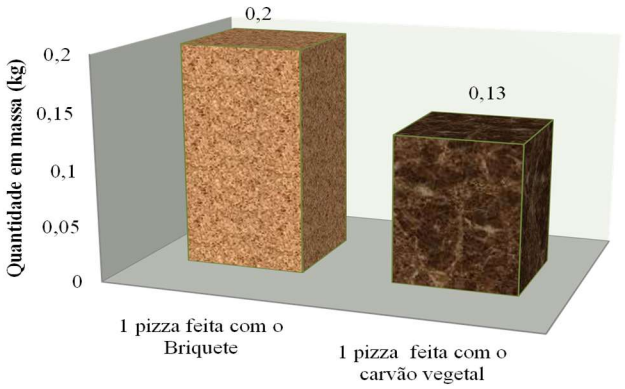
Pelos resultados da Tabela 1 é possível destacar que é durante a manufatura do produto que ocorre o maior consumo de recursos materiais. Além disso, a geração de emissões atmosféricas devido aos processos de combustão também foi destaque na categoria de substâncias químicas, sendo que durante o uso do produto é onde ocorrem as maiores emissões de CO e de CO_2 no ciclo de vida dos briquetes.

Porém, devido a indisponibilidade de dados na fabricante de briquetes, não foram incluídas as emissões de compostos orgânicos voláteis (COVs) oriundos do processo de secagem da serragem e as emissões indiretas de gases de efeito estufa devido ao consumo de eletricidade na briquetagem.

Comparação entre os briquetes de serragem e o carvão vegetal

Por fim, foi realizada uma comparação entre o briquete estudado e o carvão vegetal. As informações sobre a produção de carvão vegetal foram extraídas de CENBIO (2008) e Silva et al. (2014) – produção de carvão a partir de espécies reflorestas de eucalipto e sistema produtivo artesanal do tipo "rabo quente". A comparação realizada levou em conta a unidade funcional da produção de uma pizza. Assim, a Figura 3 mostra os resultados da quantidade em massa de briquete e de carvão vegetal necessário para atender à unidade funcional.

Figura 3. Quantidade de briquete e de carvão vegetal para a produção de 1 pizza.



Para o cálculo da quantidade de carvão vegetal necessária para produzir uma pizza levou-se em conta a demanda energética para assar uma pizza, isto é, 920 kcal (ver Tabela 1). Para tal demanda energética, são necessários 0,2 kg de briquete de serragem, ou 0,13 kg de carvão vegetal (poder calorífico de 6972 kcal/kg). Na Figura 3, a menor demanda por carvão vegetal comparativamente a demanda por briquete para a produção de 1 pizza, se deve ao maior poder calorífico do primeiro.

Apesar do consumo de carvão ser menor para a produção de 1 pizza, há um maior consumo de madeira e uma maior quantidade de emissões geradas na produção e na queima do carvão vegetal, conforme mostra a Tabela 2.

Pelos resultados da Tabela 2 ficou evidenciada a maior geração de CO e de CO_2 durante o uso do carvão vegetal (queima em fornalha), relativamente aos briquetes. Isso se deve ao fato do carvão vegetal ser mais rico em carbono, pois no processo de carbonização seu teor de carbono fixo atinge de 86-90% (CENBIO, 2008).

Também durante a manufatura do carvão vegetal há a liberação de CH_4 no processo de carvoejamento, o qual é uma relevante substância com potencial de influenciar na questão do aquecimento global. No caso da manufatura dos briquetes, durante a secagem da serragem há geração de COVs, contudo, não foi possível inventariar tal aspecto ambiental durante a condução deste trabalho.

Tabela 2: Comparação do briquete de serragem vs. carvão vegetal

Dados referentes à produção de 1 pizza	Carvão vegetal	Briquete de serragem
▪ **Consumo de madeira (eucalipto, 50% de umidade)**	0,49 kg	0,43 kg
▪ **Principais emissões durante a manufatura do produto**	▪ CO: 1,0E-04 kg ▪ CO_2: 0,03 kg ▪ Metano (CH_4): 7,8E-06 kg	▪ COVs (?)
▪ **Principais emissões durante o uso do produto (combustão em fornalha)**	▪ CO: 0,01 kg ▪ CO_2: 0,41 kg	▪ CO: 4,2E-03 kg ▪ CO_2: 0,33 kg

Conclusões

Este trabalho apresentou uma ACV simplificada de briquetes feitos de serragem de madeira por meio da aplicação da matriz MECO. Os resultados da matriz MECO permitiram identificar, de modo preliminar, os principais aspectos ambientais no ciclo de vida do produto, no caso: o consumo de materiais durante a manufatura dos briquetes, e as emissões de gases de efeito estufa durante o uso do produto e nas atividades de transporte. O consumo de eletricidade durante a briquetagem também foi destaque.
As principais limitações do estudo foram não ter sido possível inventariar as emissões de COVs devido ao processo de secagem das partículas de madeira, assim como as emissões de gases de efeito estufa em virtude do consumo de eletricidade na briquetagem.
Mesmo assim, a ACV simplificada apresentou suas vantagens no estudo de caso conduzido. O estudo de caso foi realizado numa produtora de briquetes, e também se baseando em dados de uma pizzaria, ambas empresas de pequeno/médio porte localizadas na região de São Carlos/SP. Assim, utilizando a abordagem semi-quantitativa da matriz MECO, foi possível identificar os principais *hotspots* do estudo de modo rápido e sem a necessidade de dispêndio de muitos recursos (humanos, infraestrutura, informações, tempo).
Por fim, foi feita uma comparação dos briquetes com o carvão vegetal, e foi principalmente destacada a maior geração de emissões no ciclo de vida do carvão vegetal, relativamente aos briquetes de serragem.

Bibliografia

BAILIS, R. et al. (2013). Innovation in charcoal production: a comparative life-cycle assessment of two kiln technologies in Brazil. *Energy for Sustainable Development*. V.17, N.2, pp.189-200.

BIOMAX INDÚSTRIA DE MÁQUINAS LTDA. (2016). *Biomax Indústria de Maquinas Ltda*. Disponível em: http://www.biomaxind.com.br/site/br/briquetagem.html. Acesso em: 13 Março 2016.

CENTRO NACIONAL DE REFERÊNCIA EM BIOMASSA. (2008). *Nota técnica X – carvão vegetal: aspectos técnicos, sociais, ambientais e econômicos*. Instituto de Eletrotécnica e Energia.

FLEISCHER, G. et al. (2001). A semi-quantitative method for the impact assessment of emissions within a simplified life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 6, N.3, pp. 149-156.

GENTIL, L. V. B. (2008). *Tecnologia e economia do briquete de madeira*. 215f. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília. 2008.

HOCHSCHORNER, E.; FINNVEDEN, G. (2003). Evaluation of two simplified life cycle assessment methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 8, N. 3, pp. 119-128.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. (2006). *IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories*. Energy, v. 2. Disponível em: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol2.html. Acesso em: 11Março 2016.

LANDIM, A. B. et al. (2007). Sistema de recuperação de biomassa. *Revista da Madeira*. V. 18, N. 104.

SILVA, D. A. L. et al. (2014). Análise de viabilidade econômica de três sistemas produtivos de carvão vegetal por diferentes métodos. *Revista Árvore*. V. 38, N. 1. pp. 185-193.

WENZEL, H.; HAUSCHILD, M.; ALTING, L. (1997). *Environmental Assessment of Products.* [S.l.]: Kluwer Academic Publischers, v. 1. Methodology, tools and case studies in product development.

Apêndice

Tabela 1. Resultados da matriz MECO

	OBTENÇÃO DE MATÉRIAS PRIMAS		TRANSPORTE DE MATÉRIAS PRIMAS		MANUFATURA DO PRODUTO		DISTRIBUIÇÃO DO PRODUTO		USO DO PRODUTO	
	Entrada	**Saída**	**Entrada**	**Saída**	**Entrada**	**Saída**	**Entrada**	**Saída**	**Entrada**	**Saída**
Materiais	0,43 kg de serragem (50% de umidade)		0,43 kg de serragem		**Etapa de peneiramento:** 0,43 kg de serragem (50% de umidade)	**Etapa de peneiramento:** 0,39 kg de serragem (50% de umidade)	0,201 kg de briquete embalado		0,20 kg de briquete	**0,01 kg de saco de ráfia**
					Etapa de secagem: 0,39 kg de serragem (50% umidade)	**Etapa de secagem**: 0,04 kg de serragem seca para fornalha			1 pizza crua	**1 pizza assada**
						Etapa de secagem: 0,15 kg de vapor d'água				
						Etapa de secagem: 0,20 kg de serragem seca				
					Etapa de briquetagem: 0,2 kg de serragem seca	**Etapa de briquetagem:** 0,2 kg de briquete				
	0,01 kg de saco de ráfia				**Etapa de embalamento:** 0,01 kg de saco de ráfia	**Etapa de embalamento:** 0,201 kg de briquete embalado				
Energia			7,5E-04 kg de diesel		**Etapa de secagem**: 0,04 kg de serragem seca para fornalha		4,4E-05 kg de diesel			**920 kcal com a queima dos briquetes**
					Etapa de briquetagem: 0,0126 kWh					
Químicos				2,2E-03 kg de CO_2				1,3E-04 kg de CO_2		**0,33 kg de CO_2**
				1,9E-06 kg de CO				1,1E-07 kg de CO		**2,1E-06 kg de CO**
				8,9E-08 kg de particulados				5,3E-09 kg de particulados		
				9,6E-06 kg de NO_x				5,7E-07 kg de NO_x		
				1,5E-08 kg de SO_2				8,8E-09 kg de SO_2		
Outros										

Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de bloco cerâmico estrutural (*cradle-to-gate*)

Laís David Vinhal[1], Bruno Biason Bulhões[2], Túlio Queijo de Lima[3], Aldo Ometto[4], Douglas Barreto[5]

[1]Universidade Federal de São Carlos – Programa de Pós-Graduação em Estruturas e Construção Civil, laiscruzeiro@yahoo.com.br
[2]Centro Universitário Central Paulista – Departamento de Engenharia de Produção,
[3]Universidade de São Paulo – Departamento de Hidráulica e Saneamento,
[4]Universidade de São Paulo – Programa de Pós-graduação de Ciências da Engenharia Ambiental,
[5]Universidade Federal de São Carlos – Programa de Pós-Graduação em Estruturas e Construção Civil.

Resumo.*Os impactos ambientais oriundos das diversas fontes de poluição e degradação, em especial do setor industrial da construção civil, evidenciam a urgência de ações estruturadas em prevenção, controle e preservação ambiental. Para tal, o setor da construção civil necessita de alternativas tanto nos insumos utilizados em seus processos produtivos quanto nas técnicas utilizadas na fabricação de produtos, que possibilitem menor geração de resíduos e consumo de recursos naturais. Com o objetivo de contribuir para um desenvolvimento que caminhe em direção à sustentabilidade foi realizada a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) da fabricação de bloco cerâmico estrutural. Este estudo foi realizado considerando desde a extração e processamento da matéria prima até a fabricação do bloco cerâmico estrutural (cradle-to-gate), as demais fases do ciclo de vida não foram analisadas. O trabalho teve como objetivo detectar os potenciais impactos ambientais e avaliar a contribuição das entradas e saídas geradas pelo processo de fabricação do bloco cerâmico estrutural. Para realizar a análise foram seguidas as especificações da NBR 14040 e 14044 (ABNT, 2009ab) e foram utilizados dados primários e secundários, os primários limitaram-se a coleta de informações de uma fábrica localizada no Estado de São Paulo. A modelagem do inventário do ciclo de vida (ICV) foi desenvolvido por meio da adaptação do inventário "brick {RoW}/production" do banco de dados internacional Ecoinvent® de acordo com o contexto local, além disso o banco de dados Ecoinvent® auxiliou nos dados secundários do inventário adaptado. A partir do ICV concluído foi feita a avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV) utilizando algumas categorias do método de avaliação EDIP 97. A principal contribuição do trabalho constituiu a avaliação dos impactos provenientes dos insumos do processo de fabricação do bloco cerâmico, além da identificação das entradas que mais colaboraram para a geração dos impactos averiguados, assim como as substâncias que foram mais significativas nas categorias de impactos ambientais consideradas. Concluiu-se que as entradas que mais contribuíram nas categorias analisadas foram o consumo de energia elétrica, o processo de queima da madeira, utilizada como combustível na queima dos blocos e a queima do diesel utilizado como combustível na fábrica. Deste modo, constatou que uma ACV elaborada a partir de um inventário consistente constitui uma ferramenta importante para a avaliação ambiental.*

Palavras-chave. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), bloco cerâmico estrutural; impactos ambientais.

1. Introdução

Os impactos ambientais oriundos das diversas fontes de poluição, em especial do setor industrial da construção civil, indicam a necessidade de ações estruturais de prevenção, controle e preservação ambiental. Assim, com o objetivo de contribuir para um desenvolvimento que caminhe em direção à sustentabilidade a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) constitui-se como uma ferramenta de gestão ambiental que permite a avaliação dos aspectos ambientais e potenciais impactos associados a um produto ou processo de maneira quantitativa e qualitativa. Este instrumento, analisa diversas etapas que vão desde a extração de matérias-primas da natureza, até a disposição do produto final (BARBOSA *et al.*, 2012).

Na ACV as entradas e saídas são avaliadas por seus impactos ambientais ao considerar os recursos, a saúde humana, a biodiversidade, entre outros, ao longo do tempo. Assim, a partir do conhecimento destes, podem ser tomadas medidas para a minimização e/ou prevenção dos impactos ambientais causados pelas saídas (ou estoques) (LEE e XU, 2005). Torgal e Jalali (2010) apontam as principais categorias de impactos ambientais consideradas na ACV: consumo de recursos não renováveis e água; potencial de aquecimento global, de redução da camada de ozônio, de eutrofização, de acidificação; toxidade humana e ecológica; produção de resíduos;

poluição do ar e alteração de habitats. Neste sentido, Santos *et al.* (2013) afirmam que a ACV se torna uma ferramenta útil para avaliar os impactos ambientais oriundos do uso de determinados materiais.

Atualmente, é crescente o interesse das indústrias, dos especialistas ambientais, autoridades, associações de consumidores, organizações ambientais e pesquisadores pelo método da ACV como forma de conhecer desempenho ambiental dos processos de produção e dos produtos. No âmbito governamental e industrial, a ACV encoraja as empresas para a adoção de técnicas de reciclagem e estratégias de reutilização de forma a diminuir o consumo de recursos e os resíduos gerados (MUJOVO *et al*., 2013).

Na da construção civil, destaca-se o setor ceramista, que colabora como principal fornecedor de materiais para alvenarias (blocos) e coberturas (telhas) para uso residencial e comercial, representando 4,8% da indústria da construção civil e gerando 300 mil postos de trabalho diretos e 1,25 milhão de indiretos (ANICER, 2014).

Tendo em vista este contexto, o presente trabalho tem por objetivo identificar os potenciais impactos ambientais, bem como avaliar, do ponto de vista ambiental, o processo de fabricação de blocos cerâmicos, por meio da ACV com foco na análise das entradas e saídas do sistema de fabricação de blocos cerâmicos.

2. Metodologia

A NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) divide a ACV em quatro fases: i) definição de objetivo e escopo; ii) análise de inventário do ciclo de vida (ICV); iii) avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV); e iv) interpretação dos resultados do ciclo de vida. Sendo que todas as fases estão correlacionadas e interagem entre si.

Além da norma citada, foram utilizados como referência os princípios definidos pela NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b); o Manual do Sistema ILCD (IBICT, 2014); e o método desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas de São Paulo - IPT, para a elaboração do inventário (Castro *et al*, 2015; Silva *et al*, 2015). Além do uso de recursos computacionais (*Simapro*® versão 8.1.1.16) e da base de dados internacional (*Ecoinvent*® versão 3.1) para dados secundários com algumas adaptações. A Figura 1, apresenta a metodologia adotada com as seguintes etapas: levantamento bibliográfico relacionado com ACV e blocos cerâmicos; coleta de dados por meio de visitas à fábrica; elaboração de inventário; avaliação de impacto do ciclo de vida e cálculo de indicadores ambientais; e análise e discussão dos resultados encontrados.

Figura 1 – Metodologia do trabalho

Segundo Castro *et al.* (2015) e Silva *et al.* (2015), o método desenvolvido pelo IPT prevê a adoção de um ICV do *Ecoinvent*® como referência e a coleta de dados em fábrica, ao menos para o processo principal para adaptação deste ICV. A partir do ICV adotado como referência são realizadas adaptações para o contexto brasileiro que se dividem em adaptações "*bottom-up*" e "*top-down*". As adaptações "*bottom-up*" referem-se aos dados coletados *in-loco*, ou seja, na fábrica visitada. E as adaptações "*top-down*" referem-se aos dados macro, por exemplo, a energia e diesel.

Para compilação dos dados do ICV foi utilizado o *software SimaPro*® que permite relacionar os dados de saída do ICV a diferentes categorias de impacto por meio de métodos de AICV. Para a AICV as emissões oriundas do processo de extração e fabricação dos blocos cerâmicos foram calculadas pelo método EDIP 1997. Optou-se

pelo EDIP devido sua abrangência de aplicação ser global de acordo com Mendes *et al.* (2016), pois no Brasil ainda não possui um método específico, e por amparar a ACV de produtos industriais segundo EC-JRC (2010).

3. Avaliação do ciclo de vida do bloco cerâmico (*cradle-to-gate*)

3.1. Definição de objetivo e escopo

Para a definição de objetivo e escopo da ACV realizada para o bloco cerâmico (*cradle-to-gate*), os dados de entrada coletados na fábrica compreenderam ao escopo temporal de três meses, devido os dados terem sido disponibilizados de forma voluntária pela fábrica não foi possível estender a coleta de informações. Os dados coletados foram referentes: ao consumo de argila, água, combustíveis (madeira/pó de serra e diesel), energia elétrica, paletes, lubrificante e blocos refratários; e ao transporte dos paletes, madeira e blocos refratários.

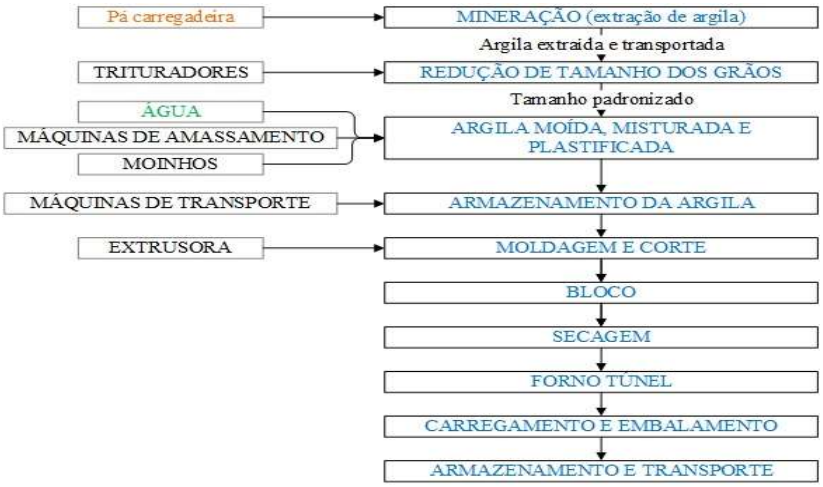
A unidade fabril de blocos cerâmicos estruturais utilizada como referência encontra-se no Estado de São Paulo e os dados fornecidos pelo fabricante contemplaram a extração de matérias primas (argila) e fabricação do produto (berço ao portão) concomitantemente, pois a extração é realizada aos arredores da fábrica. Por este motivo, o fabricante não realiza o controle desmembrado das quantidades de insumos consumidos na extração e fabricação. Por exemplo, o consumo de diesel é controlado de acordo com o consumo mensal e não por etapa ou equipamento. Sendo assim, não foi possível analisar as entradas e as saídas por processo, o que impossibilitou a análise separada do processo de extração com o processo de fabricação.

Neste estudo observaram-se as seguintes limitações: a) os dados primários foram coletados da extração até a fabricação; b) foi utilizado a base de dados *Ecoinvent*® para os dados secundários; c) abrangência geográfica fábrica localizada no Estado de São Paulo; d) fronteira temporal de três meses; e) a AICV foi realizada com base nos insumos (entradas e saídas) e não nos processos unitários da fabricação do bloco cerâmico.

3.2. Modelagem de Inventário

O ICV utilizado como referência foi o *"brick {RoW}/production"*, pois constatou-se que o processo de produção de blocos abordado é semelhante ao processo realizado pela fábrica visitada. Kellenberger *et al.* (2007) afirmam que o *"brick {RoW}/production"* foi modelado com base no processo fabril de 12 fábricas instaladas na Europa considerando desde a extração de matérias primas até a fabricação do bloco cerâmico, apresentado na Figura 2.

Figura 2 – Fluxograma de processos e recursos



Fonte: Adaptado de Kellenberger *et al.* (2007).

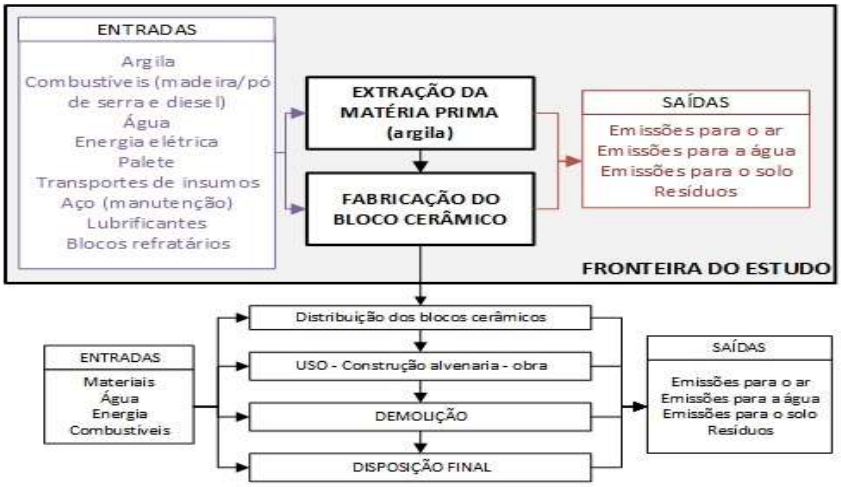
Com a constatação da similaridade do modelo de fabricação europeu (Figura 2), com o contexto brasileiro foi feita uma cópia do módulo *"brick {RoW}/production"* e foram realizadas as adaptações de acordo com a conjuntura brasileira e as premissas apresentadas em Castro *et al.* (2015) e Silva *et al.*(2015) conforme o método desenvolvido pelo IPT.

Após realizar a modelagem do ICV, ou seja, criar um módulo específico para o contexto local, por meio do *software SimaPro®*, foi aplicado o critério de corte, com base nos exemplos apresentados no Handbook -ILCD e foram excluídas as substâncias com menos de 5% da massa total. Foi feita uma análise da significância ambiental de cada uma das substâncias excluídas com base na Convenção de Estocolmo sobre os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs); Ministério da Saúde - Portaria Nº 2.914/2011; Resolução CONAMA nº 430; e ABNT NBR 10004:2004.

3.3. Unidade funcional e fluxo de referência e limites do sistema

A unidade funcional se refere à função que o produto se propõe a cumprir. Ela é estabelecida para fornecer uma base de referência em relação à qual os dados de entrada e saída inventariados são normalizados num sentido matemático, sendo essencial que a mesma seja mensurável (ABNT, 2009ab). Para este estudo foi considerado como função a fabricação de um bloco cerâmico, a unidade declarada de 1 kg de bloco cerâmico 14x19x39 cm e o fluxo de referência de kg por cerâmico. Conforme apresentado na Figura 3, a fronteira do estudo compreendeu a extração de matéria-prima e a fabricação do bloco.

Figura 3 – Fronteira do estudo



Os requisitos de qualidade do ICV referem-se a representatividade e adequabilidade tecnológica, geográfica e temporal, neste sentido a fábrica visitada representa indústrias bem desenvolvidas. As categorias de impacto escolhidas foram estabelecidas de acordo com Torgal e Jalali (2010) e NBR ISO 14025 (ABNT, 2015), apresentadas no item 4. Para determinação do método de AICV foi consultado EC-JRC (2010) e Mendes *et al.* (2016).

4. Resultados da avaliação do impacto do ciclo de vida

Para a avaliação de impacto foram estabelecidas as seguintes categorias de impactos: aquecimento global para um horizonte temporal de 100 anos; depleção da camada de ozônio; acidificação; eutrofização; formação de oxidantes fotoquímicos; ecotoxidade e toxicidade; resíduos e depleção de recursos. (TORGAL e JALALI, 2010; ABNT, 2015)

A AICV teve como base os insumos utilizados para a fabricação de 1 kg de bloco cerâmico 14x19x39 cm e a contribuição de cada uma dessas entradas nas categorias de impacto. O resultado da AICV, apresentado na Tabela 1, mostra o impacto ambiental gerado em cada categoria analisada por meio do método EDIP 1997.

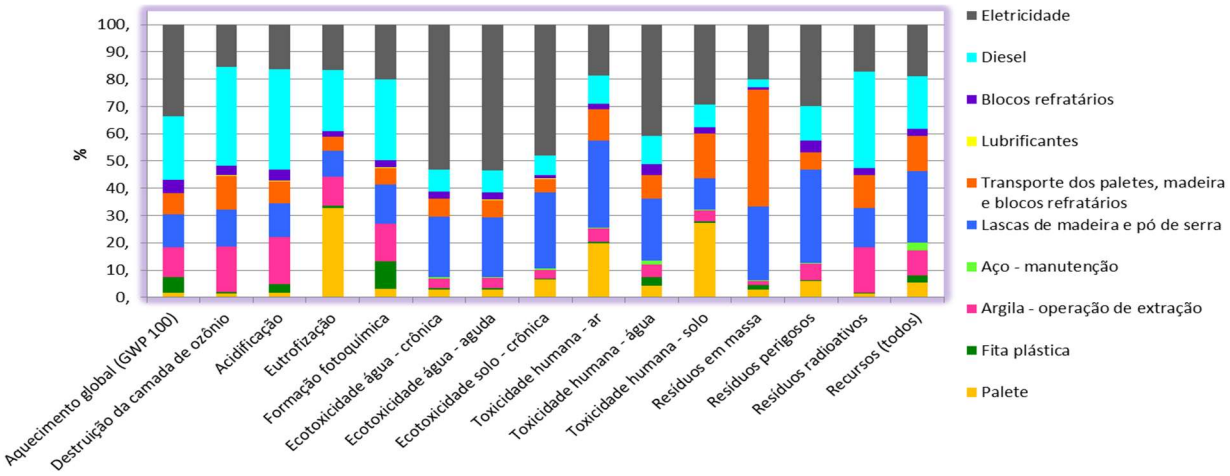
Tabela 4 – Resultado da AICV pelo método EDIP 1997: total dos impactos ambientais do processo de fabricação dos blocos para cada categoria.

Categoria de impacto	Total	Unidade	Categoria de impacto	Total	Unidade
Aquecimento global (GWP 100)	3,07E+01	g CO_2	Toxicidade humana – ar	1,37E+04	m³
Destruição da camada de ozônio	3,49E-06	g CFC11	Toxicidade humana – água	3,31E-01	m³
Acidificação	1,84E-01	g SO_2	Toxicidade humana – solo	1,08E-02	m³
Eutrofização	5,34E-01	g NO_3	Resíduos em massa	3,95E-03	kg
Formação fotoquímica	1,98E-02	g ethene	Resíduos perigosos	3,35E-07	kg
Ecotoxicidade da água - crônica	4,67E+01	m³	Resíduos radioativos	2,01E-06	kg
Ecotoxicidade da água – aguda	4,83E+00	m³	Recursos (todos)	2,88E-06	kg
Ecotoxicidade do solo - crônica	7,70E-01	m³			

Além dos resultados da AICV, na Figura 4 foi apresentada a porcentagem de contribuição relativa as entradas (dos processos do fluxo elementar) para cada categoria de impacto analisadas pelo método EDIP 1997.

Analisando as informações do gráfico da Figura 4, destacam-se o transporte e os combustíveis, que se referem, respectivamente ao transporte dos insumos até a fábrica; e à queima do diesel, da madeira e do pó de serra utilizados como combustíveis nos equipamentos e no forno da fábrica. Estas entradas em conjunto contribuíram significativamente para todas as categorias de impacto analisadas variando de 36 a 73%. Esta contribuição se deu principalmente devido a emissão de óxido de nitrogênio – NO e compostos orgânicos voláteis – NMVOC pela combustão do diesel; e o formaldeído – CH_2O pela queima da madeira e pó de serra.

Figura 4 – Porcentagem que cada entrada contribui para cada categoria analisada no EDIP 1997



O diesel foi a entrada que mais contribuiu para a categoria de impacto de acidificação (37%), depleção da camada de ozônio (36%), geração de resíduos radioativos (35%) e a formação fotoquímica (30%). E o ICV da madeira e pó de serra foi a entrada que mais cooperou para as categorias de geração de resíduos perigosos (34%), toxicidade humana – ar (32%), e consumo de recursos (26%). A contribuição dessas entradas foi devida principalmente ao modo de fabricação desses insumos, além do diesel ser um derivado do petróleo.

Outro item que colaborou significativamente nas categorias de impacto foi a energia elétrica (mix energético brasileiro), com reflexo nas categorias de ecotoxicidade, variando de 48 a 53% (água e solo); toxicidade humana – água e solo (41% e 29%) e aquecimento global (34%). Sendo que para cada uma destas categorias, as substâncias que mais contribuíram foram as seguintes: para o aquecimento global, o dióxido de carbono – CO_2 com 43% do total de CO_2 emitido; para a toxicidade humana – água, o mercúrio - Hg com 34% do total da saída de Hg; para a toxicidade humana – solo, benzeno – C_6H_6 com 28% do total do C_6H_6; e para a ecotoxicidade da água, o cobre - Cu com 63% do total da saída de Cu.

O palete foi a entrada que mais contribuiu para a categoria de eutrofização, devido a emissão de nitrato – NO_3, sendo que do total de NO_3 emitidos 95% foi proveniente do palete. Porém, a substância que mais contribuiu para a categoria de eutrofização foi o NO com 44% do total da categoria sendo 47% desta substância foi oriunda do diesel utilizado na fábrica.

Dentre as entradas analisadas, o aço e os lubrificantes utilizados nas manutenções dos equipamentos foram os ICV menos significativos. A contribuição do aço variou de 0,04 a 3% e a dos lubrificantes sua não atingiu nem 1% nas categorias analisadas.

5. Considerações finais

Pode-se concluir, que a ACV realizada, demandou um grande envolvimento no sentido de adaptar o banco de dados de insumos para o contexto local dos produtos cerâmicos, em particular os blocos estruturais, cujo ICV foi elaborado a partir de um inventário consistente, e isso se constituiu em uma ferramenta fundamental para a avaliação ambiental.

Além disso, analisando os dados obtidos, por meio do método de AICV EDIP 97 e o software *SimaPro®* foram identificadas as entradas mais expressivas: o consumo de combustíveis e o uso de energia elétrica. Desta forma, otimizar o consumo de combustíveis e energia elétrica resultaria em melhorias quanto a influência destes insumos nos resultados dos indicadores analisados. Assim, pode se avaliar a aplicação da ACV e como este instrumento pode apontar fragilidades no sistema produtivo. Neste sentido, observa-se que as entradas mais expressivas supracitadas devem ser os principais focos para que se busque uma produção em direção à sustentabilidade na fábrica em questão. Ressalta-se que os dados são representativos de apenas uma fábrica de blocos cerâmicos e o presente trabalho não teve como objetivo extrapolá-los para representar dados brasileiros.

Por fim, destaca-se que o setor cerâmico necessita de fomentos à pesquisa acadêmica e técnica e ao desenvolvimento de novas tecnologias produtivas que visem inovações para a otimização do desempenho ambiental dos produtos. A evolução de uma cultura de exigências ambientais na construção civil – seja por meio de legislação, normatizações, campanhas publicitárias, estímulos econômico-financeiros, incentivos fiscais ou sensibilização ambiental – leva à tendência do consumo de produtos ambientalmente mais adequados e que tenham o aspecto ambiental como variável importante desde sua concepção, contribuindo para estas inovações supracitadas.

6. Agradecimentos

Agradecimentos ao Insituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo - IPT pela disponibilização do software *SimaPro*® e a base de dados *Ecoinvent*® utilizados na pesquisa.

7. Referências

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 14040: Análise do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.

_____. NBR 14044: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

_____. NBR 14025: Rótulos e declarações ambientais – Declarações ambientais de Tipo III - Princípios e procedimentos. Rio de Janeiro, 2015.

_____. NBR 10004: Anexo C - Substâncias que conferem periculosidade aos resíduos. Rio de Janeiro, 2004.

ANICER -Associação Nacional da Indústria Cerâmica. Cartilha Ambiental – Cerâmica Vermelha. Brasil. 2014

BARBOSA, Priscila Pasti; Taís Larissa da Silva; Cristiane Galassi; Sheila Luz; Generoso De Angelis Neto. ANÁLISE DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA PRODUÇÃO DE BLOCOS CERÂMICOS. III SIMPGEU – Simpósio de Pós Graduação em Engenharia Urbana. 2012.

CASTRO, A. L.; SILVA, F. B.; ARDUIN, R. H.; OLIVEIRA, L. A.; BECERE, O. H. Análise da viabilidade técnica da adaptação de dados internacionais de inventário de ciclo de vida para o contexto brasileiro: um estudo de caso do concreto para paredes moldadas no local. In: Congresso Brasileiro de Concreto (IBRACON), Bonito-MS, 2015.

DIRETIVA 2011/65/UE - Restrição do uso de determinadas substâncias perigosas em equipamentos - RoHs

INSTITUTO BRASILEIRO DE INFORMAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA (IBICT); Manual do Sistema ILCD – Sistema Internacional de Referência de Dados do Ciclo de Vida de Produtos e Processos. 318p. Brasília, 2014.

JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION – EC-JRC. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment – background document. ILCD Handbook – International Reference Life Cycle Data System, European Union. 2010.

KELLENBERGER D.; ALTHAUS, HJ.; KÜNNIGER T.; LEHMANN M.; JUNGBLUTH N.; THALMANN P. 914p. Ecoinvent report no. 7. *Life Cycle Inventories of Building Products*. EMPA, Dübendorf, 2007

LEE, S.G., e XU, X. Design for the environment: life cycle assessment and sustainable packaging issues. International Journal Environmental Technology and Management, 5(1), 14-41. 2005.

MENDES, N. C.; BUENO, C.; OMETTO, A. R. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. 2016. Production, 26(1), 160-175, jan./mar. 2016

MINEROPAR – MINERAIS DO PARANÁ S/A. Perfil da Indústria de Cerâmica no Estado do Paraná. Curitiba: IPARDES, 2000.

MINITÉRIO DA SAÚDE - Portaria Nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011 - Tabela de padrão de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde. Brasília, 2011.

MUJOVO Marla Josefa; Simone Sartori; Cristiano Roos; Alexandra Rodrigues Finotti; Lucila Maria de Souza Campos; Sebastião Roberto Soares. Avaliação do Ciclo de: uma comparação de embalagens de papel e plástico para chocolates. Ingeniería Industrial. 2013.

RESOLUÇÃO CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 2011.

SANTOS Franklin Pires, Yenê Medeiros Paz, Jéssica Melo Tibúrcio Cavalcante, Maria Monize de Morais, Natália Vitória Ramos, Romildo Morant de Holanda. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DOS PRINCIPAIS MATERIAS EMPREGADOS NA CONSTRUÇÃO CIVIL. XIII Jornada de Ensino, Pesquisa e Extensão – JEPEX 2013.

SILVA, F. B.; ARDUIN ; R. H.; BECERE, H.; CASTRO, A. L.; TEIXEIRA, C. E.; OLIVEIRA, L. A. Development of a method for adapting international LCI data for Brazilian building products. In: International Conference on Life Cycle Assessment in Latin America (CILCA), Lima, 2015.

TORGAL, F. P.; JALALI S. A sustentabilidade dos materiais de construção. TecMinho, 2010.

Análise do desempenho ambiental de uma estação de tratamento de efluentes municipal

Rafael Duarte Kramer[1], Marcelo Real Prado[2], Júlio César Rodrigues de Azevedo[3]

[1]*Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA), Universidade Federal do Paraná,rafaelkramer@outlook.com*
[2]*Departamento de Química e Biologia (DAQBi), Universidade Tecnológica Federal do Paraná*
[3] *Departamento de Química e Biologia (DAQBi), Universidade Tecnológica Federal do Paraná*

Resumo. *A necessidade por novos processos sustentáveis fez com que novos métodos de avaliação de sustentabilidade fossem desenvolvidos e empregados nas diversas áreas. Não muito distante, as estações de tratamento de efluentes (ETE's), sempre vistas como uma das principais fontes pontuais de poluição tem sido alvo de pesquisas que abordam o seu desempenho ambiental. Com isso, utilizando a técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), foi estudado o desempenho ambiental de uma ETE no litoral do Paraná. Nesse estudo foram feitas três amostragens do efluente da estação para a caracterização e posterior aplicação da técnica de ACV. Foram mensurados os impactos do efluente em termos do seu potencial de eutrofização e ecotoxicidade no meio hídrico. Com os resultados foi possível observar que as estações são de fato grandes contribuintes da poluição ambiental, especialmente quando considerados a emissão dos contaminantes emergentes. A ineficiência da ETE na remoção, tanto dos contaminantes emergentes como dos nutrientes, foi fator primordial do impacto ecotoxicológico e de eutrofização, respectivamente. O provável impacto causado pela ETE no meio em que está inserida só reafirma a necessidade de estudos que avaliem o desempenho ambiental dos processos sanitários.*

Palavras-chave. *Estação de Tratamento de Efluentes; Contaminantes Emergentes; Avaliação do Ciclo de Vida..*

Introdução

O esgoto sanitário, em ambientes urbanos, tem sido uma relevante fonte de contaminação ambiental. Isso se deve principalmente à ineficiência das Estações de Tratamento de Efluentes (ETE's) que, na sua maioria, não conseguem atender os padrões de tratabilidade estabelecidos por leis e lançam nos corpos aquáticos seus efluentes altamente impactantes (DAUGHTON e TERNES, 1999). Muitas dessas ETE's se utilizam de tratamentos convencionais, tendo como principal objetivo a eliminação de materiais sólidos, matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos. Porém, publicações mais recentes indicam que diferentes compostos orgânicos de interesse ambiental, os contaminantes emergentes, não são biodegradados ou eliminados completamente por estes procedimentos de tratamento, persistindo então nos efluentes gerados (SUÁREZ *et al.*, 2008).

Os contaminantes emergentes são classificados como substâncias naturais ou sintéticas que não são comumente monitoradas no meio ambiente e que podem ou não ter efeitos indesejáveis para o ser humano ou para o meio ambiente (STUART *et al.*, 2012). Essas substâncias são divididas em algumas classes como os produtos de higiene pessoal (PHP), as drogas de abuso, os produtos farmacêuticos, os hormônios sexuais femininos (HSF), os pesticidas da agricultura entre outros. A maior parte desses contaminantes é de uso cotidiano da população, como por exemplo os produtos de higiene pessoal, os fármacos, os interferentes endócrinos e as drogas de abuso (SILVA e COLLINS, 2011). Muitos desses produtos têm como porta de entrada no meio ambiente os efluentes domésticos, principalmente como fonte pontual os efluentes gerados pelas ETE's (DAUGHTON e TERNES, 1999).

Com o aumento da preocupação dos impactos causados pelos efluentes, principalmente pela presença dos contaminantes emergentes, muitas pesquisas tem se direcionado para estudar o impacto ambiental dessa problemática, utilizando análises de desempenho ambiental. Uma das técnicas mais utilizadas é a Avaliação do

Ciclo de Vida (ACV) (NIERO *et al.*, 2014). A ACV é um procedimento para quantificar os impactos ambientais associados com um produto ou um processo por meio de todo o seu ciclo de vida (ABNT NBR ISO 14040, 2009). Nos últimos anos, a ACV tem ganhado popularidade como uma técnica de avaliação da sustentabilidade ambiental, como é possível ver pelo aumento das publicações a esse respeito (COROMINAS *et al.*, 2013). A ACV quando usada como forma de avaliação de Estações de Tratamento de Efluentes, considera não somente os impactos associados com a descarga direta do efluente tratado (perspectiva fim de tubo), mas também os impactos indiretos associados com as entradas (uso de materiais e energia) e saídas (emissões e efluentes) necessários para o tratamento do afluente, sendo assim considerada uma técnica holística (GARRIDO-BASERBA *et al.*, 2014).

Com o passar do tempo estes estudos tem ficado mais especializados, trabalhando com tecnologias convencionais (lodos ativados) e não convencionais (wetlands), diferentes estratégias de gestão dos lodos ou a influência das fronteiras e da escala dos sistemas (LORENZO-TOJA *et al.*, 2015). Muitos estudos fazem comparação entre diferentes tipos de tratamento ou estratégias de tratamento, avaliando a alternativa mais sustentável (THEREGOWDA *et al.*, 2015).

Com base na importância das pesquisas referentes aos contaminantes emergentes e na utilização da ACV como técnica de avaliação ambiental, o presente estudo tem como objetivo avaliar o desempenho ambiental de uma ETE localizada no litoral estado do Paraná, considerando a emissão dos contaminantes emergentes. Juntamente a isso foram analisados os parâmetros físicos e químicos, para avaliar não somente o possível potencial ecotoxicológico do efluente, mas também o potencial de eutrofização do mesmo.

Materiais e Métodos

Amostragem

O trabalho foi realizado em uma ETE em uma cidade litorânea no estado do Paraná, Brasil. A estação estudada opera com um sistema de lodos ativados com aeração mecanizada, por contatores rotativos. O tratamento é realizado para o esgoto de aproximadamente 17000 habitantes.

Foram realizadas três amostragens bimestrais na estação de agosto a dezembro de 2014. Para isso foi feita uma amostragem composta que ao final totalizou 1L de amostra. As amostras coletadas foram preservadas em baixa temperatura (4°C) até a chegada ao laboratório. Foram feitas as análises de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), série do nitrogênio e ortofosfato, todos seguindo metodologias propostas em APHA (2005).

Para a análise dos contaminantes emergentes foi separado 250 mL de amostra. Para a extração dos emergentes, a amostra foi filtrada em membrana de 0,45 µm de acetato de celulose e acidificada para pH próximo de 3. Após foi passado 250 mL de amostra em um cartucho de extração em fase sólida (C18), previamente condicionado. Este cartucho foi eluído com 12 mL de acetonitrila e esse montante foi rotaevaporado para um volume final de 0,25 mL, totalizando uma concentração da amostra de 1000 vezes. Antes de realizar a leitura no cromatógrafo a gás, a alíquota da amostra foi derivatizada com TMCS + 1% BSTFA.

A análise dos micropoluentes foi realizada por cromatografia a gás (Agilent Techonologies 7890) acoplado a um detector de massa triplo quadrupolo (Agilent Technologies 7000) e equipado com amostrador automático (Agilente Technologies 80), em coluna capilar HP-5Msi (30m x 0,25mm x 0,25 µm). A Tabela 5 apresenta os parâmetros de análise da metodologia usada, como os limites de detecção e quantificação dos compostos estudados.

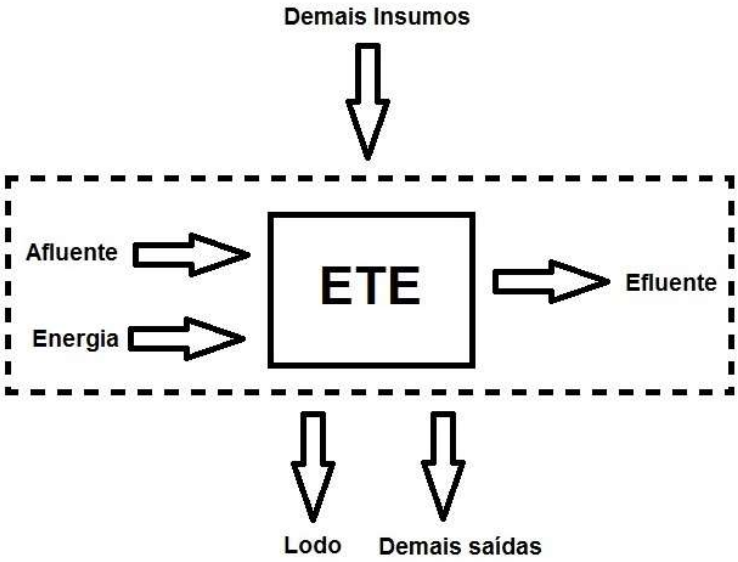
Tabela 5: Compostos analisados e seus respectivos limites de detecção (LD) e quantificação (LQ).

Composto	LD	LQ
	(µg L^{-1})	(µg L^{-1})
Ibuprofeno	0,016	0,055
Ácido Salicílico	0,037	0,124
Cafeína	0,064	0,214
Triclosan	0,007	0,023
Estradiol	0,017	0,059
Estrona	0,016	0,053
Etinilestradiol	0,035	0,118

Avaliação do Ciclo de Vida

Para a realização do desempenho ambiental da ETE, alguns passos foram seguidos, segundo a norma ABNT NBR ISO 14040 (2009). O objetivo do estudo é avaliar a ETE considerando somente a fase de operação, desconsiderando a sua construção e futura desativação. Para tal o fluxo de referência do sistema foi 1 m^3 de efluente tratado e as fronteiras do sistema foram somente a entrada do afluente e da energia consumida e a saída do efluente (Figura 2). O método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) foi o TRACI 2.1 e as categorias de impacto avaliadas foram a Eutrofização (kg N eq) e Ecotoxicidade (CTUe).

Figura 2: Escopo de estudo da ETE avaliada, foram considerados somente as saídas que estão representadas dentro da linha pontilhada.



Segundo a ABNT NBR ISO 14040 (2009) as limitações do estudo devem ser mencionadas. Neste caso, o uso de um método de avaliação não regionalizado, a utilização de uma base de dados internacional, os valores do

consumo de energia usados (valores teóricos) e a restrição da área de estudo são considerados como limitações do estudo. Para mitigar essas limitações boa parte do inventário utilizado foi de dados coletados na própria estação de tratamento, o que aproxima da realidade estudada, como observado por Yoshida e seus colaboradores (2014). Outra característica personalizada é a forma de produção de energia considerada no estudo que é equivalente a matriz energética brasileira.

É importante salientar que da óptica científica, dentro da técnica da ACV, as limitações ditas não alteraram significativamente os resultados para o entendimento do processo analisado e principalmente para a tomada de decisão.

Com todas os resultados das análises e informações em mãos, os dados foram alimentados no software SimaPro 8.04 e para os dados não obtidos com análises laboratoriais foram usadas as correspondências da base de dados ecoinvent versão 3.01.

Resultados e Discussão

Os parâmetros químicos analisados apresentaram-se altos na saída da estação estudada (Tabela 6). As amostragens apresentaram características distintas, sendo a primeira caracterizada pela menor concentração de material orgânico (DBO, 6,00 mg L^{-1} e DQO, 24,80 mg L^{-1}) e pela maior concentração do hormônio feminino estradiol (2,69 µg L^{-1}).

Na segunda destacam-se a alta concentração de DQO (289,55 mg L^{-1}) e da cafeína que chegou a 38,67 µg L^{-1}, vale também ressaltar a significativa concentração do hormônio feminino etinilestradiol (6,21 µg L^{-1}) e do produto de higiene pessoal triclosan (2,33 µg L^{-1}). Já na terceira coleta a expressiva presença do N-amoniacal (74,25 mg L^{-1}) foi relevante na baixa eficiência da estação. As variações apresentadas pela ETE entre as amostragens realizadas demonstram a constante mudança na característica do efluente, o que pode ser um indício da variação do afluente (LORENZO-TOJA *et al.*, 2015) ou da inconstância do modo de operação da ETE (SUÁREZ *et al.*, 2008).

Tabela 6: Resultados das análises feitas do efluente da ETE.

Análises	Unidade	Coleta 1	Coleta 2	Coleta 3
DQO	mg L^{-1}	24,80	289,55	67,27
DBO		6,00	7,50	10,00
Nitrato		2,85	0,15	9,83
Nitrito		0,03	3,75	3,42
N-Amoniacal		9,44	47,80	74,25
Ortofosfato		5,74	3,48	4,06
Ibuprofeno	µg L^{-1}	<LD	0,05	<LD
Ácido Salicílico		0,28	<LQ	<LQ
Cafeína		<LQ	38,67	1,89
Triclosan		0,44	2,33	0,42
Estradiol		2,69	1,57	0,83
Estrona		0,05	3,44	1,56
Etinilestradiol		0,88	6,21	2,01

Com a realização da análise de desempenho ambiental, utilizando a técnica da ACV, foi possível identificar os potenciais de eutrofização de cada coleta e os compostos mais contribuintes (Figura 3A).

A terceira amostragem apresentou o maior potencial de eutrofização, devido a acentuada concentração de N-amoniacal, já citada anteriormente, e a presença do ortofosfato, considerado como um nutriente limitante da eutrofização em ambientes naturais. Este mesmo nutriente foi o principal agente no potencial eutrofizante da primeira coleta, em razão da sua concentração que foi de 5,74 mg L^{-1}, mas mesmo assim esta coleta apresentou o menor potencial entre as analisadas. A segunda amostragem também foi caracterizada, principalmente, pela presença do N-amoniacal, porém a DQO apresentou significativa importância no impacto, sendo responsável por aproximadamente 23% do potencial de eutrofização.

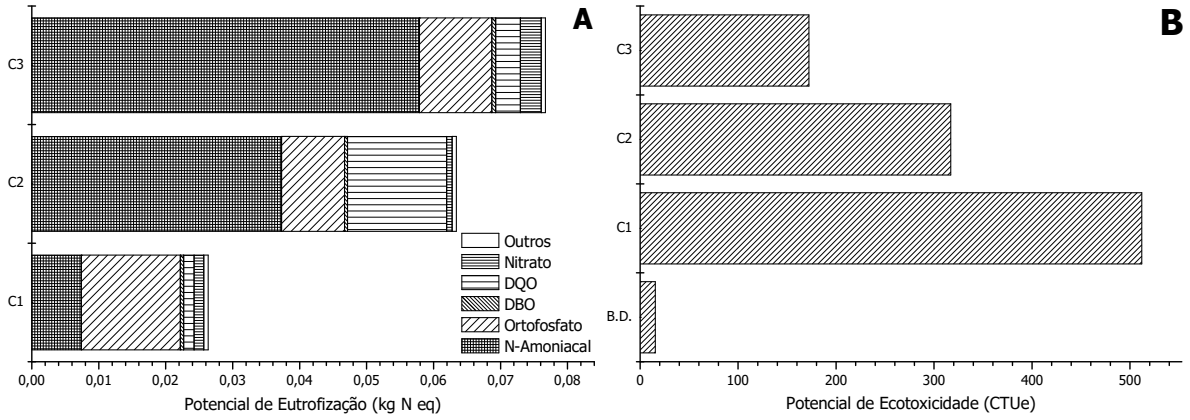
Os resultados encontrados enfatizam a importância da remoção dos nutrientes e da matéria orgânica do efluente e, neste caso, a necessidade de melhoramento nessas remoções ou aplicação de um tratamento terciário como polimento desses parâmetros, para assim diminuir o potencial de eutrofização apresentado pela ETE.

Na Figura 3B estão presentes os resultados do potencial de ecotoxicidade de cada coleta e do inventário fornecido pela base de dados (B.D.), vale ressaltar que foi considerado somente as substâncias presentes na água, desconsiderando no solo e no ar. O potencial de ecotoxicidade é nitidamente maior nas coletas realizadas do que no inventário fornecido pela base de dado.

A base de dados não considera a presença dos contaminantes emergentes na saída da ETE, somente a presença de metais pesados, o que evidencia a forte influência que os emergentes têm na ecotoxicidade do meio.

Com isso é possível corroborar com as sugestões feitas por Corominas e colaboradores (2013), os quais recomendam que os estudos de ACV em ETE's devem abranger a maior quantidade de análises possíveis, inclusive as dos contaminantes emergentes.

Figura 3: Contribuição dos parâmetros analisados no potencial de eutrofização em cada coleta (A) e o potencial de ecotoxicidade de cada coleta em comparação com a base de dados (B).



Comparando as coletas entre si, vemos que o potencial de ecotoxicidade se comporta de maneira contrária ao potencial de eutrofização, o que indica que os principais compostos que geram eutrofização não são os mesmos que geram ecotoxicidade no efluente. Dentro do potencial de ecotoxicidade das amostragens, algumas substâncias se destacaram como as mais impactantes (Tabela 7). Em todas as coletas o estradiol foi correspondente pela maior parcela do potencial de ecotoxicidade, chegando até aproximadamente 97% do total na primeira coleta. Outro hormônio feminino de destaque foi o etinilestradiol, que foi o quarto composto mais impactante na primeira e terceira amostragens e segundo na segunda coleta. Os demais contaminantes emergentes tiveram potenciais de ecotoxicidade significativamente menores, como a cafeína (5ª na C2 e 9ª na C3), o triclosan (10ª na C1, 11ª na C2 e 10ª na C3), a estrona (21ª na C1, 16ª na C2 e 12ª na C3), o ibuprofeno (32ª na C2 e 37ª na C3) e o ácido salicílico (28ª na C1, 34ª na C2 e 31ª na C3). Comparando com as concentrações da Tabela 6, nota-se que nem sempre a concentração elevada do contaminante gera um potencial ecotoxicológico maior, como é o caso da cafeína que teve concentração de 38,67 µg L^{-1} na segunda coleta e ainda assim representou somente 0,9% do potencial nessa mesma amostragem. Como dito anteriormente, as concentrações dos metais usadas são advindas da base de dados o que explica a invariabilidade do seu potencial ecotoxicológico entre as coletas, porém mesmo assim foram considerados na análise devido a sua importância na poluição ambiental.

Tabela 7: Ranking das substâncias mais contribuintes da ecotoxicidade em cada coleta.

	C1			C2			C3	
Posição	Substância	%*	Posição	Substância	%	Posição	Substância	%
1	**Estradiol**	96,7	1	**Estradiol**	90,9	1	**Estradiol**	88,9
2	Cobre	1,6	2	**Etinilestradiol**	3,3	2	Cobre	4,8
3	Zinco	0,7	3	Cobre	2,6	3	Zinco	2,0
4	**Etinilestradiol**	0,3	4	Zinco	1,1	4	**Etinilestradiol**	1,9
5	Cromo VI	0,3	5	**Cafeína**	0,9	5	Cromo VI	0,8

* Contribuição percentual de cada substâncias entre todas consideradas.

Outro fator importante não mencionado anteriormente é a irrelevância do impacto causado pela energia consumida pela estação nos potenciais analisados. No pior dos cenários, sem considerar a presença dos contaminantes emergentes no efluente da estação, a ETE representa aproximadamente 97% do potencial ecotoxicidade e 99% do potencial de eutrofização.

Esses resultados vão ao encontro do observado por outros estudos (THEREGOWDA *et al.*, 2015), os quais afirmam que o efluente das estações representa de 69 a 100% do impacto mensurado nos seus ciclos de vida.

Conclusão

A utilização da técnica de ACV para a avaliação de desempenho ambiental da ETE estudada se mostrou satisfatória e relevante para o melhor entendimento das principais fontes de contaminação apresenta por esses processos. Foi possível entender que há variações no potencial de eutrofização durante as coletas, mas que parâmetros como o N-amoniacal, ortofosfato e DQO são significativos no efluente e que medidas que possam reduzir as suas concentrações são necessárias para a diminuição desse potencial.

O potencial de ecotoxicidade se mostrou pertinente, principalmente quando é considerada a presença dos contaminantes emergentes. Por mais que variações foram observadas entre as coletas, o potencial ainda assim foi significativo e relevante na ecotoxicidade do meio aquático. Compostos como os hormônios femininos apresentaram os maiores impactos e, por tanto, necessitam de mais atenção nos efluentes.

Agradecimentos

À Fundação Araucária e à CAPES pela bolsa de estudo, ao CNPq (474900/2011-8) e Fundação Araucária (443/2013) pelo suporte financeiro.

Referências Bibliográficas

American Public Health Association (APHA). (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* 21ª edição. Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation, 1368 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2009). *NBR ISO 14040 Gestão Ambiental – Avaliação de ciclo de vida – Princípios e estrutura*. Brasil: ABNT,22p.

COROMINAS, LL.; FOLEY, J.; GUEST, J.S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H.F.; MORERA, S.; SHAW, A. (2013). Life Cycle Assessment applied to wastewater treatment: state of the art. *Water Research* V. 47, pp. 5480-5492.

DAUGHTON, C. G.; TERNES, T. A. (1999). Pharmaceuticals and personal care products in the environment: Agents of subtle change? *Environmental Health Perspectives* V. 107, pp. 907-938.

GARRIDO-BASERBA, M.; HOSPIDO, A.; REIF, R.; MOLINOS-SENANTE, M.; COMAS, J.; POCH, M. (2014) Including the environmental criteria when selecting a wastewater treatment plant. *Environmental Modelling & Software* V. 56, pp. 74-82.

LORENZO-TOJA, Y.; VAZQUEZ-ROWE, I.; CHENEL, S.; MARÍN-NAVARRO, D.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. (2015) Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA DEA method. *Water Research* V. 68, pp. 651-666.

NIERO, M.; PIZZOL, M.; BRUUN, H. G.; THOMSEN, M. (2014). Comparative life cycle assessment of wastewater treatment in Denmark including sensitivity and uncertainty analysis. *Journal of Cleaner Production* V. 68, pp. 25-35.

SILVA, C. G. A.; COLLINS, C. H. (2011) Aplicações de Cromatografia Líquida de Alta Eficiência para o Estudo de Poluentes Orgânicos Emergentes. *Química Nova* V. 34, N. 4, pp. 665-676.

STUART, M.; LAPWORTH, D.; CRANE, E.; HART, A. (2012). Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. *Science of the Total Environment* V. 416, pp. 1-21.

SUÁREZ S.; CABALLA M.; OMIL F.; LEMA J.M. (2008). How are pharmaceutical and personal care products (PPCPs) removed from urban wastewaters? *Reviews Environmental Science Biotechnology* V. 7, pp.125–138.

THEREGOWDA, R.; VIDIC, R.; DZOMBAK, D. A.; LANDIS, A. E. (2015). Life Cycle Impact Analysis of Tertiary Treatment Alternatives to Treat Secondary Municipal Wastewater for Reuse in Cooling Systems. *Environmental Progress & Sustainable Energy* V. 34 N.1, pp. 178-187.

YOSHIDA, H.; CLAVREUL, J.; SCHEUTZ, C.; CHRISTENSEN, T. H. (2014) Influence of data collection schemes on the Life Cycle Assessment of a municipal wastewater treatment plant. *Water Research,* V. 56, pp. 292–303.

Modelagem do fim de vida em avaliação do ciclo de vida: estudo de caso para cenários de resíduos eletroeletrônicos na França e no Brasil

Rachel Horta Arduin [1], Carole Charbuillet [2], Françoise Berthoud [3]

[1]Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo – Centro de Tecnologias Geoambientais – Laboratório de Resíduos e Áreas Contaminadas, rachel@ipt.br
[2]Institut Arts et Métiers de Chambéry, LCPI, 73375 Le Bourget du Lac, France
[3]Université Grenoble Alpes, CNRS, LPMMC, EcoInfo, 38000 Grenoble, France

Resumo. A utilização de equipamentos eletroeletrônicos vem crescendo em todo o mundo e, consequentemente, a quantidade de resíduos após o final da vida útil desses equipamentos. A fim de avaliar os impactos ambientais associados ao ciclo de vida de equipamentos eletroeletrônicos, nos últimos dez anos, alguns estudos de avaliação do ciclo de vida (ACV) foram publicados. Nos estudos em que o fim de vida foi considerado na fronteira do estudo, algumas vezes o tratamento de resíduos eletroeletrônicos é avaliado em um cenário de reciclagem sem considerar alternativas, tais como reutilização, incineração ou destinação em aterro. No entanto, mesmo em países como a França, que possui um sistema de tratamento de resíduos eletroeletrônicos (REEE) implementado desde 2005, a taxa de coleta é de 38%, o que permite facilmente concluir que um cenário que considera 100% de reciclagem está muito longe da realidade. Este trabalho apresenta um estudo de caso de um carregador de telefone celular tratado em dois países diferentes: França e Brasil. O carregador foi selecionado por ser um produto numeroso e que contém diferentes materiais que são encontrados também em outros equipamentos eletroeletrônicos. Após uma primeira análise da gestão de REEE foram selecionados três cenários para cada país: (1) cenário otimista, em que o resíduo é reciclado considerando as melhores tecnologias disponíveis; (2) um cenário conservador, considerando apenas os canais de reciclagem que estão bem estabelecidos; (3) um cenário pessimista, considerando as piores condições em termos de reciclagem, em que os resíduos são integral ou parcialmente aterrados ou incinerados. A eficiência dos processos de reciclagem também foi considerada no estudo, uma vez que os processos possuem perdas inerentes, outro aspecto negligenciado em muitos estudos de ACV. O método de avaliação do impacto do ciclo de vida selecionado foi o Recipe Midpoint Hierarchist, e foram utilizados dados da base de dados Ecoinvent v. 3.1, bem como dados primários coletados em ambos os países. Considerando a diferença nos resultados associados aos diferentes cenários de fim de vida, conclui-se que o cenário de fim de vida deve ser claramente reportado. Recomenda-se considerar cenários mais realistas das atuais práticas de gestão de resíduos. Uma limitação do presente estudo é que os cenários de disposição em aterro foram avaliados conforme o modelo Ecoinvent que considera a realidade europeia. É importante considerar que o desenvolvimento físico-químico de aterros é diferente em países como a Suíça e o Brasil, e que o modelo adotado não considera o impacto de disposição em lixão e aterros controlados, uma realidade ainda recorrente no Brasil.

Palavras-chave. Fim de vida; Resíduos eletroeletrônicos; Avaliação do ciclo de vida.

Introdução

De acordo com Balde *et al*. (2015), 42 milhões de toneladas de resíduos eletroeletrônicos (REEE) foram descartadas em todo o mundo em 2014. Em 2012 o governo brasileiro indicou uma geração de 2,6 kg de REEE por habitante (Brasil, 2012). Outros estudos em cenário nacional indicam uma geração de 4,6 a 6,5 kg de REEE por habitante (THE WORLD BANK, 2012; ABDI, 2013). Na França é estimada uma geração entre 17 e 23 kg de REEE por habitante (ADEME, 2015).

A fim de solucionar o problema dos resíduos eletroeletrônicos, o Parlamento Europeu publicou em 2002 a diretiva de REEE a qual previa, dentre outras ações, a criação de sistemas de coleta de resíduos com o objetivo de aumentar a reciclagem e reutilização dos resíduos. Considerando o aumento contínuo da geração de REEE, a diretiva foi revisada (Diretiva 2012/19/UE) e novas metas e estratégias foram definidas. Na França, a diretiva foi transposta para a legislação nacional e, como parte da criação do sistema de gestão de REEE, quatro entidades

responsáveis pela gestão dos resíduos foram autorizadas pelo governo para operar em livre concorrência para a coleta, transporte e tratamento de REEE.

No Brasil, a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) (Lei nº 12.305/2010) instituiu a logística reversa como um dos instrumentos para aplicação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos. Para a implantação do sistema de logística reversa de REEE, foi estabelecida a necessidade de elaboração de um acordo setorial. Em 2013, o Ministério do Meio Ambiente, publicou um edital para a elaboração de propostas para o acordo setorial para REEE. No entanto, após alguns anos de negociação, o acordo setorial para REEE ainda não foi assinado. Em 2016 foi criada pela Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (ABINEE) uma gestora para logística reversa de produtos eletroeletrônicos, que se encontra em fase de implantação.

Melhorar a gestão dos REEE representa uma oportunidade ambiental e econômica. Os resíduos eletroeletrônicos constituem um fluxo de resíduos particularmente complexo, que pode causar problemas ambientais e de saúde. Além disso, a produção de equipamentos eletroeletrônicos (EEE) requer o uso de materiais com disponibilidade limitada e alto valor agregado. A reciclagem pode, portanto, evitar a extração de novos recursos.

Avaliação do ciclo de vida de resíduos eletroeletrônicos

Visando avaliar os impactos ambientais associados ao ciclo de vida de equipamentos eletroeletrônicos, nos últimos dez anos, alguns estudos de avaliação do ciclo de vida (ACV) foram publicados, principalmente na Europa, Estados Unidos e Ásia. Parte dos estudos não contempla a etapa de fim de vida na fronteira do estudo, justificando que a contribuição do impacto é pequena em comparação ao impacto das etapas de uso e produção, ou optam por não avaliar devido à ausência de informações precisas sobre o fim de vida. Nos estudos que consideram o fim de vida, o tratamento de resíduos eletroeletrônicos foi algumas vezes avaliado em um cenário de reciclagem, sem considerar alternativas, tais como reutilização, incineração (com ou sem valorização energética) ou destinação em aterro. O transporte durante a gestão do fim de vida muitas vezes não é considerado, ou ainda as distâncias são estimadas sem necessariamente estarem de acordo com a realidade (BARBA-GUTIÉREZ, AFONSO-DÍAS, HOPP, 2008).

Conforme discutido por Suckling e Lee (2015), o fim de vida de EEE muitas vezes não segue a destinação assumida nas declarações de produtores. Isto ocorre devido a variações no comportamento humano que influenciam as taxas de coleta, e também considerando os diferentes níveis de desenvolvimento dos sistemas de coleta e tratamento de REEE. Mesmo em países como a França, a qual possui um sistema de tratamento de resíduos eletroeletrônicos (REEE) implementado desde 2005, a taxa de coleta é de 38% (ADEME, 2015), o que permite facilmente concluir que um cenário que considera 100% de reciclagem está muito longe da realidade.

Adicionalmente, deve-se considerar que os processos de separação e reciclagem possuem perdas inerentes. Sendo assim, mesmo em um cenário de reciclagem, haverá a incineração e/ou destinação em aterro para tratamento das perdas do processo e eventuais componentes que não possuem uma tecnologia para reciclagem. Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar os impactos ambientais de cenários realistas de tratamento de REEE na França e no Brasil por meio da metodologia de avaliação do ciclo de vida.

Método

Um carregador de telefone celular tratado na França e Brasil foi selecionado como estudo de caso por ser um produto numeroso, que contém diferentes materiais que são encontrados em outros EEE, e suficientemente complexo para avaliar o impacto da modelagem de fim de vida nos resultados finais da ACV. A unidade funcional considerada foi: *tratar 1 kg de carregador de telefone celular*. Um carregador foi desmontado e pesado pelas autoras e sua composição é apresentada na Tabela 1:

Tabela 1: Composição do carregador de telefone celular considerado no estudo

Componentes	Materiais	Massa (%)
Plugue	Plástico (100% policarbonato)	42,3
	Circuito impresso (30% plásticos, 30% materiais cerâmicos e 40% metais)	25,8
Cabo	Cobre	21,1
	Plástico (50% polietileno e 50% PVC)	10,8

Realizou-se uma primeira análise do sistema de gestão de REEE na França e no Brasil e, considerando os diferentes níveis de desenvolvimento dos sistemas de coleta e tratamento de REEE, foram selecionados três cenários para cada país (Tabela 2). Nos cenários otimistas, o resíduo é reciclado considerando as melhores tecnologias disponíveis em escala industrial e considerando as capacidades e limitações dos sistemas de gestão de cada país. Os cenários conservadores consideram apenas os canais de reciclagem que estão bem estabelecidos. Os cenários pessimistas consideram as piores condições em termos de reciclagem. Sendo assim, no cenário da França, os componentes mais complexos de serem reciclados (circuitos impressos e plásticos) não são reciclados, e no cenário do Brasil 100% é destinado em aterro sanitário junto ao resíduo domiciliar.

A fronteira do estudo compreendeu da disposição final pelo consumidor até o tratamento dos materiais (reciclagem, aterro e/ou incineração), incluindo o transporte entre as etapas. O escopo geográfico e tecnológico dos cenários do Brasil representam as regiões sul e sudeste. Essa restrição decorre da diversidade dos sistemas de gestão no Brasil, e que 80% dos equipamentos de tecnologia da informação e comunicação comercializados no Brasil e 95% das usinas de reciclagem de REEE mapeadas estão localizadas nessas regiões (ABDI, 2013).

Tabela 2: Cenários de fim de vida

País	Cenário	Detalhamento
França	Otimista	**Reciclagem:** Circuito impresso e cabo (plástico e cobre) **Incineração:** Plástico do plugue e perdas do processo de separação e reciclagem do circuito impresso **Aterro:** Perdas do processo de reciclagem do plástico do cabo
	Conservador	**Reciclagem:** Circuito impresso e cobre do cabo (sem o plástico) **Incineração:** Plástico do plugue e perdas do processo de separação e reciclagem do circuito impresso **Aterro:** Plástico do cabo
	Pessimista	**Reciclagem:** Cobre **Incineração:** Plásticos, circuito impresso e perdas do processo de separação e reciclagem do cabo
Brasil	Otimista	**Reciclagem:** Circuito impresso e cobre

	Aterro: Plásticos e perdas dos processos de separação e reciclagem
Conservador	**Reciclagem:** Cobre **Aterro:** Plásticos, circuito impresso e perdas dos processos de separação e reciclagem
Pessimista	**Aterro:** 100% do carregador (plugue e cabo)

O inventário do ciclo de vida para cada cenário foi desenvolvido com base nos inventários disponíveis na base de dados Ecoinvent (versão 3.1) e adaptados com dados de literatura e dados primários obtidos em discussões com especialistas e recicladores em ambos os países. As principais adaptações estão listadas a seguir:

- Taxas de eficiência de separação e reciclagem de REEE (HISCHIER *et al*., 2007; MAKENJI; SAVEJI, 2012; NAVAZO; MÉNDEZ; PEIRÓ, 2014);
- Consumo de energia dos processos de separação de plásticos no cenário otimista da França considerando tecnologia de separação óptica e infravermelho próximo (NIR) (WRAP, 2008);
- Localização das usinas de tratamento baseado em dados disponíveis em relatórios técnicos de ambos os países (ABDI, 2013; ADEME, 2014), dados técnicos fornecidos por especialistas e cálculo primário das distâncias de transporte (rodoviário e marítimo);
- Impactos da disposição final em aterros considerando a metodologia desenvolvida por Doka (2009) e informações da composição elementar dos materiais.
- Recuperação de energia da incineração do plástico (valorização energética). Considerou-se a energia produzida a partir da incineração do plástico disponível na base de dados Ecoinvent, e a distribuição do mix energético da França (SYNDICAT DES ENERGIES RENOUVELABLES, 2013).

Os resultados da avaliação do impacto do ciclo de vida foram calculados em impacto de ponto médio (*midpoint*) pelo método ReCiPe (versão 1.12 - *Hierarchist*) adaptado com o método IPCC (versão 1.01). O método ReCiPe foi selecionado pois é recorrentemente utilizado em estudos de ACV de EEE (ex. ACHACHLOUEI; MOBERG; HOCHSCHORNER, 2015; HONG *et al.*, 2015; HISCHIER; WÄGER, 2015), bem como pelo referido método atender aos requisitos das normas ISO que indicam a seleção de categorias de impacto que reflitam uma avaliação abrangente dos impactos ambientais relacionadas com o sistema de produto (HISCHIER *et al.*, 2015). Após uma primeira avaliação dos resultados com o método ReCiPe e respectiva normalização para o mundo, as categorias mais representativas ao sistema de produto foram identificadas.

A avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) foi realizada em duas etapas: primeiramente os impactos dos cenários de fim de vida foram avaliados individualmente (Figuras 1 e 2); em seguida os impactos dos cenários de fim de vida foram comparados com a produção de matéria-prima virgem a fim de avaliar os benefícios da reciclagem como potencial redutor da extração de novos recursos naturais (Figura 3). Essa abordagem foi selecionada uma vez que os materiais oriundos da reciclagem de REEE possuem características técnicas iguais ou similares às propriedades inerentes a matéria prima virgem (reciclagem em ciclo fechado) (LIGTHART; TOON, 2012).

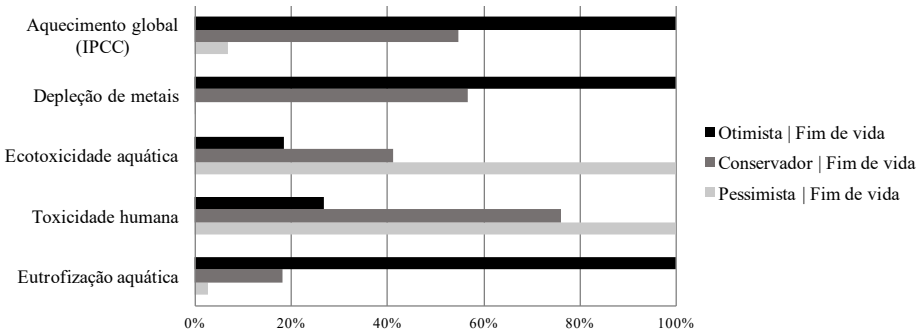
Resultados e discussões

Ao comparar as quantidades de materiais reciclados no cenário otimista e conservador, não há um aumento significativo em massa (7% para o cenário da França e 5% para o cenário do Brasil). No entanto, conforme pode-se observar nas Figuras 1 e 2, os cenários resultam em impactos ambientais significativamente diferentes. Visando facilitar a comparação entre os impactos dos diferentes cenários, bem como apresentar os dados conjuntamente para todas as categorias de impacto, nas figuras 1 a 3 os resultados estão apresentados em porcentagem em função do maior impacto obtido entre os três cenários para cada categoria de impacto (100%).

Nos cenários do Brasil, para as categorias de impacto de aquecimento global, depleção de metais e eutrofização aquática, o cenário otimista resulta em impactos superiores aos demais cenários principalmente devido ao

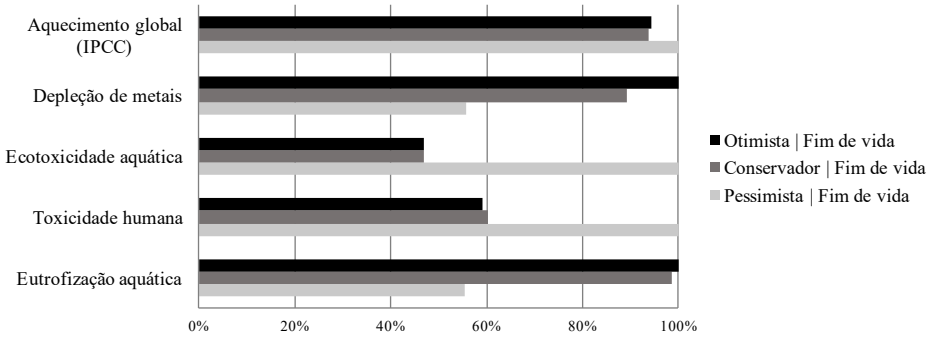
consumo de energia e transportes necessários aos processos de reciclagem (para os cenários do Brasil considerou-se caminhão Euro 3). Para as categorias de impacto de ecotoxicidade aquática e toxicidade humana, o cenário otimista resulta em impactos inferiores considerando que há uma menor quantidade de material encaminhada para o aterro sanitário.

Figura 1: Comparação dos impactos ambientais relacionados ao tratamento de 1 kg de carregador de telefone celular nos diferentes cenários do Brasil



Nos cenários da França, para as categorias de depleção de metais e eutrofização aquática, o cenário otimista acarreta em impactos superiores aos demais cenários principalmente devido ao aumento do consumo de energia para reciclagem do plástico (o mix energético da França considerado na base de dados Ecoinvent é 77% energia nuclear). Para as categorias de impacto de aquecimento global, ecotoxicidade aquática e toxicidade humana, o cenário pessimista resulta em maiores impactos considerando que uma quantidade superior de materiais é encaminhada para incineração e que os impactos relacionados à incineração são superiores aos impactos relacionados ao consumo de energia para reciclagem de plástico. Esse resultado indica a vantagem de reciclar o plástico frente ao uso deste material para geração de energia (incineração com valorização energética).

Figura 2: Comparação dos impactos ambientais relacionados ao tratamento de 1 kg de carregador de telefone celular nos diferentes cenários da França

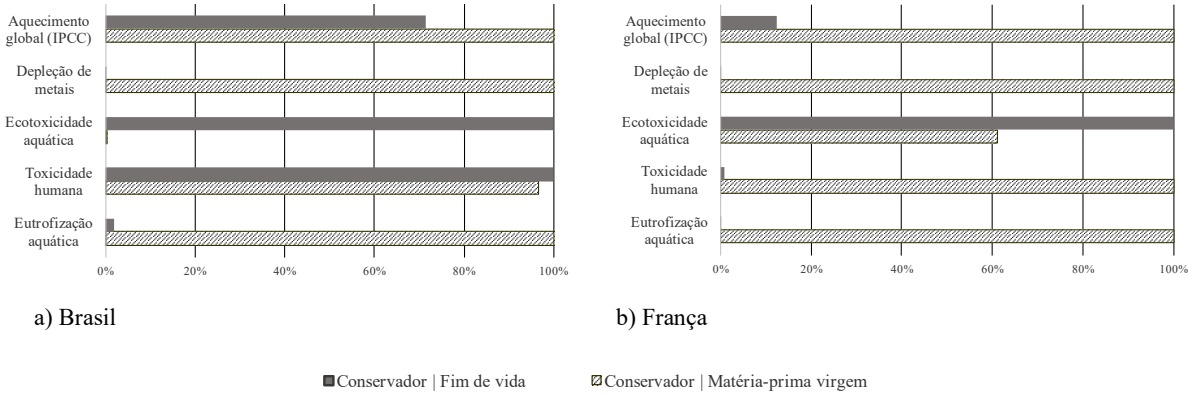


Em uma segunda etapa da AICV, os impactos dos cenários de fim de vida foram comparados com a produção de matéria-prima virgem. Baseado na quantidade de material reciclado nas atividades de reciclagem em cada cenário de fim de vida, o impacto da produção da mesma quantidade de material foi avaliado. Por exemplo, a partir da quantificação da quantidade de cobre reciclado no cenário do Brasil "Conservador | Fim de vida" (incluindo as perdas dos processos de reciclagem), avaliou-se no cenário do Brasil denominado "Conservador | Matéria-prima virgem" o impacto da produção da mesma quantidade de cobre primário.

Conforme apresentado na Figura 3, de forma geral o impacto da produção de matéria-prima virgem é superior ao tratamento de fim de vida. Para ecotoxicidade aquática em ambos os países, e para a toxicidade humana no Brasil, os impactos dos processos de tratamento de fim de vida são superiores ao impacto dos processos de

produção de matéria-prima virgem. Esse resultado é decorrente dos impactos relacionados à destinação em aterro (Brasil) e incineração (França), e não aos processos de reciclagem necessários para produção da matéria-prima secundária. Para os demais cenários em ambos os países obteve-se o mesmo resultado.

Figura 3: Comparação dos impactos ambientais relacionados ao tratamento de fim de vida *versus* produção de matéria-prima virgem para os cenários conservadores do Brasil e da França



Legenda: No cenário "Conservador | Matéria-prima virgem" avaliou-se o impacto da produção de matéria-prima virgem considerando a quantidade de material reciclado no cenário "Conservador | Fim de vida".

Esses resultados indicam os benefícios de ampliar a reciclagem de REEE no Brasil a fim de reduzir a destinação de resíduos em aterros. De acordo com a ABRELPE (2014), em 2013 somente 58% dos resíduos destinados em aterros no Brasil foram encaminhados para aterros sanitários, sendo assim os impactos são potencialmente superiores quando encaminhados para aterros controlados ou lixões. Adicionalmente, esses resultados subsidiam a discussão da reciclagem de REEE como fonte de matéria-prima secundária cujos impactos ambientais são inferiores a produção de matéria-prima virgem, bem como da necessidade de melhorar o sistema de gestão para aumentar a reciclagem.

Conforme apresentado nas Figuras 1 e 2, para algumas categorias de impacto, as atividades de reciclagem resultam em impactos superiores aos cenários de baixa reciclagem ou 100% destinação em aterro. Esse resultado reforça a discussão que não é suficiente comunicar impactos ambientais baseado em um único indicador ambiental. Por exemplo, poderia ser erroneamente concluído que a reciclagem não é uma opção vantajosa para a gestão de REEE no Brasil considerando o aumento do impacto de aquecimento global. Na realidade o que deve ser discutido é como melhorar o sistema de logística reversa a fim de reduzir as distâncias de transporte e otimizar o carregamento de caminhões (no estudo foi considerado o carregamento padrão utilizado na base de dados Ecoinvent). O uso de energias renováveis poderia reduzir significativamente os impactos relacionados ao aumento no consumo de energia nos processos de reciclagem na França e no Brasil.

Conclusões

A modelagem de fim de vida influencia significativamente nos resultados da ACV, sendo assim o cenário de fim de vida deve ser claramente reportado no estudo. Recomenda-se considerar nos estudos de ACV cenários mais realistas das atuais práticas de gestão de resíduos de cada país.

Considerando que cerca de 20% da massa média dos resíduos eletroeletrônicos é composta de plástico (ADEME, 2015), faz-se necessário desenvolver mais pesquisas para separação e reciclagem de plásticos em escala industrial, incluindo misturas de plásticos. O aprimoramento das técnicas de separação dos materiais a fim de reduzir perdas nos processos e o consumo de energia também é essencial para melhorar a eficiência da cadeia. Conforme discutido anteriormente, a melhoria na logística reversa e a transição para o uso de energias renováveis também são pontos importantes para reduzir os impactos relacionados à cadeia de reciclagem.

Os esforços para melhorar o desempenho ambiental da gestão de REEE, entretanto, não serão suficientes se práticas de *ecodesign* não forem utilizadas para o desenvolvimento de novos equipamentos eletroeletrônicos. Um design que facilita a desmontagem, prioriza o do uso de matéria-prima secundária e materiais passíveis de serem reciclados, juntamente com a disposição adequada de REEE pelos consumidores, são essenciais para reduzir o impacto dessa cadeia. Uma limitação do presente estudo é que os cenários de disposição em aterro foram avaliados conforme o modelo Ecoinvent (DOKA, 2009), que considera uma realidade europeia. É importante considerar que o desenvolvimento físico-químico de aterros é diferente em países como a Suíça e o Brasil, e que o modelo adotado não considera o impacto de disposição em lixão e aterros controlados.

A fim de avaliar o benefício da reciclagem como potencial redutor do uso de matéria-prima virgem e extração de novos recursos, no presente artigo, os impactos ambientais relacionados ao tratamento do fim de vida de REEE foram comparados com a produção de novos materiais (1:1). Essa comparação permitiu uma primeira avaliação, no entanto esse método possui limitações e existem outros métodos que permitem avaliar os benefícios da reciclagem (Ligthart; Toon, 2012). A diferença nos resultados de ACV ao comparar os benefícios da reciclagem por diferentes métodos será discutida pelas autoras em trabalhos futuros.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas do estado de São Paulo (IPT). Esse trabalho foi desenvolvido no âmbito do Programa de Capacitação e Desenvolvimento no Exterior com financiamento da Fundação IPT (FIPT).

Referências

ABDI - Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial. Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos: Análise de Viabilidade Técnica e Econômica, 2013

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2014

ACHACHLOUEI, M. A.; MOBERG, A; HOCHSCHORNER, E. Life Cycle Assessment of a Magazine, Part I: Tablet Edition in Emerging and Mature States. Journal of Industrial Ecology.Volume 19, Issue 4, p. 575-589, 2015

ADEME - Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. Annuaire des sites de traitement de déchets d'équipements électriques et électroniques, 2014

ADEME - Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. Rapport annuel du registre des déchets d'équipements électriques et électroniques - Données 2014, 2015

BALDE et al. E-waste statistics: Guidelines on classifications, reporting and indicators. United Nations University, IAS - SCYCLE, Bonn, Germany. 2015

BARBA-GUTIÉREZ, Y.; AFONSO-DÍAS, B.; HOPP, M. An analysis of some environmental consequences of European electrical and electronic waste regulation. Resources, Conservation and Recycling. Volume 52, p. 481-495, 2008

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. 2012

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

DOKA, G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2009

HISCHIER, R. et al. Life Cycle Inventories of Electric and Electronic Equipment: Production, Use and Disposal. Ecoinvent report no.18. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, 2007

HISCHIER, R. et al., Grey Energy and Environmental Impacts of ICT Hardware. In: Hilty, L. M.; Aebischer, B. ICT Innovations for Sustainability. Springer. Switzerland: University of Zurich. p. 171-189, 2015

HISCHIER, R.; WÄGER, P. A. The transition from desktop computers to tablets: a model for increasing resource efficiency? In: Hilty, L. M.; Aebischer, B. ICT Innovations for Sustainability. Springer. Switzerland: University of Zurich. p. 243-256, 2015

Syndicat des Energies Renouvelables. La valorisation énergétique des déchets. Disponível em : <www.enr.fr/valorisation-energetique-des-dechets> Acesso em 17/02/2016

HONG, J. et al. Life cycle assessment of electronic waste treatment. Waste Management, Volume 38, p. 357-365, 2015

LIGTHART, T. N.; TOON M. M. Modelling of Recycling in LCA, In: Post-Consumer Waste Recycling and Optimal Production. p. 185-210, 2012

MAKENJI, K.; SAVEJI, M. Mechanical methods of recycling plastics from WEEE. In: Goodship, V.; Stevels, A. Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) Handbook. Woodhead Publishing Limited, p. 212-238, 2012

NAVAZO, J. M. V; MÉNDEZ, G. V.; PEIRÓ, L. T. Material flow analysis and energy requirements of mobile phone material recovery processes. International Journal of Life Cycle Assessment, Volume 19, Issue 3, p. 567-579. 2014

OLIVEIRA C. R., BERNARDES, A. M., GERBASE, A. E. Collection and recycling of electronic scrap: A worldwide overview and comparison with the Brazilian situation. Waste Management, Volume 32, Issue 8, p. 1592-1610, 2012

SUCKLING, J.; LEE, J. Redefining scope: the true environmental impact of smartphones? International Journal of Life Cycle Assessment, Volume 20, Issue 8, pp 1181-1196, 2015

THE WORLD BANK, Wasting No Opportunity: The case for managing Brazil's electronic waste, 2012

WRAP, LCA of Management Options for Mixed Waste Plastics, 2008

Avaliação do Desempenho Ambiental da produção de gás natural para as condições praticadas no Brasil

Michelli Maciel[1], Luiz Kulay[1]

[1]Departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, email:maciel.michelli@outlook.com
[2]Departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, email: luiz.kulay@usp.br

Resumo. *O Gás Natural (GN) é o combustível fóssil mais limpo e eficiente. Este é produzido tanto em associação com o petróleo (gás associado) como de forma independente (gás não-associado). Devido às suas propriedades físico-químicas e à contínua evolução tecnológica, o GN pode ser utilizado em diversos setores da atividade econômica: na produção de eletricidade, em processos industriais, no comércio, residências e no setor de transportes. Apresenta o papel fundamental não apenas para geração de energia térmica, mas também como intermediário na produção de químicos e fertilizantes. Mesmo sendo um recurso essencial, as atividades de exploração e produção de GN trazem efeitos negativos sobre o ambiente, por conta de emissões atmosféricas e hídricas, e da alteração do meio físico. Tal condição justifica uma análise de amplo espectro do desempenho ambiental do ativo com o intuito de identificar oportunidades para melhoria daquele perfil. Este estudo se propôs a realizar tal verificação aplicando a técnica da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) com enfoque atribucional e escopo do tipo 'berço-ao-portão' à produção de 1,0m^3 GN consumido no Brasil. O modelo de sistema de produto baseou-se em dados secundários do período 2013-2015 e condições tecnológicas praticadas no país e em seus fornecedores. A situação multifuncionalidade foi tratada a partir da aplicação do Surplus Method. A avaliação de impacto ocorreu em dois níveis: de consumo de recursos, por meio de quantificação de Demanda Primária de Energia (PED); e em termos de emissões para o ambiental, aferidas nesse caso em termos de Mudanças Climáticas (CC), Acidificação (TA), Formação de foto-oxidantes (POF) e Material Particulado (PMF), Toxicidade Humana (HT), Depleção de Água (WD). Os resultados obtidos para PED indicam consumo de 47MJ/FR que se concentram, como esperado, na depleção de fósseis não renováveis. Os impactos em termos de CC, TA e POF – 2,21 kgCO_{2eq}/FR, 21 gSO_{2eq} /FR e 5,0 g NMVOC/FR – se devem a operações de transportes e a dessulfurização. Os demais efeitos foram discretos. O uso da variável ambiental para gestão do GN no Brasil sugere que o atendimento de suas demandas poderia ocorrer de maneira regionalizada, considerando porém as limitações do sistema.*

Palavras-chave: *gás natural; desempenho ambiental; processos químicos; energia*

1. Introdução

A disponibilidade de combustíveis fósseis é um dos indicadores de crescimento econômico de qualquer país. Como não poderia ser de outra forma, o Brasil segue este diapasão. A participação do segmento de petróleo e gás natural no PIB do Brasil aumentou de 3% em 2000 para 12% em 2010 e chega a 13% nos dias de hoje. Com relação a participação do setor de petróleo e gás, no PIB nacional, passa de pouco mais de R$ 50 bilhões para cerca de R$ 440 bilhões em 2010. (IBP, 2012). Nesse contexto, gás natural (GN) tem papel fundamental não apenas como insumo para geração de energias térmica e elétrica, mas também por servir de intermediário nas produções de ativos químicos e fertilizantes. Atualmente seu volume de produção supera a marca de 72 milhões m³/dia; no entanto, como a demanda interna supera esse montante é necessário suplementar a oferta do ativo, segundo uma ação que ocorre de maneira regionalizada. Na última década este excedente procedeu de Bolívia, Venezuela e Argentina (FGV,2014)

O segmento gasífero brasileiro se desenvolveu a partir das descobertas de petróleo na Bacia de Campos no litoral do Rio de Janeiro ocorridas no curso da década de 1980. Dada essa condição, grande parte do gás produzido no país deriva de poços *offshore* associados ao petróleo. O Brasil é o principal importador de gás na América do Sul. Entre 2013 e 2015 cerca de 61% da oferta total do produto ao consumidor foi obtido por esta via. Entre os fornecedores destaca-se a Bolívia que participou com a quase totalidade daquele montante. As projeção para os

próximos cinco anos apontam crescimento dessa mesma contribuição tendo em vista as (também) perspectivas pouco auspiciosas de evolução da produção nacional (MUÑOZ et al, 2014).

Assim como qualquer outra ação antrópica as atividades de exploração e produção de GN trazem efeitos negativos sobre o ambiente. Além da depleção do recurso em si, originam-se dessas interações variadas emissões atmosféricas e perdas hídricas, além de alterações do meio físico. Os principais poluentes atmosféricos emitidos são, metano (CH_4), óxidos de enxofre (SO_X) ao que se seguem, monóxido de carbono (CO) e alguns hidrocarbonetos de baixo peso molecular. Os derramamentos de óleo cru que decorrem da extração *offshore* afetam negativamente a qualidade da água expondo a biota marinha a contaminação também por hidrocarbonetos. Já a construção dos gasodutos – em especial aquele que distribui GN boliviano para o Centro-Sul do Brasil – impõem supressão de mata nativa e fomenta a reordenação da biodiversidade local (MIRANDA, S. M., *et al* 2010).
Esse quadro justifica uma análise de amplo espectro do desempenho ambiental do processamento de GN com vistas não apenas, de identificar oportunidades para melhoria daquele perfil, como de orientar ações de desenvolvimento no setor e mesmo, de dar suporte a elaboração de políticas publicas que regerão seu crescimento. O presente estudo se propôs a realizar tal verificação aplicando a técnica da Avaliação de Ciclo de Vida com enfoque atribucional e escopo do tipo 'berço-ao-portão'. A avaliação de impactos ocorreu em dois níveis: o primeiro deles, relacionado ao consumo de recursos, se desenvolveu por meio de quantificação de Demanda Primária de Energia (PED). No segundo nível de análise, foram magnificados efeitos adversos sobre o ambiente decorrentes de emissões e perdas geradas ao longo desta cadeia produtiva. Como antes referido, esta análise busca gerar subsídios para que a variável ambiental seja incorporada em ações de planejamento e de gestão, que se dedique à melhoria das disponibilidade e qualidade de gás natural consumido no Brasil.

2. Processo de produção de gás natural

Os ambientes exploratórios convencionais de gás são *offshore* e *onshore*. Não é incomum que em ambas as situações o gás esteja associado a óleo cru e a água. A extração *onshore* se dá em terra a partir da retirada, por perfuração, do recurso natural encontrado em rochas reservatório. Já nos processamentos *offshore* a perfuração ocorre sobre o leito marinho. Nesse caso, o recurso natural segue para uma plataforma instalada acima da superfície da água (DEVOLD, 2013). Quando extraído de poços associados o gás natural bruto é separado do petróleo e de outros contaminantes (especialmente água) antes de seguir para o refino. O gás natural de origem *offshore* segue por dutos submarinos até terminais instalados na costa e daí, para as refinarias, chamadas no setor de Unidades Produtoras de Gás Natural (UPGNs). O refino compreende três operações básicas: (i) remoção dos gases ácidos (ou dessulfurização) na qual são extraídos principalmente compostos hidrogenados sulfurosos; (ii) desidratação para retirada de vapores de água; e (iii) fracionamento do gás para geração de derivados comerciais – gás natural, etano (C_2H_6), propano (C_3H_8), gás de síntese, gás liquefeito de petróleo (GLP), n,i-butano (C_4H_{10}) e i-pentano e pesados (C_5H_{12} – $C_{10}H_{22}$) – até níveis que atendam exigências legais e de mercado. Após o refino o produto final é transportado, novamente por dutos, para as bases de distribuição (BAIRD & CANN, 2011).

3. Modelagem do sistema de produto

Este estudo seguiu as bases conceituais descritas pela norma ABNT NBR 14044 (ABNT, 2009). Nesse termos foram definidos os seguintes elementos para efeito de estabelecimento de escopo:

a) Unidade Funcional (UF) e Fluxo de referência (FR): dado que a aplicação da técnica de ACV não considera aspectos relacionados ao uso e disposição final do produto, UF e FR se sobrepõem. Por conta disso, definiu-se para efeito desta iniciativa que o FR compreenderia 'produzir 1,0 m^3 de gás natural para atender ao mercado brasileiro'.

b) Definição do sistema de produto: o sistema de produto consiste de processos elementares associados à produção de gás natural. São eles: extração em reservatórios; transporte até os terminais e refinarias; refino em si do gás natural; e distribuição do produto até o centros consumidores. Este arranjo aparece

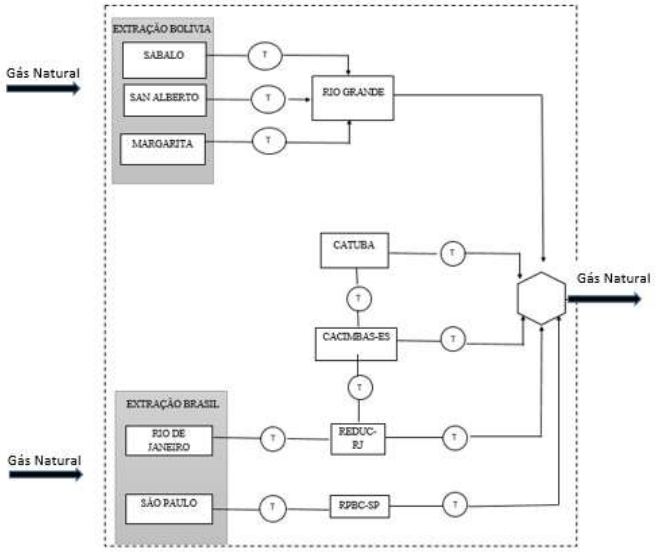
representado a seguir na Figura 1. Note-se que constam daquele esquema extrações ocorridas no Brasil nos estados do Rio de Janeiro e de São Paulo, e as respectivas unidades de distribuição e refino. O modelo compreende ainda o estado da Bahia, por serem estes os principais consumidores do ativo produzido no país, e o do Espirito Santo, que atua como centro distribuidor do gás natural processado no Rio de Janeiro para seu homólogo da região Nordeste. O sistema de produto compreende ainda o gás natural extraído na Bolívia nos campos gasiferos de Sabalo, San Alberto e Margarita, que alimenta os estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Goiás no Centro-oeste brasileiro, a região oeste do estado de São Paulo e os estados da região Sul (Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul).Essa malha compreende mais de 90% do GN consumido no Brasil.

c) Tipo e Qualidade dos dados: foram usados dados secundários obtidos junto a fontes técnicas referenciáveis para cobertura temporal 2013 – 2015. Como já fora sinalizado, a cobertura geográfica compreendeu o estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Espírito Santo e Bahia. A cobertura tecnológica levou em conta as condicionantes processuais descritas brevemente na seção 2 deste estudo, relativas ao processo de produção do gás natural.

d) Tratamento de situações de multifuncionalidade: tendo em vista que o volume de produção de gás natural é amplamente superior aos das demais frações derivadas do GN bruto a situação de multifuncionalidade que se caracteriza entre esses coprodutos foi tratada pelo *Surplus Method* (Heijungs e Suh, 2002). Por conta desse enfoque a totalidade das cargas ambientais geradas a montante do refino foi atribuída ao GN refinado.

e) Métodos de Avaliação de Impacto e categorias de impacto ambiental: a análise de consumos foi realizada a partir da aplicação do método Cumulative Energy Demand (CED) – v 1.9 para as categorias de impacto: Non renewable, fossil (NRF), Non renewable, nuclear (NRN), Non renewable, biomass (NRB), Renewable, biomass (RB), Renewable, wind, solar, geothermal (RWSG), e Renewable, water (RWA). Já a análise de impactos decorrentes de emissões para o ambiente ocorreu via aplicação do método ReCiPe – Midpoint (H) – v 1.12. Nesse caso, foram elencadas a categorias de impacto de Mudanças Climáticas (CC), Acidificação Terrestre (TA), Toxicidade Humana (HT), Formação de Oxidantes Fotoquímicos (POF), Formação de Material Particulado (PMF) e Eco toxicidade em água fresca (FEC).

Figura 1. Esquema simplificado da produção de gás natural



Aparte das premissas acima indicadas, foram ainda definidas condicionantes específicas para caracterização do modelo de sistema de produto. Estas aparecem listadas a seguir:

- Admitiu-se para efeito de modelagem que a Refinaria Presidente Bernardes (RPBC – SP) e a Refinaria Duque de Caxias (REDUC – RJ) atuariam como UPGNs e delas seria emanado o GN a qual alimenta os estados da Bahia e do Espírito Santo (MME, 2015);
- Para efeito de transporte marítimo, fez-se uso das distâncias existentes entre reservatórios na faixa costeira, e os terminais. São estas: Bacia de Campos (RJ) até Terminal Cabiúnas (RJ): 125 km; e, Bacia de Santos (SP) até Terminal Cubatão (SP): 184 km (TRANSPETRO, 2015).
- No transporte terrestre considerou-se as distâncias existente entre terminais e refinarias. As distâncias são: Terminal Cabiúnas (RJ) até REDUC (RJ): 183 km; REDUC (RJ) até Terminal Vitória (ES): 300 km; Terminal Vitória (ES) até Terminal Catu (BA): 94 0km; e Terminal Cubatão (SP) até RPBC (SP): 18,4 km.
- Para o ramo boliviano de suprimento de GN foram selecionados campos com maior representatividade em termos de volume de extração: Sabalo, Margarita e San Alberto. Este desempenho foi determinado para o período 2013 – 2105 (TRANSPETRO, 2015).
- O transporte terrestre naquele caso considerou as distâncias entre os reservatórios locais (Sabalo, Margarita e San Alberto) e o município de Canoas (RS) que totalizam respectivamente: 3265km, 3193km e 4381km (YPFB, 2013; 2014; e 2015).

4. Resultados e Discussões

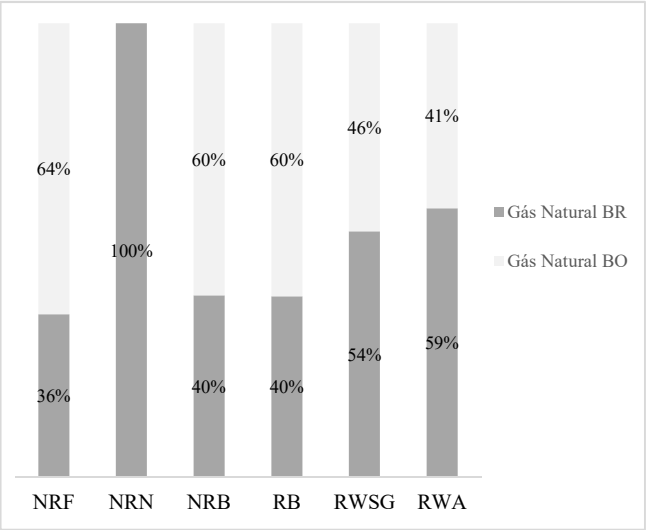
4.1 Análise Energética

A Tabela 1 descreve o perfil de desempenho em termos de PED da produção de gás natural distribuído no Brasil via aplicação do CED. Já a Figura 2 traz, para cada categoria energética descrita pelo mesmo método, contribuições relativizadas entre os processamentos de GN gerados no Brasil (GN_{BR}) e na Bolívia (GN_{BO}).

Categoria de impacto	Unidade	Total
NRF	MJ	46,8
NRN	MJ	6,37E-03
NRB	MJ	2,92E-08
RB	MJ	9,25E-03
RWSG	MJ	3,00E-05
RWA	MJ	1,07E-01
Total	MJ	46,9

Tabela 1. Perfil energético da produção de GN

Figura 2. Valores relativos: GN_{BR} e GN_{BO} – energia



Como era e se esperar, a principal contribuição em termos de PED ocorre sob a forma de NRN (~100%). Dentro dessa, destaca-se a depleção do recurso biótico "gás natural" como fonte de principal impacto. Frente a esse

aporte, as demais modalidades de recursos energéticos mostraram-se marginais. Notou-se ainda uma disparidade entre as proporções de contribuições em termos de fornecimento de gás entre Brasil e Bolívia 39% e 61%. Os impactos em termos de NRF, para as quais essa mesma reação foi de 36% e 64%. Essa flutuação se deve as perdas de gás natural ocorridas durante o transporte do produto refinado desde as unidades de bolivianas de processamento até os centros de suprimentos a que este se destina. Naquela situação o GN é distribuído via tubulação por até 4300 km, desde Santa Cruz de la Sierra (BO) e Canoas (RS), dispensado para isso, quinze estações de compressão (TRANSPETRO, 2015). As perdas de gás neste translado são de 7,72% para transportes que ocorrem desde San Alberto, 7,53% para aqueles originários de Sabalo, e 4,35% para os de Margarita. No trecho brasileiro, o maior deslocamento de GN com vistas a distribuição ocorre entre Vitória (ES) e Pojuca (BA). Ao longo dessa distância (940 km) a perda de gás totalizou 11,0%. Este valor representa, porém, apenas 9,49% do total de gás consumido no país.

Uma forma adicional de verificar a efetividade energética da cadeia de processamento de GN é avaliar seu valor de Taxa de Retorno Energético (TRE). O TRE representa na relação entre a quantidade de energia total associada a uma fonte de energia – que corresponde ao valor total acumulado entre a energia consumida para colocar o mesmo recurso energético, e aquela que mesmo é capaz de produzir –, e a energia consumida (MURPHY e HALL, 2010). A forma de determinação de TRE aparece descrita na equação (Eq. 01).

$$TRE = \frac{E_{total}}{E_{consumida}} = \frac{E_{consumida} + E_{líquida}}{E_{consumida}} \qquad \text{(Eq. 01)}$$

Tendo em vista os valores do Poder Calorífico Inferior (PCI) para o gás natural comercializados no Brasil (CONGÁS 2014) que variam de 8364 – 9160 kcal/m^3 (20^{0}C; 1,0 atm.) projetam-se valores entre 1,75 < TER < 1,82 para o sistema de produto em análise. A título de comparação foram determinados valores de TER para GN processados na Argélia (TRE = 1,93), Inglaterra (1,88), Noruega (1,99), Holanda (1,86), Alemanha (1,83) e Rússia (1,87). Os valores variam em função da composição mássica de CH_4 em cada país supracitado (Faist Emmenegger et al, 2007).

A confrontação entre valores indica que o TRE_{BR}^{GN} é da ordem de grandeza de seus homólogos. Note-se que em todos os casos as estimativas desses índices se estenderam por toda a cadeia de processamento de gás, desde o berço até o portão. Destaque-se ainda que o PCI do GN_{BR} é inferior àquele obtido para o mesmo combustível em todos os países analisados, o que justifica a ligeira diferente entre o desempenho nacional e aquele alcançado pelos demais que constam da comparação.

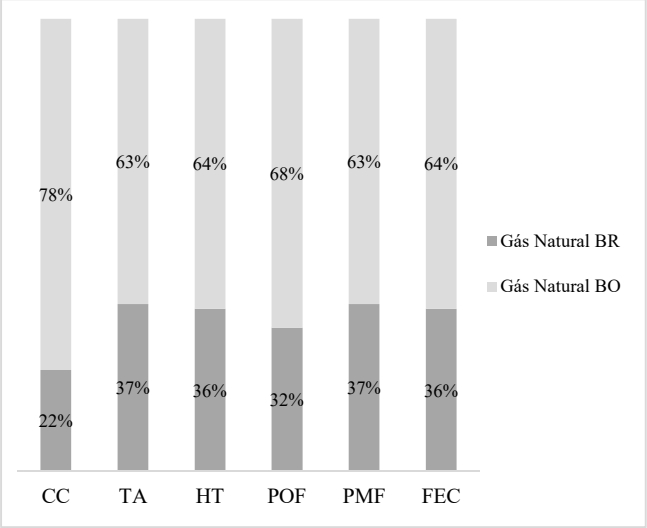
4.2 Análise Ambiental

A Tabela 2 e a Figura 3 apresentam o perfil do impacto ambiental gerado via aplicação do método ReCiPe. No que se refere a CC observou-se uma contribuição de 98,4% para o total de impacto em virtude de emissões de CH_4 derivadas de perdas do processo e vazamentos nas linhas de distribuição. Para o GN_{BR} verifica-se que estas são de 8,12 g CH_4/FR na extração do gás natural do Rio de Janeiro, e 4,91 g CH_4/FR relacionados ao transporte do gás não processado desde a costa até a UPGN (por 183 km). Para o GN_{BO} exatas 2,90 g CH_4/FR são lançadas na extração de gás natural que ocorre em Sabalo e outros 2,57g/FR em San Alberto. Quanto ao transporte, aquele realizado dos campos de extração até a UPGN de Sabalo apresentou 11,4g CH_4/FR ao passo que para San Alberto o deslocamento emitiu 10,1g CH_4/FR. Por outro lado, desde as unidades de processamento em Sabalo, Margarita e San Alberto até os pontos finais de consumo no Brasil as perdas foram de 16,9, 15,3 e 4,6g CH_4/FR respectivamente.

Tabela 2. Impactos ambientais da produção de GN

Categoria de Impacto	Unidade	Total
CC	kg CO_2 eq	2,21
TA	kg SO_2 eq	2,06E-02
HT	kg 1,4-DB eq	4,70E-01
POF	kg NMVOC	5,01E-03
PMF	kg PM_{10} eq	4,13E-03
FEC	kg 1,4-DB eq	3,40E-02

Figura 3 Valores relativos: GN_{BR} e GN_{BO} – emissões



Para TA as contribuições se concentram em perdas de $SO_{2(g)}$ (99%). Em todos os casos avaliados isso ocorre devido a dessulfurização do gás natural bruto. Para o GN_{BR} essas emissões são de 6,22 kg/FR e 1,37 kg/FR nas UPGNs do Rio de Janeiro e de São Paulo. O perfil não é diferente para GN_{BO} que registra emissões equivalentes nas unidades de processamento de Sabalo, San Alberto e Margarita (5,47, 4,84 e 2,67 kg/FR).

Os principais impactos para HT (96%) ocorrem em virtude de perdas de Bário (Ba) para a água. Essas se dão durante a extração de GN e devido ao deslocamento das camadas de solo por ação de vapor de água. O procedimento é usual para a extração de gás natural *onshore*, mas no caso do Brasil este é também aplicado para exploração *offshore*. No caso do GN_{BR} as perdas hídricas de Ba ocorrem no Rio de Janeiro (318 mg Ba/FR). Para o GN_{BO} estas totalizam (700mg/FR) e as contribuições de Sabalo, San Alberto e Margarita representam respectivamente 42%, 38% e 20%. Nota-se que o perfil de distribuição das perdas de Ba entre os centros produtores bolivianos acompanha muito de perto a partição de produção entre essas mesmas regiões (44%,39%,17%). Essa condição sugere não apenas uniformidade operacional de tecnologia para extração de gás, mas também de semelhança geológica entre terrenos em que o recurso natural se encontra.

Perdas de $CH_{4(g)}$ e principalmente de $SO_{2(g)}$ se revertem nas principais contribuições (33% e 18%) para impactos de POF. A essas se juntam aquelas na forma de C_2H_6 (21%), e de compostos orgânicos voláteis (NMVOC: 13%). No GN_{BR} as emissões de C_2H_6 ocorrem na extração *offshore* (375 mg/FR) e no transporte até a costa (368 mg/FR). O perfil se repete para GN_{BO}, em que as extrações em Sabalo e San Alberto proporcionam lançamentos atmosféricos de C_2H_6 de 750 e 663 mg/FR. Devem merecer especial destaque as perdas ocorridas no transporte do gás processado desde a Bolívia até o limite mais extremo do gasoduto de distribuição na região Sul do Brasil. Quando somadas estas perfazem 2,25g C_2H_6/FR. Emissões de NMVOC se restringem ao processamento do gás natural. Nas UPGNs instaladas no Rio de Janeiro essas compreendem196 mg/FR; para o GN_{BO} estas ocorrem em Sabalo e San Alberto e atingem 173 e 153 mg/FR.

A similaridade observada na distribuição de impactos entre TA e PMF para GN_{BR} e GN_{BO} pode ser explicada pelo fato da principal causa de efeitos adversos em ambos os casos ser a emissão de $SO_{2(g)}$. No caso particular de PMF a participação desse percursor representa 99%+ (ou seja, 4,12g PM_{10}/FR) do valor acumulado para a categoria.

Por fim, em termos de FEC a principal causa de impactos reside nas perdas de Bromo (Br) para a água decorrente da produção e do transporte de gás natural no Brasil. Notou-se haver lançamentos hídricos de Br

durante a extração de GN_{BR} realizada no Rio de Janeiro (239 mg/FR). Já o GN_{BO} perfaz 527 mg Ba/FR, com contribuições de 42%, 37% e 21% respectivamente para Sabalo, San Alberto e Margarita. Os impactos gerados pelo sistema em termos de FEC e HT são bastante semelhantes, concentrando-se em precursores únicos, ainda que estes sejam diferentes entre si. Assim, também para FEC a distribuição as perdas hídricas de Br guarda relação com as contribuições individuais de cada região produtora que compõe o GN_{BO}.

5. Conclusões

Este estudo se propôs a verificar impactos ambientais e consumos energéticos associados ao gás natural consumido no Brasil. Tendo em vista as características e especificidades daquele sistema, os resultados obtidos em termos de PED indicam que os principais impactos em termos de consumo ocorrem na forma de fósseis não-renováveis. Por outro lado, em termos do Perfil Ambiental estabelecido em decorrência de perdas de processo, as emissões de CH_4 resultantes de transporte e SO_2 procedente de dessulfurização do GN_{BR} são pontos a serem observados para efeito de gestão. Os resultados obtidos sugerem que o atendimento de demandas poderia ocorrer de maneira regionalizada, considerando porém as limitações do sistema. A técnica de ACV cumpriu mais uma vez com as expectativas ao identificar tais efeitos adversos. Como sugerido anteriormente, espera-se que essas constatações possam ser úteis no planejamento de níveis tático e estratégico desse segmento no país.

6. Referências

ABNT NBR ISO 14044:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

ANP – Agência Nacional de Petróleo, Gás e Biocombustíveis. Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis – 2013; 2014 e 2015. Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis – Rio de Janeiro: ANP. ISSN 1983-5884

BAIRD, C.; CANN, M. Química ambiental. 4 ed. Porto Alegre: Bookman, 4 ed. 844 p., 2011.

DEVOLD, H. (2013) Production Oil and gas production handbook: An introduction to il and gas production, transport, refining and petrochemical industry. ABB. 5-8.

FAIST EMMENEGGER M, HECK T (et al) (2007) Erdgas. In Dones R (Ed) et al. Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für ökologischen Vergleish von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Shweiz. Final Report No. 6-V, Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre ofr Life Cycle Inventories, D¨bendorf, CH. Online: www.ecoinvent.ch

HEIJUNGS R, SUH S (2002). The Computational structure of Life Cycle Assessment. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht

IBP – Instituto Brasileiro de Petróleo, Gás e Biocombustíveis (2012) A contribuição do setor brasileiro de petróleo, gás e biocombustíveis para o desenvolvimento sustentável no país. Confederação Nacional da Indústria (CNI). CDU: 502.14 (063). 85p.

MIRANDA, DS, RANIERE GS, ALMEIDA LB (2010) Impactos Ambientais da Exploração e Produção de Petróleo na Bacia de Campos-RJ. Revista de Divulgação do Projeto Universidade Petrobras: - v. 1, 133-138

MME – Ministério de Minas e Energia. (2015) Boletim Mensal de Acompanhamento da Indústria de Gás Natural – n^0 106. Dezembro 2015. Secretária de Petróleo, Gás Natural e Combustíveis Renováveis. Brasília. Consultado em: http://www.mme.gov.br

MUÑOZ CPF, GOMES I, HOLLANDA L. (2014) Cadernos FGV Energia Gás natural (2014): 1 (2). Fundação Getúlio Vargas FGV. Rio de Janeiro, 2014. 80p. ISSN 2358-5277

MURPHY, DJ e HALL, CAS (2010). Year in review EROI or energy return on (energy) invested. Annals of the New York Academy of Sciences 1185: 102 – 118. doi:10.1111/j.1749-6632.2009.05282B

TRANSPETRO – Petrobras Transporte S.A. Localização de dutos e terminais de gás natural. Consultado em: www.transpetro.com.br

YPF – Yacimientos Petrolíferos Fiscales Boliviano-Boletín Estadístico Gestión- 2013; 2014 y 2015 Consultado em: www.ypfb.gob.bo

Pegada de carbono de uma calça jeans produzida no Brasil e a influência dos cenários da etapa de uso

Suelen Joner[1], Isaura Schmidt Morél[2], Vinicios Meneguzzi Malfatti[3], Ricardo Mattos e Dinato[4]

[1]*Lojas Renner, suelen.joner@lojasrenner.com.br*
[2]*Lojas Renner, isaura.morel@lojasrenner.com.br*
[3]*Lojas Renner, vinicios.malfatti@lojasrenner.com.br*
[4]*Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas - GVces, ricardo.dinato@fgv.br*

Resumo. *A calça jeans é um dos produtos mais vendidos no mundo inteiro e o Brasil é o segundo maior produtor mundial. Tendo em vista a importância econômica dessa vestimenta para o comércio brasileiro, bem como os impactos ambientais vinculados ao seu ciclo de vida, foi elaborada a pegada de carbono de uma calça jeans produzida no Brasil. A pegada de carbono nada mais é do que a Avaliação de Ciclo de Vida focada em apenas uma categoria de impacto ambiental, as mudanças climáticas. O objetivo do estudo é encontrar as etapas do ciclo de vida que mais contribuem para as emissões de gases de efeito estufa e entender como os cenários da etapa de uso influenciam o resultado final. O fluxo de referência utilizado para o estudo foi uma calça jeans feminina, adulto, básica, azul índigo e amaciada. Considerou-se que esse produto foi utilizado duas vezes por semana, lavado uma vez por semana, durante um ano. A análise foi realizada "do berço ao túmulo", ou seja, foram consideradas todas as etapas do processo produtivo, desde a obtenção da matéria prima, até o descarte do produto pela usuária final. Para a coleta de dados, foi priorizada a busca por dados primários junto à cadeia produtiva do jeans, mas também foram utilizados dados secundários disponíveis em estudos publicados. Para o cálculo da pegada de carbono, foi utilizada a ferramenta desenvolvida pelo GVces – Centro de Estudos em Sustentabilidade e fatores de emissão de banco de dados internacionais, adaptados à realidade brasileira. A análise quantitativa dos resultados mostrou que a etapa de uso do produto pela consumidora é a que mais gera impacto, no que diz respeito à emissão de dióxido de carbono equivalente, representando até 88% do total de emissões. Diante disso, foi realizado o cálculo de três cenários diferentes nessa etapa com o objetivo de poder influenciar o usuário final na adoção de práticas mais sustentáveis de uso do produto. Dependendo de como a usuária tratar a roupa, a diferença das emissões totais pode ser extremamente diferente: se a secagem for feita sempre no varal e a calça não for passada, as emissões ao longo do ciclo de vida ficam em 9,1 kg CO_2e; se a secagem for feita sempre na secadora elétrica e a calça sempre for passada com ferro elétrico, as emissões chegam a 24,8 kg CO_2e, um aumento de 172%. Com base nesses resultados, é possível concluir que a informação ao consumidor é crucial para a redução das emissões de gases de efeito estufa ao longo do ciclo de vida da calça jeans.*

Palavras-chave: *pegada de carbono; calça jeans; cenários de uso.*

1. Introdução

A indústria da moda é uma das maiores e mais rentáveis do mundo e o jeans é um dos produtos mais vendidos no mundo inteiro. O que é chamado de jeans nada mais é do que a união do tecido denim e do corante índigo. O denim surgiu no século XVI na França, e por se mostrar um tecido de grande resistência, teve seu uso disseminado entre marinheiros genoveses e mineradores americanos. Em 1853, Levi Strauss criou o *blue jeans*, a partir da junção do denim de algodão com o corante índigo, dando origem ao precursor do jeans contemporâneo. A popularização do jeans se deu, no entanto, somente a partir da segunda metade do século XX, especialmente a partir da década de 70 (FIGUEIREDO e CAVALCANTI, 2010).

O Brasil é o 2º maior produtor mundial de denim: somente em 2010, o país produziu mais de 320 milhões de peças jeans, entre calças e outras peças de vestuário, para abastecer os mercados interno e externo (DUARTE, 2013). A cadeia têxtil e de confecção é tão importante no país que, em 2007, respondia por 17,3% dos empregos gerados na indústria de transformação brasileira (BNDES, 2009).

Este estudo, conduzido pela Lojas Renner, tem sua importância no fato de que o jeans, e mais especificamente a calça jeans, é o tipo de produto mais vendido pela empresa, em todo o Brasil. Por ser uma peça considerada como básica em qualquer guarda-roupa, a calça jeans é amplamente utilizada, especialmente entre as mulheres.

Tendo em vista a importância econômica da calça jeans para o comércio brasileiro, bem como o impacto ambiental ligado ao seu processo produtivo e ao seu uso, definiu-se como objeto deste estudo a realização da análise de ciclo de vida, focada em uma única categoria de impacto ambiental, de uma calça jeans feminina adulto básica, azul índigo, amaciada, comercializada pela Lojas Renner. O objetivo do trabalho foi investigar a pegada de carbono desse produto e analisar a influência da etapa de uso pelo cliente final a partir de três cenários.

2. Tecnologia de produção do jeans no Brasil

Uma característica importante da cadeia têxtil e de confecção brasileira é a existência de polos regionais. Em relação à produção do algodão, é possível identificar os dois principais polos desta cultura nas regiões nordeste e centro oeste. As etapas de fiação e tecelagem, por sua vez, ocorrem em sua maior parte nas regiões nordeste e sudeste, enquanto que as confecções estão mais frequentemente localizadas em São Paulo e Santa Catarina (especificamente os fornecedores da Lojas Renner).

Após ser colhido, o algodão é encaminhado para o processo de fiação, que consiste na obtenção dos fios a partir das fibras têxteis. Após, os fios são encaminhados para o beneficiamento, que pode incluir tingimento, engomagem ou outros tratamentos necessários aos fios. Na etapa posterior, de tecelagem, os fios tratados são utilizados para elaboração do tecido. No caso do jeans, os fios são tingidos com corante índigo, que não possui muita afinidade com os fios de algodão, fazendo com que o tingimento fique superficial nos fios, ou seja, o interior dos fios continua branco (FIGUEIREDO E CAVALCANTE, 2010).

Quando chega à indústria de confecções, o jeans passa pelos processos de corte do tecido. Para realização do corte, é realizada a modelagem e o enfesto (colocação de uma camada de tecido sobre a outra, de forma a facilitar o encaixe dos moldes), e o corte propriamente dito. Após esse processo, as peças são encaminhadas para a linha de produção (costura), seguido da lavagem, que serve para amaciar e proporcionar os efeitos e tonalidades desejados para a peça. Por fim, após a lavagem, as peças seguem para a etapa de acabamento, onde são inseridos os botões, fivelas, zíperes, ilhoses, etiquetas e outros acessórios (FIGUEIREDO E CAVALCANTE, 2010).

3. Metodologia

O presente trabalho apresenta a pegada de carbono de uma calça jeans feminina básica produzida no Brasil e comercializada pela Lojas Renner. Para a elaboração da pegada de carbono, foram consideradas todas as etapas do ciclo de vida do produto, do berço ao túmulo, conforme proposto pelo método GHG Protocol para Produtos[1], que são: obtenção de matéria-prima e pré-processamento, produção, distribuição e armazenamento, uso e fim de vida. A tabela 1 apresenta o escopo do estudo.

Tabela 1 – Escopo do estudo

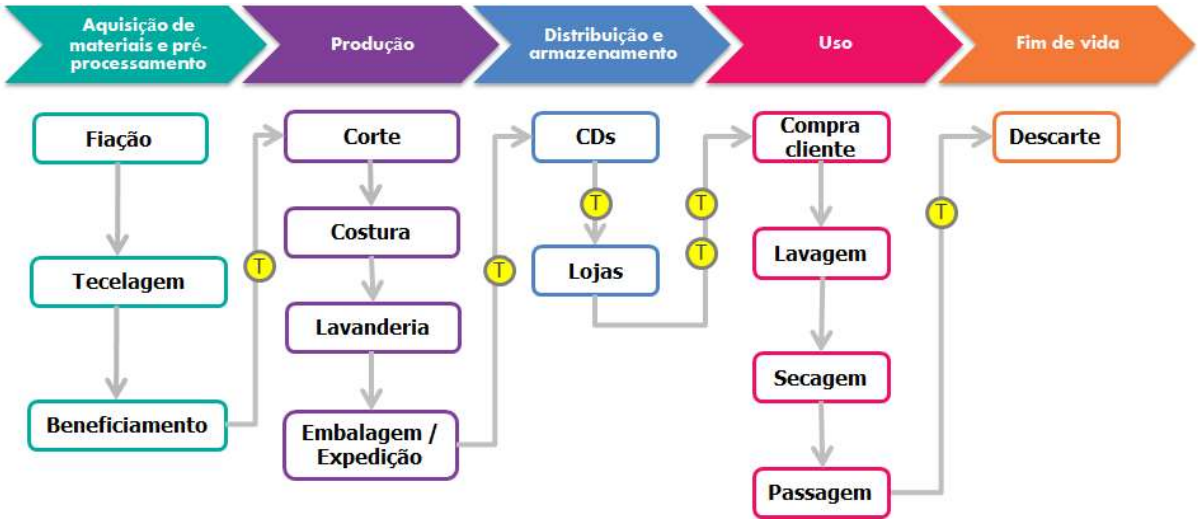
Descrição do produto	A calça jeans possui uma representatividade muito significativa nas vendas da Lojas Renner. A calça jeans é uma peça básica encontrada no guarda roupa de homens, mulheres e crianças. Ela é uma peça "coringa" que pode ser usada em diversas ocasiões. O principal usuário deste produto são as mulheres, que não dispensam o uso da peça no dia a dia.
Unidade funcional	Vestir uma mulher duas vezes por semana, lavando uma vez por semana, durante um ano.
Fluxo de referência	Uma calça jeans feminino adulto básica, azul índigo, amaciada (447,31 gramas)

Fonte: elaboração própria

[1] GHG Protocol para Produtos é a tradução livre do método The Greenhouse Gas Protocol: Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard (WRI, 2011).

O método GHG Protocol para Produtos possui um padrão de cores para cada uma das cinco etapas, que foram mantidas neste estudo. O mapa de processos da calça jeans, que representa o sistema de produto, é apresentado na figura 1 no formato de um fluxograma, bem como as etapas e os respectivos processos do ciclo de vida do produto estudado. Os círculos com a letra T representam os processos de transporte.

Figura 1 – Mapa de processos da calça jeans



Fonte: elaboração própria

As definições das fronteiras do estudo, com o detalhamento de cada uma delas, podem ser observadas na tabela 2.

Tabela 2 – Definições das fronteiras do estudo

Etapa	Descrição da etapa	Fonte dos dados
Obtenção de matéria-prima e pré-processamento	Esta etapa contempla a obtenção de matéria-prima, fiação do algodão, tecelagem e beneficiamento, incluindo o transporte para próxima etapa.	Em sua maioria, os dados utilizados nesta etapa foram primários, fornecidos pela indústria têxtil, com exceção dos dados sobre as emissões relacionadas ao cultivo do algodão. O valor referente ao transporte da matéria prima até a tecelagem foi calculado levando-se em consideração os dois grandes polos de produção de algodão no Brasil (MT e BA) e os dois importantes polos de tecelagem do país (RN e SP). Já o transporte da tecelagem até a confecção foi calculado levando-se em consideração que a Renner possui dois grandes polos de confecção de jeans: um localizado em Criciúma – SC e outro na região de Bauru – SP.

Produção	Esta etapa contempla o corte do tecido em rolo, costura, processos de lavanderia e embalagem e expedição, incluindo o transporte para próxima etapa.	Nesta etapa do processo, foram utilizados dados primários, com informações coletadas de fornecedores diretos. Para cálculo do transporte fez-se uma média ponderada levando-se em consideração os dois polos de confecção de jeans (Criciúma e Bauru) até os três centros de distribuição da Lojas Renner (Palhoça - SC, São Bernardo do Campo – SP e Rio de Janeiro – RJ).
Distribuição e armazenamento	Esta etapa contempla os processos realizados nos centros de distribuição e lojas, incluindo o transporte dos CDs às lojas.	Na distribuição e armazenamento, todos os dados utilizados foram de fontes primárias, incluindo os valores do transporte dos CDs até as lojas.
Uso	Esta etapa contempla a compra do produto pelo consumidor final, lavagem, secagem e passagem da calça, incluindo o deslocamento do cliente até a loja e da loja à sua casa.	Para calcular o consumo de energia elétrica nesta etapa foram utilizados dados da literatura e de sites de fabricantes de eletrodomésticos para encontrar o consumo dos aparelhos utilizados[2]. O transporte do cliente até a loja e da loja até sua casa foi estimado, considerando-se que o cliente se deslocou em média 20 km para ir até a loja comprar a calça e voltou para casa, utilizando transporte público (ônibus) em ambos os trajetos.
Fim de vida	Esta etapa contempla a destinação final da peça pós uso, incluindo o seu deslocamento até o aterro.	Os dados utilizados nesta etapa foram os disponíveis na literatura. O deslocamento rodoviário até o aterro sanitário foi estimado em 50 km. Foi considerado aterro com sistema de captura e queima do gás metano.

Fonte: elaboração própria

Para o cálculo da pegada de carbono, foi utilizada ferramenta em Microsoft Excel desenvolvida pelo Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas (GVces) e fatores de emissão de bancos de dados internacionais, adaptados à realidade brasileira. O cálculo levou em consideração três cenários diferentes para a etapa de uso:

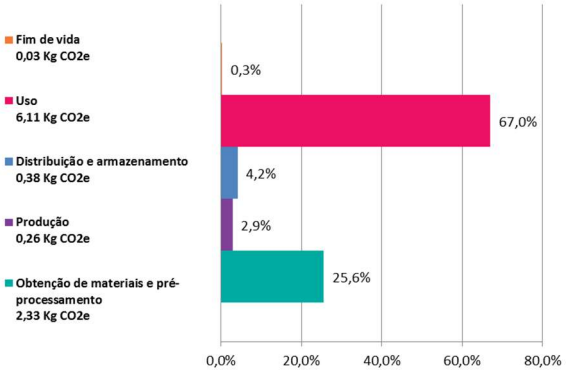
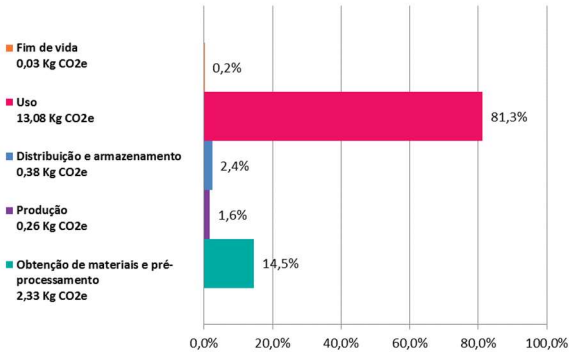
a) Cenário 1: a consumidora lava a calça na máquina de lavar, seca naturalmente (varal) e nunca passa com ferro.
b) Cenário 2: a consumidora lava a calça na máquina de lavar, seca 50% das vezes na secadora elétrica e passa com ferro elétrico a vapor poucas vezes (20%).
c) Cenário 3: a consumidora lava a calça na máquina de lavar, sempre seca na secadora elétrica e sempre passa com ferro elétrico a vapor.

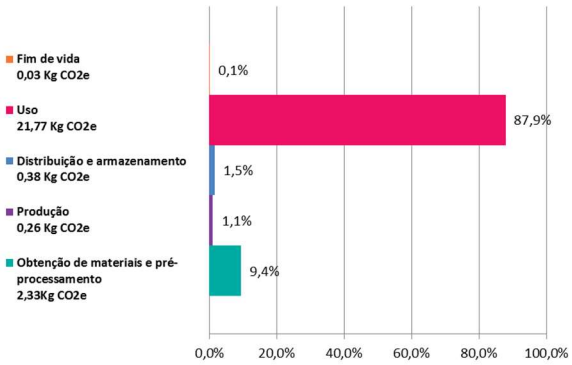
[2] http://www.inmetro.gov.br/consumidor/pbe/lavadorasTopLoad.pdf
http://www.magazineluiza.com.br/secadora-de-roupas-suspensa-mueller-8kg-sun/p/0116900/ed/selt/
http://www.ceee.com.br/pportal/ceee/Component/Controller.aspx?CC=1221

4. Resultados e Discussão

Os resultados da pegada de carbono da calça jeans em cada um dos cenários podem ser observados na tabela 3.

Tabela 3 – Resultados da Pegada de Carbono por Cenários

Cenário	Alteração	Pegada de Carbono	Contribuição de cada etapa do ciclo de vida na pegada de carbono
1	Lavar sempre na máquina Secar sempre no varal Nunca passar	**9,1 kg CO_2e** 63,3% a menos em relação ao cenário 3	
2	Lavar sempre na máquina Secar metade das vezes na máquina Passar 20% das vezes	**16,1 kg CO_2e** 77% a mais em relação ao cenário 1	

3	Lavar sempre na máquina Secar sempre na máquina Passar sempre	**24,8 kg CO_2e** 172% a mais em relação ao cenário 1	

Fonte: elaboração própria

Analisando a pegada de carbono dos três cenários, é possível perceber que a etapa de uso é aquela que responde pela maior parcela de emissão de CO_2e, em todos os casos:

a) Cenário 1: a etapa de uso representa 67% das emissões.
b) Cenário 2: a etapa de uso representa 81% das emissões.
c) Cenário 3: a etapa de uso representa 88% das emissões.

Dessa forma, uma simples mudança de atitude por parte do consumidor em relação aos processos de secagem e passagem pode aumentar em até 172% o total de emissões de CO_2e em todo o ciclo de vida de uma calça jeans. Obviamente, se analisadas todas as etapas do ciclo de vida da calça jeans, pode-se encontrar oportunidades de diminuição da pegada de carbono em diversos processos. Entretanto, é compreensível que, para realizar tal diminuição nas etapas de obtenção de matéria prima e produção da calça (ambas as etapas com processos complexos e onerosos), são necessários investimentos financeiros e tempo para a execução das mudanças em equipamentos e processos.

A possibilidade de diminuição da pegada de carbono na etapa de uso, no entanto, mostra-se mais simples e mais vantajosa economicamente. Simples porque depende apenas do comportamento do usuário e vantajosa economicamente porque a mudança no seu comportamento pode trazer economia nos custos domésticos de energia elétrica.

5. Conclusão

Os resultados deste estudo indicaram que a etapa de uso do produto é a etapa que mais gera impacto no que diz respeito a pegada de carbono, podendo chegar a 87.9% do total das emissões do ciclo de vida da calça jeans.

Analisando individualmente cada cenário calculado, constatou-se que o cenário 1 é o que tem a menor pegada de carbono e o cenário 3, a maior. Esse último tem impacto 172% maior que o cenário 1.

O estudo ainda mostrou que pequenas mudanças de comportamento podem gerar um grande impacto positivo no resultado final. Tomando como base de cálculo o cenário 3 e considerando que houvessem mudanças de

comportamento somente na etapa de uso, seria possível chegar a uma redução de até 63,3% nas emissões totais (cenário 1).

Mesmo que as etapas de obtenção de matéria-prima e pré-processamento, produção, distribuição e armazenamento e fim de vida representem um impacto relativamente baixo, se comparado com a etapa de uso, a Lojas Renner entende que deve investir esforços para atuar em todas as etapas da cadeia de produção com o objetivo de reduzir a pegada de carbono das calças comercializadas por ela. A Lojas Renner também entende que com os resultados deste estudo, deve atuar como disseminadora de informação, orientando e educando seus consumidores para que adotem práticas mais sustentáveis de uso de seus produtos, visando a redução da pegada de carbono da calça e redução dos impactos ao meio ambiente.

6. Referências Bibliográficas

BNDES. (2009) **BNDES Setorial**: Panorama da cadeia produtiva têxtil e de confecções e a questão da inovação. Rio de Janeiro. Disponível em: http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/bnset/Set2905.pdf.

DUARTE, L. S. (2013) **Estudo comparativo do impacto ambiental do jeans CO/PET convencional e de jeans reciclado**. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. Disponível em: http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/BUBD-9BPFBD/disserta__o_luciana_jeans_final.pdf?sequence=1.

FIGUEIREDO, G. C. E CAVALCANTE, A. L. B. L. (2010) **Calça Jeans - Produtividade e Possibilidades Sustentáveis**. *Projética*. V.1, N.1, pp. 128-145. Londrina. Disponível em: http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/projetica/article/viewFile/7727/6860.

WRI - WORLD RESOURCES INSTITUTE. (2011) **The Greenhouse Gas Protocol**: Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard. Washington, DC. Disponível em: http://www.ghgprotocol.org/standards/product-standard.

Determinação do consumo de combustível e emissões de ônibus: estudo para o sistema BRT de Curitiba como input para ACV

Marco Aurélio Feller, Eng.[1], Cássia Maria Lie Ugaya, Dra.[2]

[1]UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ. CÂMPUS CURITIBA - SEDE CENTRO,
marcoafeller@yahoo.com.br
[2]UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ. Bolsista Produtividade CNPq
cassiaugaya@utfpr.edu.br

Resumo. *A qualidade de toda avaliação de ciclo de vida (ACV) depende intrinsicamente da qualidade do inventário utilizado. O levantamento do inventário é todavia bastante trabalhoso de ser construído e depende de uma série de etapas anteriores a avaliação como por exemplo a determinação do consumo de combustível do caso a ser analisado.Apesar de todos os avanços da indústria automotiva em relação ao controle de poluentes, a fase de utilização do produto continua desempenhando um papel bastante expressivo nos diferentes impactos ambientais provenientes da utilização dos ônibus. Os níveis de emissões dependem tanto de fatores relacionados ao veículo como tamanho, tipo de combustível, nível tecnológico e idade da frota assim como dos fatores operacionais incluindo, velocidade do veículo, aceleração e perfil topográfico da rodovia. Os ciclos de operação são portanto a representação padronizada dos fatores operacionais e podem ser divididos em estáticos ou dinâmicos, dependendo das características de velocidade e carga. Para se levantar os ciclos de operação no sistema de trasnporte público de Curitiba, mais especificamente dos corredores exclusivos BRT, uma série de aquisições de dados foi conduzida utilizando sensores de pressão atmosférica e GPS. O veículo monitorado foi um ônibus bi-articulado, modelo B340M, com capacidade para 250 passageiros. Tais dados foram tratados de forma a descrever detalhadamente a topografia das rotas assim como uma série de parâmetros cinemáticos de cinco corredores do sistema, sendo possível descrevê-los dinâmicamente, de acordo com as diretrizes do projeto ARTEMIS. Finalmente os dados coletados são confrontados com as informações provenientes do sistema de monitoramento da frota (via telemática) obtido junto a empresa que gere o sistema de transporte público de Curitiba, a URBS.*

Baseado nestes dados de operação e utilizando modelos matemáticos implementados em Matlab foi possível calcular o torque necessário a cada segundo da operação. Dessa forma, foi possível calcular a energia utilizada para percorrer cada corredor do sistema e, através dos fatores de emissões disponíveis no Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas Por Veículos Automotores Rodoviários, levantar as emissões dos poluentes regulados durante a fase de uso. Para este estudo foram considerados veículos homologados conforme a fase P7 do Proconve. Este artigo apresenta portanto dados calculados do consumo de combustível e emissões de poluentes durante a fase de uso do produto em cinco corredores dedicados a ônibus na cidade de Curitiba como dados de entrada para ACV. Os resultados obtidos ressaltam a importância do ciclo de operação no consumo de combustível, sendo possível avaliar corredor por corredor, qual é o mais solicitado e consequentemente qual seu consumo e suas emissões. Ademais, os resultados são coerentes com os valores médios de consumo obtidos junto a URBS.

Palavras-chave. *Inventário de ciclo de vida, ciclos de operação, parâmetros cinemáticos, BRT.*

INTRODUÇÃO

O setor de transportes contribui com mais de 29% das emissões de CO_2 no Brasil de acordo *Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação* (MCTI, 2013). Em outros países como Espanha e Estados Unidos, esse setor gera mais de um terço de todos os gases de efeito estufa (GEE) contabilizados, em especial durante a fase de utilização através do consumo de combustíveis fósseis. Apesar de todos os avanços tecnológicos na indústria automobilística em relação ao controle de poluentes, os impactos ambientais relacionados ao sistema de transporte continuam sendo de grande preocupação mundial.
Atualmente o Brasil é o país com maior utilização de ônibus no setor de transporte público do mundo (ARAUJO, 2012). Com uma frota estimada de mais de 350 mil veículos, dos quais mais de 85% operando em aplicações urbanas, o que corresponde a cerca de 20% de toda a frota Diesel circulante no país. Este alto número de ônibus urbanos potencializa os impactos na saúde humana, se comparados aos veículos rodoviários, uma vez

que os efeitos da poluição são mais significativos quanto maior o tempo de exposição, assim como dada a alta densidade populacional das cidades (KOREN, 2005).
Curitiba é mundialmente conhecida por suas soluções inovadoras em soluções de transporte público. Por mais de 40 anos, o sistema *Bus Rapid Transit* (BRTs) vem provando seu valor como um sistema eficiente de tranporte de massas. Veículos de alta capacidade de passageiros operando em pistas dedicadas contribuem para minimizar as emissões associadas a essa fase de utilização. Por outro lado, a introdução de sistemas híbridos com carregamento externo por exemplo influenciará o impacto ambiental.
A fim de avaliar o impacto ambiental no ciclo de vida destas alternativas, dados do ciclo de vida do produto são necessários. Particularmente, o presente estudo é restrito ao estágio de uso, mais especificamente, às emissões de poluentes atmosféricos. Ademais tal descrição detalhada dos fatores operacionais ajudará a determinar a localização ótima para as estações de recarga no sistema. Os níveis de emissões dependem tanto de fatores relacionados ao veículo como tamanho, tipo de combustível utilizado, nível de tecnologia aplicado e idade do equipamento, quanto de fatores operacionais como velocidade, aceleração e perfil topográfico entre outros. Uma forma padronizada de se representar os fatores operacionais é, portanto, através da criação de ciclos de direção ou de teste (BARLOW et al., 2009).
Este artigo pretende construir um inventário do uso do sistema BRT em Curitiba, que posteriormente poderá ser utilizado em estudos de Avaliações de Ciclo de Vida. O resultado final será em fornecido em g/pkm.

METODOLOGIA

Para alcançar os objetivos propostos, as seções 0 e 0 detalham como foram mapeados, tratados e comparados parâmetros cinemáticos e topográficos de cinco corredores BRT em Curitiba, avaliando suas peculiariedades e destacando os parâmetros mais importantes em termos da dinâmica operacional dos ciclos. Esses dados foram posteriormente combinados com as especificações técnicas dos veículos que operam em Curitiba (seção 0) e utilizados como dados de entrada para estimar o consumo de combustível em cada rota através da determinação do torque necessário a cada instante de cada ciclo de teste (linha) considerando os esforços trativos envolvidos na dinâmica veicular (seção 0). A potência necessária foi obtida em função do torque e da rotação do motor. Por fim, a seção 0 apresenta os fatores de emissões utilizados, com os quais foi possível estabelecer qual rota é a mais crítica em termos de emissões.

Seleção das Rotas

O sistema BRT de Curitiba é composto por 6 corredores principais e é internacionalmente reconhecido como referência em termos de eficiência em transporte público. A integração de uma série de características do metrô tradicional como número reduzido de paradas, pistas dedicadas, sinais semafóricos sincronizados com preferência para os ônibus, entrada e saída de passageiros simultânea e cobrança tarifária anterior ao embarque torna-o realmente diferenciado (Green Cities, 2010).
As rotas foram selecionadas com base na sua relevância, tanto em termos de fluxo de passageiros quanto em termos de conexões com a rede. Uma breve descrição incluindo comprimento, número de estações tubo, entre outros pode ser vista na Tabela 1.

Tabela 1. Breve Descrição de 5 corredores em Curitiba (ida e volta). Fonte: Controle de Operações URBS.

Linha	Nome da Linha	Dist. [m]	Estações Tubo	Terminais	PAX em dias úteis	PAX/hora (Pico)
203	Santa Cândida/Capão Raso	32.970	54	5	171.315	5.519
303	Centenário/Campo Comprido	36.367	60	5	103.145	5.094
550	Pinheirinho / Carlos Gomes	22.399	18	1	30.904	3.018
503	Boqueirão	20.599	32	3	34.099	1.780
603	Pinheirinho	20.061	36	3	71.626	4.312

Coleta e Tratamento de Dados

Para o levantamento de dados dos diferentes ciclos de teste, três medições por rota foram realizadas durante a operação normal do sistema. O equipamento de medição foi um celular Samsung Galaxy S4 equipado com uma série de sensores, incluindo sensor de pressão atmosférica e GPS. O aplicativo Androsensor provê a necessária interface para acessar tais sensores e obter velocidade do veículo, pressão atmosférica assim como outros parâmetros em formato de arquivo .csv. Os ônibus estavam operando com seus motoristas habituais, nenhuma instrução de condução ou afim foi fornecida de forma a coletar o comportamento real nas rotas. Para testar o método três aquisições ocorreram entre 10:00 e 14:00 horas (um dos três horários considerados de pico durante o dia).

Os valores de altitude obtidos pelo GPS não estavam consistentes (grandes oscilações) e portanto a pressão barométrica foi utilizado para calcular a altitude relativa conforme Equação 1.

$$\Delta h = -\frac{\Delta P}{\left(\rho_0 * \frac{T}{T+t}\right) * g} \quad (Equação\ 1)$$

onde:

Δh = hi-hmin; (ponto mais baixo hmin é considerado 0m); ΔP = Pi-Pmax; (Pmax é a pressão no ponto mais baixo); ρ_0 – densidade do ar a 0 C; T – 273.15K; t – Temperatura do Ar em graus Celsius; g= gravidade (9.81m/s²);

A inclinação α (%) da via foi portanto determinada através desta difernça de altitude relativa.

Especificação do Veículo

De acordo com a URBS, a frota atual de bi-articulados é composta por 27 ônibus com 28m de comprimento (capacidade para 250 passageiros) os quais atendem 2 linhas e 133 bi articulados com 24m (capacidade para 230 passageiros) que operam em 6 linhas BRT. Esses veículos operam exclusivamente nos corredores dedicados e principamente nos corredores supracitados (URBS, 2014).

Os ônibus bi articulados que operam em Curitiba são fabricados pelo grupo Volvo. Existe uma diferença possível de trem de força nas configurações disponíveis, que é a caixa de câmbio. Tanto ZF quanto Voith são transmissões automáticas, porém com 6 e 4 marchas respectivamente. Neste estudo, a caixa ZF foi considerada. Apesar de quase a totalidade dos veículos que operam em Curitiba serem homologados para P5 (Euro3), neste artigo a versão P7 (Euro5) será considerada como referência.

Tabela 2.Especificação básica de ônibus Bi Articulado. Fonte: VOLVO BUS BRASIL(2015).

Motor	**DH12E Eu5**	
Potência	340cv @ 1400rpm	
Torque	1700Nm @ 1000-1400rpm	
Transmissão	ZF ECOLIFE 6AP1700B	VOITH DIWA 864.5
Relações de Transmissão	1.ª marcha: 7.09:1	1.ª marcha: 5.05:1
	6.ª marcha: 0.61:1	4.ª marcha: 0.73:1
Eixo Traseiro/Relação	RS 1370 HV / 7.21	
Peso Bruto Total	40.5ton	
Área Frontal	9m²	
Pneus	295/80R22.5 (0.507m)	

Modelamento Matemático

Um modelo matemático implementado em Matlab foi usado para calcular o desempenho do ônibus assim como determinar o consumo de combustível. A Plataforma Global de Simulação (GSP) é uma ferramenta desenvolvida pela Volvo para simulação veicular. Ela combina os fatores operacionais com os veiculares de forma a calcular o torque necessário a cada instante e consequentemente o consumo. O princípio básico pode ser visto na Eq2 abaixo (FREDRIKSSON, et al., 2011).

$$T_{trativo} = T_{motor} * r_{roda} (Equação\ 2)$$

As quatro forças principais envolvidas na dinâmica veicular são: inércia, gravitacional, resistência aerodinâmica e resistência a rolagem. A força que move o veículo para frente pode ser brevemente descrita conforme Eq 3.

$$m_{veículo} * \dot{v}_{veículo} = F_{trativa} - F_{aero} - F_{rolagem} - F_{gravitacional}\ (Equação\ 3)$$

Cada uma das forças envolvidas pode ser descrita da seguinte forma:

$$F_{trativa} = \frac{T_{trativo} - T_{resistivo}}{r_{roda}}\ (Equação\ 4)$$

$$F_{aero} = \frac{1}{2} * \rho * C_d * A_{frontal} * v_{veículo}^2 (Eq \quad ção\ 5)$$

$$F_{rolagem} = f * m_{veículo} * g * cos(\alpha) (Equ \ ção\ 6)$$

$$F_{gravitacional} = m_{veículo} * g * sin(\alpha) (Equ \ ção\ 7)$$

Onde:

T= torque do motor (Nm); r_{roda} = é o raio da roda do veículo (m); ρ = densidade do ar (1.2kg/m³);C_d= coef. arrasto aerodinâmico (0,7) α= inclinação da via (%); f =fração da força normal que corresponde à resistência à rolagem (N).

Utilizando a ferramenta de simulação (GSP) é possível obter o consumo específico a cada ponto de funcionamento pois nela constam dados obtidos em testes de dinamômetro. A força gravitacional é calculada baseada nos dados de inclinação da via obtidos previamente. Área frontal e velocidade são imprescendíveis para se calcular a resistência aerodinâmica. Já a resistência a rolagem representa a interação dos pneus com a superfície durante o movimento e o concreto foi considerado como material das vias nesse estudo (55N/ton) (FREDRIKSSON et al.,2011).

Fatores de Emissões

Fatores de emissões veiculares são definidos como a massa de poluentes produzidos por um certo veículo numa certa distância. São obtidos através de testes em dinamômetro e são comumente expressos na unidade g/km (após uma conversão baseada no consumo de combustível). A tabela 3 apresenta os fatores de emissão para quatro categorias diferentes de veículos (CETESB, 2013).

Tabela 3. Fatores de Emissão P7 (Euro5) Ônibus Diesel (g/km). Fonte: ANTP e VOLVO DO BRASIL(2015)

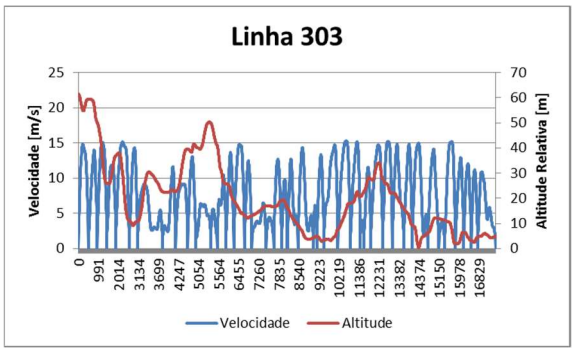
Tipo de Ônibus	CO	HC	NOx	MP	CO_2
Micro	0,13	0,030	1,22	0,0100	790
PADRON	0,54	0,015	2,69	0,0209	1643
Articulado	0,54	0,015	2,69	0,0209	2072
Bi-Articulado	0,54	0,015	2,69	0,0209	2312

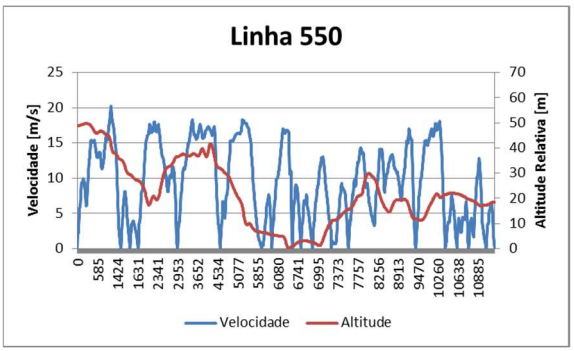
Estes fatores de emissão foram calculados de acordo com o *Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários* (MMA, 2013) e representam valores médios para a categoria de veículo específico e fase de legislação de emissões.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O ciclo de teste dos cinco corredores BRT foram coletados e tratados. A figura 1 apresenta o perfil de velocidade e altitude de dois deles como exemplo.

Figura 1. Exemplo de perfil de Velocidade e Altitude de corredores BRT





Todos os ciclos contidos neste artigo foram avaliados conforme as referências do projeto ARTEMIS, o qual avaliou a confiabilidade de modelos de emissões e inventários na Europa (Haan e Keller, 2003). Os autores disponibilizaram mais de 30 fórmulas, algumas das quais foram utilizadas para calcular uma série de parâmetros (Tabela 4) que descrevem detalhadamente os ciclos BRT de Curitiba.

Tabela 4. Resultados experimentais dos parâmetros cinemáticos dos corredores de Curitiba (um sentido).

Parâmetros Cinemáticos	**Unidades**	**Linha 203**	**Linha 303**	**Linha 503**	**Linha 550**	**Linha 603**
Distância Total	m	16246.3	17644.3	10069.0	11062.4	9679.0
Tempo acelerando	s	934	1040	649	535	550
Tempo desacelerando	s	885	812	451	510	515
Tempo frenando	s	565	440	299	252	329
Tempo parado	s	1165	1190	604	318	649
Tempo Total	s	3601	3293	1943	1484	1986
Tempo dirigindo	s	2436	2103	1339	1166	1337
Tempo em Cruzeiro	s	617	251	239	121	272
% do tempo dirigindo	%	67.6%	63.9%	68.9%	78.6%	67.3%
% do tempo em cruzeiro	%	17.1%	7.6%	12.3%	8.2%	13.7%
% do tempo acelerando	%	25.9%	31.6%	33.4%	36.1%	27.7%
% do tempo desacelerando	%	24.6%	24.7%	23.2%	34.4%	25.9%
% do tempo frenando	%	15.7%	13.4%	15.4%	17.0%	16.6%
% do tempo parado	%	32.4%	36.1%	31.1%	21.4%	32.7%
Velocidade média total	km/h	16.242	18.196	18.656	26.836	17.545
Velocidade média dirigindo	km/h	24.009	28.492	27.071	34.155	26.062
Desvio Padrão da Velocidade	km/h	16.201	18.245	18.961	22.421	17.366

Velocidade Máxima	km/h	53.100	54.960	62.100	72.763	54.000
Aceleração Média	m/s²	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Aceleração Média Positiva	m/s²	0.656	0.442	0.582	0.482	0.705
Aceleração Média Negativa	m/s²	-0.692	-0.543	-0.838	-0.507	-0.753
Desvio Padrão da Aceleração	m/s²	0.609	0.604	0.668	0.579	0.722
Desvio Padrão da Aceleração Positiva	m/s²	0.516	0.457	0.401	0.372	0.694
Número de Acelerações	#	329.0	66.0	107.0	90.0	183.0
Acelerações por km	#/km	20.3	4.0	10.6	8.1	18.9
Número de Paradas	#	47.0	41.0	29.0	18.0	29.0
Paradas por km	#/km	2.9	2.5	2.9	1.6	3.0
Tempo médio nas paradas	s	24.8	29.0	20.8	17.7	22.4
Distância média entre paradas	m	345.7	406.0	347.2	614.6	333.8
Aceleração Positiva Relativa	m/s²	0.218	0.179	0.233	0.193	0.238
Energia Cinética Positiva	m/s²	0.476	0.385	0.497	0.405	0.532

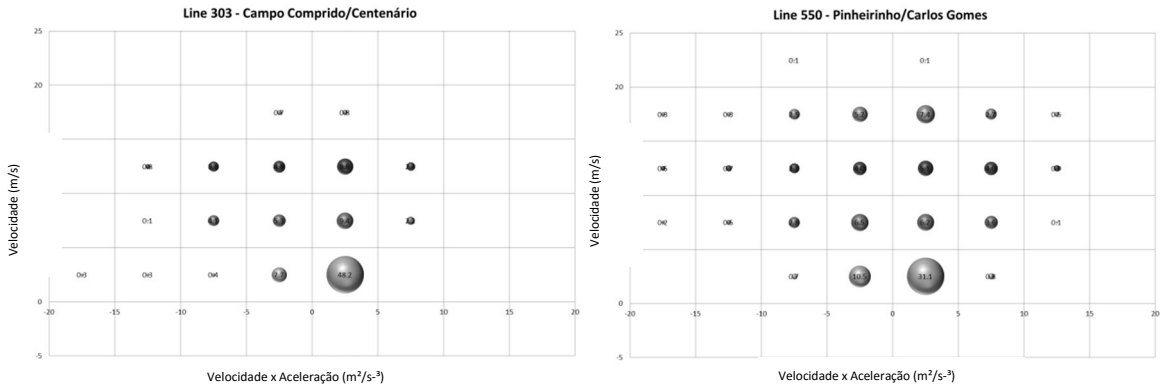
A linha 550, também chamada de LIGEIRÃO, apresenta maiores diferenças nos parâmetros se comparadas com as demais linhas. Maior velocidade média, maior velocidade máxima, menos paradas por km, menos tempo gasto frenando são instrínsicos desta linha a qual foi recentemente replanejada exatamente para isso, conectar mais rapidamente o bairro Pinheirinho ao centro da cidade.

A companhia que gerencia o sistema de transporte público de Curitiba recebe dados dos veículos operando no sistema via telemática. Apesar da frequência de transmissão não ser ótima (dados a cada 2 minutos) é possível estimar a velocidade média do sistema como um todo. Sebastiani (2014) tratou dados deste sistema da URBS e calculou a velocidade média, tendo constatado que mais de 60% dos ônibus apresentam velocidade média de 22km/h (velocidades de 16 a 28km/h também podem ser encontrados por 0,5 e 1% da frota respectivamente). Os valores encontrados neste artigo, durante as aquisições reais de dados encontram-se dentro dos limites previamente reportados pela autora e URBS assim o estudo de caso.

A aceleração relativa positiva (RPA em inglês) é baixa para a linha 550. Este parâmetro é calculado através da potência necessária durante todas as acelerações positivas do ciclo dividida pela distância percorrida. O valor fica alto quando o padrão de condução inclui muitas acelerações que demandam alta potência e está relacionado com o aumento de emissões e aumento no consumo de combustível (MORRISON, 2007). Este resultado está coerente com os dados obtidos através das simulações de GSP, nos quais os melhores valores de consumo foram encontrados para a rota 550.

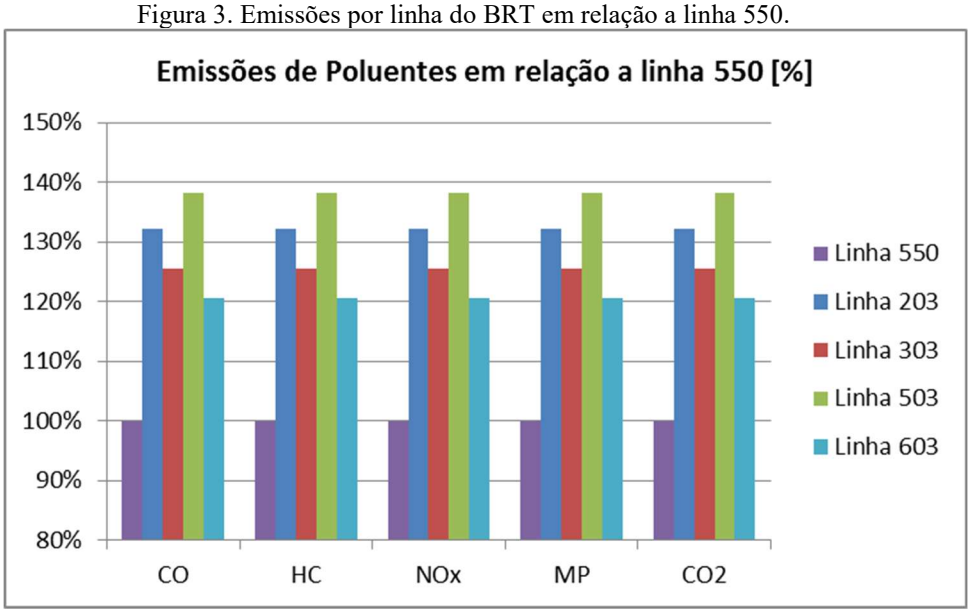
A figura 2 abaixo apresenta um mapa de frequência, o qual é calculado pela soma do tempo gasto em determinada velocidade (ordenada) versus o produto da velocidade pela aceleração (abscissa) naquela condição. Este tipo de representação premite demonstrar o quão dinâmico e transiente é o ciclo de teste. Alta dispersão significa mais transiente. Se tomar a linha 303 como exemplo, ela apresenta a menor dispersão entre as 5 linhas apesar de ter a topografia mais difícil, pois o comportamento durante a direção apresentou acelerações e desalerações menos abruptas (o motorista conduzia vagarozamente o veículo esperando o semáforo ficar verde). Esse resultado demonstra que a maneira da condução é tão importante quanto o perfil topográfico da rota.

Figura 2. Mapas de frequência (v, v · a)



A simulação forneceu resultados de consumo de combustível para cada um dos ciclos de teste. Aplicando a metodologia do Inventário Nacional previamente descrita e utilizando os novos valores de consumo, foi possível estimar as emissões de poluente por linha BRT. As emissões em g/pkm foi determinada e a proporção em relação a linha 550 pode ser vista na figura 3 abaixo.

Figura 3. Emissões por linha do BRT em relação a linha 550.



Baseado nos ciclos aquisitados é possível aprimorar as estimativas de emissões uma vez que os valores de consumo de combustível são muito mais precisos. Também é possível observar o alto impacto dos fatores operacionais na aplicação do mesmo produto, o que reflete diretamente no consumo de combustível e emissões de poluentes. Os valores em g/pkm são significativamente menores neste modal de transporte quando comparado com categorias tradicionais de ônibus.

CONCLUSÕES

O trabalho possibilitou estimar o consumo de combustível e consequentes emissões, tudo isso para servir de dados de entrada para a realização de ACVs. O estudo de caso mostrou que a linha 550 possui um ciclo de operação diferenciado, resultando diretamente em um menor consumo de combustível e consequentemente menor valor de emissões em g/pkm. Este tipo de estudo pode ser estendido para outras tecnologias veículares, assim como para outas ferramentas de simulação capazes de calcular o consumo de combustível.
O estudo contribui para o refinamento e qualidade dos dados de inventário para este tipo ônibus e de corredor lusivo de tráfego os quais tem apresentado um significativo crescimento no Brasil e no mundo.
Como próximos passos, estes dados serão utilizados para calcular o impacto ambiental no ciclo de vida de ônibus. Trabalhos futuros poderão comparar o desempenho dos veículos a combustão interna por outras alternativas.

REFERÊNCIAS

ANTP e Volvo do Brasil, 2015 Impactos ambientais da subsutituição dos ônibus urbanos por veículos menos poluentes

BARLOW, T. J., LATHAM, S., MCCRAE, I. S., BOULTER, P. G., 2009. A reference book of driving cycles for use in the measurement of road vehicle emissions. (2009) England.

CETESB, 2013. "Emissões veiculares no estado de São Paulo 2013". São Paulo, 2013. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/ar/emissoes/relatorio-emissoes-veiculares-2013.pdf.

FREDRIKSSON J., et al., (2011). On emission certification of heavy-duty hybrid electric vehicles using hardware-in-the-loop simulation. Disponível em: http://www.unece.org/fileadmin/DAM/trans/doc/2011/wp29grpe/HDH-05-06e.pdf

GREEN CITIES: Cities and Climate Change in Brazil, 2010. Disponível em: https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/12785/701860ESW0P1180ate0Change0in0Brazil.pdf?sequence=1

KOREN, H. S., 1995. Associations between Criteria Air Pollutants and Asthma. Environmental Health Perspectives, 103, 235-242.

MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2013. Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários 2013: Relatório Final. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mdmx/~edisp/inea0031540.pdf

MORRISON, G. M. and RAUC S., 2007. Highway and Urban Environment: Proceedings of the 8th Highway and Urban Environment Symposium 2007, Springer Science & Business Media

SEBASTIANI, M. T., 2014, Um modelo de simulação para otimização da alocação de estações de recarga ônibus no transporte público de Curitiba.

URBS, 2014. Rede Integrada de Transporte 2014a. Disponível em: http://www.urbs.curitiba.pr.gov.br/transporte/rede-integrada-de-transporte.

VOLVO BUSES BRASIL, Especificações Técnicas. Disponível em: http://www.volvobuses.com/bus/brazil/pt-br/linha-produtos/urbanos/Documents/B340M%20Art%20e%20Biart%20-%20Urbano%20EURO%205.pdf

DE HAAN P, KELLER, M (2003) Art.Kinema – User Guide to Version RC1. INFRAS, Berne

Avaliação do Ciclo de Vida da Coleta Seletiva do Plástico: estudo de caso no núcleo do Bessa, João Pessoa/PB

Hozana Raquel de Medeiros Garcia[1], Claudia Coutinho Nóbrega[2], Valeria Ibáñez-Fores[3], Monica Carvalho[4], Raissa Barreto Lins[5], Julia Lessa Feitosa Virgolino[6].

[1]Universidade Federal do Ceará, hozana_raquel@hotmail.com
[2]Universidade Federal da Paraíba, claudiacnobrega@hotmail.com
[3]Universitat Jaume I, vibanez@emc.uji.es
[4]Prof[a], Centro de Energias Alternativas e Renováveis, Dep. de Eng. de Energias Renováveis, Universidade Federal da Paraíba. monica@cear.ufpb.br
[5]Universidade Federal da Paraíba, raissablinss@gmail.com
[6]Universidade Federal da Paraíba, julia_lfv@hotmail.com

Resumo. *A geração de resíduos sólidos vem crescendo nos últimos anos e com ela a preocupação em geri-los de modo adequado. Neste contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) pode ser uma das alternativas utilizadas para o seu gerenciamento, tendo em vista que é utilizada para a apreciação de complexos sistemas de gestão de resíduos, destacando que tal medida foi incentivada pela legislação europeia e brasileira, no que se refere a análise de fim de vida dos produtos. O objetivo deste estudo é avaliar o ciclo de vida da coleta seletiva do plástico, realizada pela Associação de Catadores de Resíduos de João Pessoa (ASCARE - núcleo do Bessa), localizada no município de João Pessoa/PB, com o intuito de identificar o impacto ambiental provocado pela atividade. O núcleo do Bessa é composto pelos bairros Aeroclube, Jardim Oceania, Bessa e parte de Manaíra. A fronteira analisada do sistema de coleta seletiva do núcleo do Bessa inicia-se com a segregação do material passível de reciclagem pelos moradores em suas residências, geralmente em seco e úmido. Após este processo os resíduos a serem reciclados são dispostos aos catadores (ASCARE-JP/Bessa), que então os encaminham para um galpão onde ocorre a separação dos materiais. Em seguida, esses materiais são encaminhados para a comercialização; esta etapa é realizada por agentes intermediários do processo que compram dos catadores e revendem a indústria recicladora. Após a sua aquisição, a indústria o converte em outro produto. Os procedimentos metodológicos adotados pela pesquisa seguiram as recomendações da ISO 14040 (2014) e ISO 14044 (2014). A Unidade Funcional de direção adotada pelo estudo foi uma tonelada de resíduos sólidos gerados. Para a análise da ACV utilizou-se o software SimaPro 8.0 e o método de avaliação de impacto CML, que calcula vários indicadores ambientais para determinadas categorias de impacto. De acordo com os resultados ora apresentados constatou-se que 11% dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) do núcleo do Bessa foram encaminhados para a coleta seletiva no ano de 2014 e 87,60% dos RSD coletado pela coleta regular da EMLUR obtiveram um destino adequado sendo enviados para o Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa, estes dois aspectos configuram-se como positivos para a gestão de resíduos sólidos no município, pois a nível nacional estes resultados são inferiores. Identificou-se que a reciclagem do plástico evita emissões de gases que provocam aquecimento global, chegando a compensar nesta categoria as emissões advindas da coleta dos materiais reciclados. Observou-se, no referido estudo, que foram evitadas a emissão de 69,756 kg $CO_{2\text{-}eq}$ para a atmosfera, devido a coleta seletiva de plástico, no ano de 2014.Verificou-se que a ferramenta de ACV contribuiu não só para diagnosticar os impactos provocados ao meio ambiente proveniente da coleta seletiva, como também auxiliar em sua gestão, já que identifica as etapas do processo que necessitam ter seus impactos mitigados.*

Palavras-chave. *Avaliação de Ciclo de Vida, Impactos Ambientais; Resíduos Sólidos; Reciclagem.*

1. Introdução

A dificuldade em equilibrar o uso sustentável dos recursos naturais com o consumo exacerbado de produtos constitui-se como um dos principais desafios para os gestores públicos, a sociedade civil e as organizações privadas. Esta problemática ambiental contemporânea está diretamente relacionada com a produção de Resíduos Sólidos Domiciliares (RSD), ou seja, aquele resultante das atividades desempenhadas em ambientes urbanos, composto pelas frações úmidas (resto de comida, aparas de jardins, entre outros) e secas (plástico, metais, vidros, papel, papelão etc.).

Neste contexto, a coleta seletiva revela-se como um possível meio de reincorporação do material passível de reciclagem no setor produtivo e a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) uma ferramenta que pode ser utilizada como indicador ambiental determinante da eficácia e da viabilidade do programa.

No Brasil, o plástico é usado em larga escala pela população para os mais diversos fins. Estima-se que cada brasileiro utilize cerca de 19 quilos de sacolas por ano e que o uso deste único tipo de produto já representa 10% de todo lixo produzido no país (OLIVEIRA et al., 2012). Porém, é necessário ressaltar que a nível nacional este material compõe uma das principais atividades de reciclagem no Brasil, juntamente com o alumínio e o papel (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE, 2013).

No município de João Pessoa a quantidade de matéria orgânica e resíduos verdes correspondem a 51%, enquanto que a fração correspondente ao plástico é de 14% em massa. (MUNICÍPIO DE JOÃO PESSOA, 2014).

Ao considerar a grande relevância no estudo do plástico como o material de frequente identificação na gestão dos RSD a nível nacional e local, o presente trabalho tem por objetivo avaliar o ciclo de vida da coleta seletiva do plástico, realizada pela Associação de Catadores de Resíduos de João Pessoa (ASCARE - núcleo do Bessa), localizada no município de João Pessoa/PB, com o intuito de identificar o impacto ambiental provocado pela referida atividade.

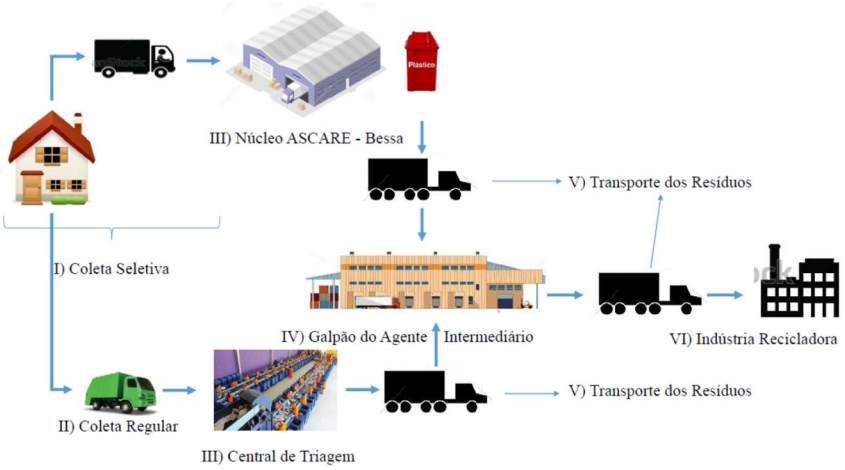
2. Metodologia

A presente pesquisa possui como unidade empírica de referência o núcleo do Bessa que é composto pelos bairros Aeroclube, Jardim Oceania, Bessa e parte de Manaíra, localizado no município de João Pessoa (Paraíba), totalizando 16.701 domicílios e 51.212 habitantes (IBGE, 2010). O município de João Pessoa dispõe de serviços de limpeza urbana sob a responsabilidade da Autarquia Municipal Especial de Limpeza Urbana (EMLUR).

O sistema de coleta seletiva do município de João Pessoa, inicia-se com a segregação do material passível de reciclagem pelos moradores em suas residências, geralmente em seco e úmido; após este processo os resíduos a serem reciclados são dispostos aos catadores (ASCARE-JP/Bessa); estes os encaminham para um galpão onde ocorre a separação em (alumínio, cobre, ferro, vidro, papel, papelão, plástico mole, plástico duro, plástico policloreto de polivinila (PVC) e plástico Politereftalato de etileno (PET)). Em seguida, esses materiais são encaminhados para a comercialização. Esta etapa, por sua vez, é realizada por agentes intermediários do processo que compram dos catadores e revendem a indústria recicladora; que após a sua aquisição o converte em outro produto.

O escopo deste estudo compreende as seguintes etapas (Figura 1): I) coleta seletiva que compreende a atividade de coleta de resíduos passíveis de reciclagem realizada pelos catadores com o auxílio do caminhão da ASCARE-JP/Bessa; II) coleta regular dos resíduos domiciliares não segregados em seco e úmido, utilizando o caminhão compactador da EMLUR; III) núcleo da ASCARE-JP e central de triagem onde os resíduos são preparados para serem comercializados pelo agente intermediário; IV) galpão do agente intermediário que serve apenas para o armazenamento do material a ser revendido para a indústria recicladora; V) transportes referentes as distancias percorridas do núcleo e da central de triagem até o galpão e dele até a indústria recicladora; VI) o fim da fronteira analisa foi a indústria recicladora.

Figura 1: Escopo da ACV aplicada à coleta seletiva no Bessa, João Pessoa.



Fonte: Própria, 2015.

A metodologia utilizada para avaliar o ciclo de vida do programa de coleta seletiva do plástico do núcleo do Bessa, seguiu as recomendações da norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT - ISO 14.040 (2014), contemplando definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação de resultados.

A etapa de análise do inventário de ciclo de vida consistiu na coleta dos dados e procedimentos de cálculos para quantificar as entradas (energia, matéria-prima, recurso hídrico, entre outras) e saídas (emissões atmosféricas, descargas para o solo e água, etc.) do sistema. Concluída a construção do inventário e a inserção dos seus dados no programa SimaPro 8.0 (PRÉ-CONSULTANTS, 2013), a próxima etapa consistiu na análise do inventário, selecionando-se um método de avaliação de impacto ambiental e, consequente, obtenção de resultados e sua interpretação.

O software utilizado, como citado anteriormente, foi o SimaPro 8.0 (2015), ferramenta altamente especializada para estudos de ACV. As bases de dados utilizadas foram BUWAL (1998) e EcoInvent (2015). O método de avaliação de impacto ambiental escolhido foi CML-IA baseline versão 3.00/World 2000, que corresponde a metodologia mais utilizada para avaliar impactos ambientais do ciclo de vida de sistemas de gestão de resíduos sólidos (LAURENT et al., 2014). Das categorias de impacto presentes no método CML-IA, selecionou-se o aquecimento global, para facilitar a comparação com estudos existentes.

3. Resultados e discussão

A identificação da quantidade de resíduos gerados no núcleo estudado, bem como, sua distribuição dentro dos três possíveis destinos (coleta seletiva, central de triagem e aterro), foram obtidas junto a EMLUR (2014). A quantificação e distribuição da geração de RSD, do núcleo do Bessa, por tipo de material (plástico), correspondente à coleta seletiva e a central de triagem, também foram fornecidas pela empresa supracitada. A quantidade de RSD do núcleo Bessa, em 2014, foi a seguinte: total de resíduos 6.074 t, dos quais 704,97 t foram para coleta seletiva, e 5.369,03 t foram coletados pela EMLUR (dos quais 48,28 t foram para a central de triagem, e 5.320,75 t foram para o aterro sanitário).

De acordo com Rigamonti et al. (2009) atribuiu-se um percentual de eficiência (80%) para o plástico e, por fim quantificou-se a quantidade de material vendido para os atravessadores, levando em consideração tal percentual, em 2014: 72,83 t/ano do plástico foi proveniente da coleta seletiva e 18,58 t/ano da central de triagem (CT), totalizando assim 91,41 t/ano.

Identificou-se a composição final da reciclagem correspondente ao núcleo de coleta seletiva do Bessa e a CT (EMLUR, 2014). Os consumos de água e eletricidade correspondentes ao núcleo estudado e da CT, dos galpões dos atravessadores e das indústrias recicladoras foram extraídos a partir dos dados disponíveis pela referida empresa e, por meio de estimativas retiradas de diferentes fontes, como Greta Ambiental (2015). A Tabela 1 mostra os consumos de água e eletricidade por instalações.

Tabela1: Consumo de água e eletricidade por instalação, em 2014.

Instalação	Recursos	Consumo
Galpão ASCARE/Bessa	Água	766,023 kg/t
	Eletricidade	8,301 kWh/t
Galpão Atravessadores[3]	Água	0 kg/t
	Eletricidade	0 kWh/t
Central de Triagem	Água	1.072,984 kg/t
	Eletricidade	45,878 kWh/t
Industrias recicladoras		
Plástico	Água	4,37 kg/t
	Eletricidade	45,84 kWh/t

Fonte: Própria, 2015.

Também se quantificou o consumo de diesel nos transportes utilizados na coleta seletiva do núcleo do Bessa, a partir das informações disponibilizadas pela EMLUR e dos atravessadores. A ASCARE-JP/Bessa dispõe de um caminhão Baú 3x4 e, foi considerado um consumo de diesel de 25,63 L/t de resíduos transportados da origem até o galpão do núcleo, que correspondeu a 3.614,38 km de distancias percorridas no ano de 2014. O caminhão do atravessador é uma Mercedes-Benz 1113, com consumo de diesel para transportar o plástico entre o núcleo até o galpão do atravessador 0,436 L/t (1.500,3 km/ano) e da central de triagem até o agente intermediário 0,784 L/t (687,46 km/ano). Para o transporte final (atravessador a indústria recicladora) considerou-se o mesmo tipo de caminhão utilizado pelo agente intermediário e consumo 0,554 L/t (2.888,56 km/ano).

[3] Considerou-se o consumo de água, eletricidade e diesel nulo para o galpão do atravessador já que os materiais são vendidos pelos catadores devidamente preparados para revenda a indústria recicladora, sendo desnecessário o uso de prensa e de outros equipamentos.

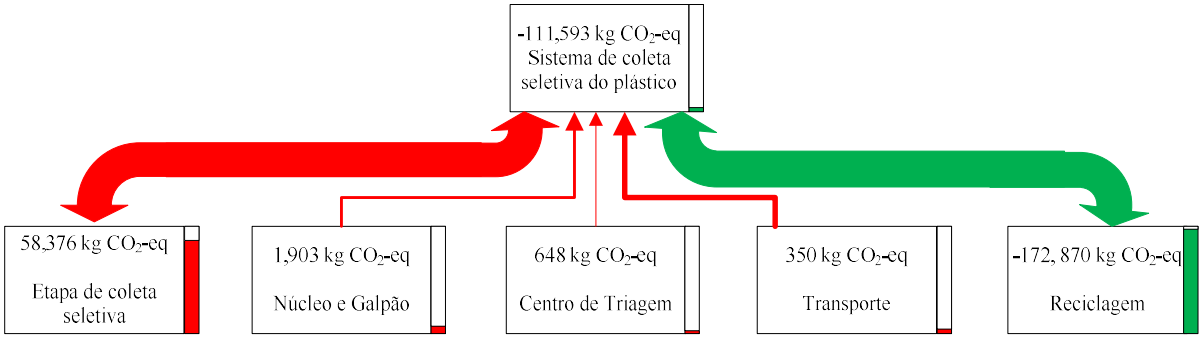
Apenas 11,61% de todo o RSD gerado no núcleo do Bessa que atende a este bairro, parte de Manaíra, Aeroclube e Jardim Oceania foi encaminhado para coleta seletiva durante o ano de 2014, representando mais do que a média nacional para 2010, que foi de 2,4% (IPEA; MMA,2010). Outro fator positivo da gestão do RSD neste núcleo consiste na sua disposição em aterro sanitário de 87,60%, enquanto 58,4% dos RSD gerados no Brasil foram destinados de forma adequada em 2014 (ABRELPE, 2014). Os maiores índices de reciclagem do núcleo do estudado e da CT são provenientes do papel/papelão (73,40%), plástico (48,80%) e metal (29,82%).

Considerando-se somente a categoria de impacto aquecimento global, a Figura 2 mostra os valores de emissões de CO_2-eq para cada etapa da coleta seletiva do plástico no núcleo estudado, para o ano de 2014. A Figura 2 é um diagrama de Sankey, no qual a espessura dos conectores indica a contribuição ao processo. Os conectores em vermelho indicam impactos ambientais negativos, enquanto as emissões evitadas são observadas em verde. A Figura 2 mostra as emissões resultantes de cada etapa, que são formadas pela adição de várias fases. Devido a limitações de espaço, não se pode entrar em maiores detalhes sobre os desmembramentos destes valores, mas é necessário fazer a observação de que, ainda que a etapa de reciclagem resulte em impactos negativos (evitados, já que se deixa de produzir material novo), há parcelas positivas envolvidas no processo (tratamento específico dos resíduos, processamento, remanufatura; estas etapas incluem consumo de energia sob várias formas: vapor, calor, eletricidade).

As emissões negativas resultantes aparecem, no caso da reciclagem, porque este tratamento evita, principalmente, a produção de produtos novos. O IPCC (2013) indica que a maioria dos cenários de trajetórias de emissões compatíveis com o limite de aumento de 2ºC na temperatura média global só serão possíveis quando se atinge emissões antrópicas de CO_2 próximas de zero ou até mesmo negativas.

Verificou-se que a reciclagem compensa as demais etapas do sistema de coleta seletiva, o que corrobora as ações previstas na nova lei de resíduos, e.g., consumo responsável para a redução da geração de resíduos sólidos, a reciclagem e o uso de aterros sanitários para gerar energia. Assim, as reduções nas emissões de CO_2-eq emitidas pelo resíduo sólido brasileiro poderão atingir 74% (estes dados foram divulgados oficialmente na COP16 - Conferência sobre Mudanças Climáticas) (CETEA-CEMPRE, 2010). Assim, é necessário reforçar a educação e consciência do consumidor, além de se priorizar investimentos no cumprimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos - PNRS, já que essas informações são essenciais para a tomada de decisão pelos gestores municipais.

Figura 2: Emissões de CO_2-eq para o sistema de coleta seletiva do plástico do Núcleo do Bessa, em 2014.



4. Comentários finais

De acordo com os resultados ora apresentados constatou-se que 11% dos RSD do núcleo do Bessa (Aeroclube, Jardim Oceania, Bessa e parte de Manaíra) foram encaminhados para a coleta seletiva no ano de 2014 e 87,60% dos RSD coletado pela coleta regular da EMLUR obtiveram um destino adequado sendo enviados para o Aterro Sanitário Metropolitano de João Pessoa, estes dois aspectos configuram-se como positivos para a gestão de resíduos sólidos no município, pois a nível nacional estes resultados são inferiores.

No que se refere a categoria de impacto aquecimento global observou-se que a reciclagem compensa as demais etapas inclusive as emissões provenientes do transporte da coleta seletiva. Verificou-se que a metodologia de ACV contribuiu não só para diagnosticar os impactos provocados ao meio ambiente provenientes da coleta seletiva, como também auxiliar em sua gestão, já que identifica as etapas do processo que necessitam ter seus impactos mitigados.

5. Agradecimentos

As autoras agradecem a colaboração da Autarquia Municipal Especial de Limpeza Urbana (EMLUR) do município de João Pessoa, Paraíba, Brasil. Os agradecimentos se estendem à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Universitat Jaume I. Este trabalho foi desenvolvido no âmbito dos projetos de pesquisa do Conselho Nacional para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) nº 475879/2013-9 e nº 484357/2013-1.

6. Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE) (2014). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2014.* Disponível em:<http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>. Acesso em 01 fev. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE) (2013). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2013*. São Paulo: Associação Brasileira de Empresas Público e Resíduos Especiais, 2013. Disponível em:<http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm>. Acesso em: 19 de nov. 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) (2014). NBR ISO 14040: *Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura.* Rio de Janeiro.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) (2014). NBR ISO 14044: *Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações.* Rio de Janeiro, 2014.

BUWAL (1998). *Bewertung in Ökobilanzenmit der Methode der ÖkologischenKnappheit. Ökofaktoren 1997*. SchriftenreiheUmwelt. Nº 297. Bern, Switzerland.

CETEA-CEMPRE (2010). *O impacto da nova lei contra o aquecimento global.*Disponível em: http://cempre.org.br/download.php?arq=b18xOTVhNmdkYWcxczVjcHA2YWYyMWFiNGZmaWEucGRm> Acesso em 10 Fev 2016.

ECOINVENT (2015). *Base de dados. 2015*. Disponível em: <www.ecoinvent.ch> Acesso em 01 mar 2016.

EMLUR 2014 (2014). *Informações disponibilizadas pela Autarquia Especial Municipal de Limpeza Urbanaao Projeto de Pesquisa Universal nº 484357/2013-1* Cedidas Através de Carta de Anuência.

GRETA AMBIENTAL (2015). *Especificação da Reciclagem.* Disponível em:<http://www.getraambiental.com.br/especificacao.php>. Acesso em: 24 out. 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) (2010). *Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA*. Universo – Característica da População e dos Domicílios 2010 – João Pessoa/Bessa. Disponível em:<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/protabl.asp?c=1378&z=cd&o=7&i=P>. Acessoem: 25 denov. 2014.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. Revised supplementary methods and good practice guidance arising from the Kyoto protocol. 2013. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/> Acesso em 01 mar 2016.

IPEA e MMA (2010). *Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos.* Brasília: IPEA. Disponível em <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_arquivos/estudo_do_ipea_253.pdf>. Acessoem: 10 Fev 2016.

LAURENT, A. et al (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: lessons learned and perspectives. *WasteManagemente*, v. 34, p. 573-588. Disponível em:<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956053X1300559X>. Acesso em: 24 nov. 2014.

MUNICÍPIO DE JOÃO PESSOA/PB (2014). *Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de João Pessoa.* Diagnóstico. Disponível em:<http://issuu.com/pmjponline/docs/diagnostico>. Acessado em: 21 de nov. 2014.

OLIVEIRA, L.L. *et al*. (2012) Impactos ambientais causados pelas sacolas plásticas: o caso Campina Grande – PB. *Revista de Biologia e farmácia*, v.7, n.1, p. 88-104.

PRÉ CONSULTANTS (2013). *SimaPro v. 8.0.*PRé Consultants, B.V. Amersfoort, The Netherlands.

RIGAMONTI, L.; GROSSO, M.; SUNSERI, M. C. Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. Int J Life Cycle Assess, 14, p. 411–419, 2009.

Avaliação do desempenho ambiental de fertilizantes químicos no contexto brasileiro: estudo de caso para a produção de Fertilizantes Fosfatados

Alex R. Nogueira[1], Marilia I. S. Folegatti Matsuura[2], Luiz Kulay[1]

[1]Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, arnogueira@usp.br
[2]Embrapa Meio Ambiente

Resumo. *O resumo deve ser elaborado em Times New Roman, tamanho 8, em itálico e conter no máximo 2.500 caracteres.*

O Brasil se destaca pelo seu potencial agrícola. Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), o país terá um papel fundamental nos próximos 10 anos para o atendimento a demanda global por produtos agropecuários. Tal destaque está relacionado à alta produtividade da agricultura brasileira, proporcionada, entre outros fatores, pela aplicação de fertilizantes químicos.Por outro lado, o consumo elevado de fertilizantes é diretamente associado a impactos ambientais. Assim, o diagnóstico do desempenho ambiental da produção de fertilizantes será mais representativo à medida em que os inventários forem mais condizentes com o contexto do país. Este trabalho buscou dar uma contribuição ao identificar pontos potenciais de melhoria do desempenho ambiental de fertilizantes, a fim de obter resultados mais representativos em relação ao Brasil. Foram usados como exemplos o Superfosfato simples (SSP) e o Superfosfato triplo (TSP), amplamente consumidos no país, em especial para o cultivo de cana-de-açúcar. O atendimento da demanda interna de SSP e TSP em 2013 deveu-se a produções em torno de, respectivamente, 4,9 e 0,9 Mt, somadas às importações 0,9 e de 1,9 Mt. A escolha destes dois fertilizantes também se baseou no seu potencial de geração de impacto ambiental em função das atividades de mineração e dos processos químicos envolvidos em suas produções. O estudo teve como base a Lógica do Ciclo de Vida, e seguiu a abordagem atribucional do berço ao portão, considerando-se dados predominantemente secundários voltados ao contexto da região Centro-Sul do Brasil, no ano de 2013. As cargas ambientais decorrentes desses processamentos foram estimadas em termos de Mudanças climáticas, Acidificação terrestre, Eutrofização de água doce, Toxicidade humana, Formação fotoquímica de oxidantes e Depleção de Água e Depleção de Recursos Fósseis. Os resultados obtidos indicam que a importação do TSP, em si, e também do enxofre usado como insumo do processamento dos fertilizantes são importantes precursores de cargas ambientais. Além disso, a queima de combustíveis para o aproveitamento de energia térmica também contribui para diferenciar os fertilizantes estudados em relação aos seus sucedâneos disponíveis no banco de dados do Ecoinvent. Assim, conclui-se que a adaptação dos inventários contribuiu efetivamente para aumentar a representatividade do desempenho ambiental dos fertilizantes estudados.

Palavras-chave. Fertilizantes; SSP; TSP; Adaptação de inventários.

Introdução

A agricultura é uma atividade de suma importância para o Brasil. Segundo a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), o país terá um papel importante nos próximos anos para atender a demanda global por produtos agropecuários. Tamanho destaque faz com que se aumente o interesse também pelo desempenho ambiental da agricultura brasileira.

Na perspectiva nacional, a agropecuária é pujante. Segundo o IBGE, a área total colhida em 2014 foi de 72,2 milhões de hectares. Estimativas do Ministério da Agricultura indicam que a agropecuária respondeu por 5,6% do PIB em 2014, sendo que o agronegócio contribuiu para 21,3% deste total no mesmo período.

A elevada produtividade da agricultura brasileira se deve, entre outros fatores, à aplicação de fertilizantes químicos. Porém, o consumo destes fertilizantes também implica impactos ambientais que, seguindo-se a Lógica do Ciclo de Vida de produtos, se estendem desde as atividades de extração de recursos naturais até os processos industriais de transformação.

Segundo Frichknecht (2006), a elaboração de modelos de Sistemas de Produtos em estudos de ACV depende de dados de apoio (background) confiáveis, abrangentes e representativos para complementar as informações específicas obtidas para os produtos de interesse. Assim, no caso das atividades agrícolas, o diagnóstico do desempenho ambiental desta atividade será mais representativo à medida em que os inventários forem mais condizentes com o contexto do país.

Em situações de pouca disponibilidade de dados – como é o caso brasileiro, em que o banco de dados de apoio à execução de estudos de ACV ainda está em desenvolvimento – a adaptação de inventários já existentes e disponíveis publicamente pode ser considerada uma boa estratégia (SILVA et al., 2015).

Neste contexto, o presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de identificar pontos potenciais de melhoria de inventários de fertilizantes químicos, a fim de deixá-los mais representativos em relação ao contexto brasileiro.

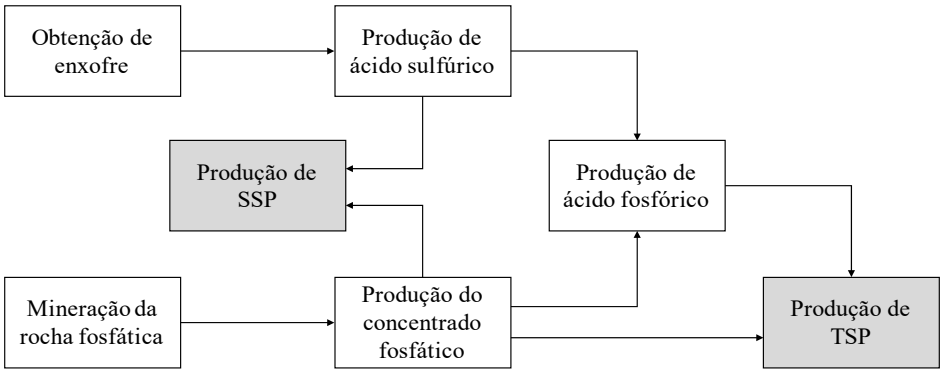
Optou-se pela abordagem de pesquisa na forma de estudo de caso, a qual permite um bom entendimento do objeto de estudo, considerando-se condições de contorno que delimitam o escopo de aplicação da análise. Foram usados como exemplos o Superfosfato simples (SSP) e o Superfosfato triplo (TSP), amplamente consumidos no país, em especial para o cultivo de cana-de-açúcar.

Definição de Objetivo e Escopo

Os fertilizantes considerados neste estudo foram o Superfosfato Simples (SSP) e o Superfosfato Triplo (TSP). Tratam-se de dois dos principais fertilizantes químicos fornecedores do fosfato consumido na agricultura brasileira, e os mais relevantes para o cultivo de cana-de-açúcar.

Na Figura 1, é apresentado um diagrama simplificado com os principais processos industriais necessários para a produção de SSP e de TSP segundo as rotas convencionais de produção. De uma maneira geral, nota-se que muitos processos são comuns a ambos os produtos, o que implica semelhanças em termos de impactos ambientais potenciais.

Figura 1: Principais processos industriais associados à produção de SSP e de TSP (adaptado de Kulay (2004)).



De acordo com a Figura 1, a produção de ambos os produtos se inicia com a mineração da rocha fosfática, que deve ser beneficiada para a produção do concentrado fosfático. Paralelamente, há a obtenção do enxofre, que serve de matéria-prima para a produção de ácido sulfúrico. O ataque direto do concentrado fosfático por ácido sulfúrico leva à produção de SSP (fertilizante de interesse) ou de ácido fosfórico, dependendo das condições do processo. Quando o objetivo é a produção de TSP, este é então produzido a partir do ataque de uma nova quantidade de concentrado fosfático pelo ácido fosfórico formado anteriormente. Mais detalhes a respeito das rotas de produção podem ser obtidos no trabalho de Kulay (2004).

Este estudo baseou-se na Lógica do Ciclo de Vida de produtos, segundo a abordagem atribucional, com escopo do berço ao portão. A cobertura temporal definida para o estudo diz respeito ao ano de 2013. Já a cobertura geográfica compreende os estados da região Centro-Oeste, Sudeste e Sul (Centro-Sul) do Brasil, e também os países produtores de fertilizantes no exterior.

Uma vez definidos os fertilizantes a serem estudados, foi feito um levantamento com o objetivo de investigar a relação entre a fração produzida nacionalmente, e a fração importada pelo Brasil. Para tanto, recorreu-se aos dados da Associação Nacional para a Difusão de Adubos (ANDA, 2014).

No caso em que a fração impostada mostrou-se relevante (ou seja, com percentual acima de 15%), também foi feito um levantamento dos países fornecedores do fertilizante e dos portos por meio dos quais o mesmo é inserido no mercado nacional. Neste caso, as informações foram obtidas a partir do sistema AliceWeb (2014), fornecido pelo Ministério de Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC).

Uma vez descobertos, portanto, os países onde houve a produção dos fertilizantes, passou-se à procura por informações que pudessem aumentar a representatividade dos respectivos inventários em relação às coberturas geográfica e temporal definidas para o estudo. Tais informações compreenderam detalhes sobre o local de produção, matriz energética do país produtor, logística de distribuição até o Brasil, e eventuais especificidades processuais que diferenciasse a produção de um determinado fertilizante.

No que diz respeito aos processos que ocorrem no exterior, foram usados como base os inventários disponíveis na base de dados ecoinvent, versão 2.2 (NEMECEK e KÄGI, 2007). Esta base de dados foi escolhida em função do seu amplo uso internacionalmente, bem como a consistência reconhecida pela comunidade e também a transparência e disponibilidade de metainformações que pudessem ser usadas como referência para futuras adaptações.

Já no caso dos processamentos ocorridos no Brasil, as principais fontes de dados foram os trabalhos desenvolvidos por Kulay (2004) e por Martinho (2014).

Feitas as adaptações consideradas relevantes para cada fertilizante, foi calculado o perfil ambiental de cada fertilizante, por meio do método ReCiPe, Midpoint (H) 1.12, disponível no software SimaPro versão 8.1.1.16. No presente estudo, considerou-se apenas as seguintes categorias de impacto: Mudanças climáticas; Acidificação terrestre; Eutrofização aquática; Toxicidade humana; Formação fotoquímica de oxidantes; Depleção de água; e Depleção de recursos fósseis.

Análise de Inventário

Na Tabela 1 são apresentadas as comparações entre a produção nacional e a produção internacional dos principais fertilizantes químicos consumidos na agricultura brasileira em 2013, segundo o levantamento feito pela ANDA (2014). Os dados da Tabela 1 mostram que o atendimento da demanda interna de SSP e TSP em 2013 deveu-se a produções em torno de, respectivamente, 4,9 e 0,9 Mt, somadas às importações 0,9 e de 1,9 Mt.

Tabela 1: Produção nacional e importação dos principais fertilizantes químicos consumidos para o cultivo de cana-de-açúcar em 2013.

Produto	Produção Nacional (t)	Importação (t)	Total (t)	Prod. Nacional/ Oferta Total
Cloreto de Potássio	492.152	7.634.505	8.126.657	6,1%

Superfosfato Simples	4.931.309	870.782	5.802.091	85,0%
Superfosfato Triplo	936.367	1.906.945	2.843.312	32,9%
Uréia	994.750	3.575.098	4.569.848	21,8%
Sulfato de Amônio	220.167	1.701.648	1.921.815	11,5%
Nitrato de Amônio	209.834	1.308.806	1.518.640	13,8%

Observando-se a Tabela 1, é possível notar que a produção nacional de SSP é muito superior à importação. Assim, como cerca de 85% deste fertilizante foi produzido internamente, optou-se por desconsiderar as quantidades importadas, dada a representatividade da produção brasileira.

Já no caso do TSP, observou-se que a produção nacional atendeu apenas cerca de 33% da demanda interna brasileira. Desta forma, houve a necessidade de se investigar as frações importadas.

Com base nos dados do sistema AliceWeb (2014), observou-se que o TSP importado pelo Brasil é proveniente dos países apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Principais países fornecedores de TSP para o mercado brasileiro no ano de 2013.

País	Participação (%)
Marrocos	55,4
Israel	21,2
China	11,9
Tunísia	11,5

De acordo com informações fornecidas pela plataforma SEARATES (2014), foi possível descobrir que os principais portos de saída de TSP para o Brasil no ano de 2013 foram: Jorf Lasfar (Marocos), Terminal Ashdod (Israel), Porto de Shanghai (China) e Terminal Sfax (Tunísia).

Além disso, com base em dados do sistema AliceWeb (2014), estimou-se que a entrada de TSP no Brasil ocorre principalmente, por meio dos portos de Paranaguá (no estado do Paraná) e São Francisco do Sul (no estado de Santa Catarina). A partir destas informações, as distâncias percorridas por meio do modal marítimo foram estimadas através da plataforma SEARATES (2014).

Do ponto de vista de especificidades do processo produtivo, usou-se a premissa de que o ácido fosfórico e, posteriormente, o TSP são produzidos no exterior a partir de um concentrado de rocha fosfática extraída no Marrocos (um dos maiores produtores mundiais deste insumo).

Por fim, também se considerou a necessidade de se adequar o fornecimento de energia elétrica para os processos industriais segundo as respectivas matrizes elétricas dos países produtores. Para tanto, foram usados dados disponibilizados pela *International Energy Agency* (IEA, 2014).

No que diz respeito às produções de SSP e de TSP no Brasil, ao analisar os trabalhos de Kulay (2004) e de Martinho (2014), foi possível observar que o contexto nacional apresenta algumas peculiaridades importantes em relação às práticas internacionais. Uma diferença importante refere-se à qualidade da rocha fosfática usada como

matéria-prima e ao respectivo processo de beneficiamento da mesma. Como a rocha brasileira apresenta baixos teores de fósforo (em relação à média mundial), o processo de beneficiamento deve ser adequado para que a recuperação do minério seja eficiente. Sendo assim, os dados referentes à extração da rocha e produção de concentrado fosfático foram extrapolados a partir do estudo feito por Martinho (2014).

Informações a respeito dos processos químicos para a produção do fertilizante, e também da adaptação do fornecimento de gás natural (segundo o contexto brasileiro) também foram obtidas de Martinho (2014), o qual teve acesso a dados industriais primários representativos para o contexto nacional de produção de SSP e de TSP.

Outra especificidade da indústria brasileira neste caso, porém, diz respeito à importação do enxofre (insumo do processo produtivo). Para o presente estudo, foram utilizados dados disponibilizados no sistema AliceWeb (2014) a respeito dos principais países fornecedores de enxofre para o Brasil em 2013, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3: Principais países fornecedores de enxofre para as empresas produtoras de SSP e de TSP no ano de 2013.

País	Participação (%)
Estados Unidos	41,3
Rússia	21,7
Cazaquistão	21,1
Arábia Saudita	10,6
Emirados Árabes Unidos	5,3

Salienta-se que para cada país fornecedor de enxofre, também houve a adaptação das respectivas matrizes de fornecimento de energia, bem como da logística de transporte até o porto de Santos (Brasil).

Avaliação de impactos e Interpretação

Por fim, após a implementação das respectivas adaptações dos inventários, calculou-se o perfil ambiental do SSP e do TSP segundo o método ReCiPe Midpoint (H), 1.12. Os resultados são apresentados na Tabela 4, a seguir.

Tabela 4: Perfil ambiental referente a 1 kg de SSP e 1 kg de TSP, expresso segundo o teor de nutriente (P_2O_5).

Categoria de Impacto	Unidade	SSP (como P_2O_5)	TSP (como P_2O_5)
Mudanças climáticas	kg CO_2 eq	5,338E-01	9,274E-01
Acidificação terrestre	kg SO_2 eq	2,325E-02	2,089E-02
Eutrofização aquática	kg P eq	3,629E-03	8,365E-04

Toxicidade humana	kg 1,4-DB eq	3,003E-02	1,329E-01
Formação fotoquímica de oxidantes	kg NMVOC	4,823E-03	5,098E-03
Depleção de água	m^3	2,810E-02	8,416E-02
Depleção de recursos fósseis	kg oil eq	1,489E-01	2,668E-01

No que diz respeito à categoria de impacto de Mudanças climáticas, as principais atividades precursoras são aquelas associadas à produção de energia térmica. No caso do TSP produzido no exterior, ressalta-se que estes processos são ainda mais relevantes, visto que as matrizes energéticas de países como China, Israel e Marrocos são muito dependentes da queima de carvão natural. Ainda, para ambos os produtos, também chamaram a atenção as atividades de transporte do concentrado fosfático desde a mineração até o beneficiamento, e também as atividades de transporte marítimo (tanto de enxofre, nos dois casos, quanto do TSP importado).

Quanto ao impacto de acidificação, ambos os produtos apresentaram um comportamento semelhante. Neste caso, os impactos foram concentrados pelas emissões associadas às atividades de obtenção de enxofre, de produção de ácido sulfúrico, e também pelo transporte marítimo.

Com relação à categoria de impacto de Eutrofização aquática, observou-se que as cargas ambientais são geradas pelos processos industriais de produção do SSP ou do TSP, em si, e também pela atividade de produção ácido fosfórico. Tanto os dados disponíveis na base de dados do ecoinvent quanto os dados apresentados por Martinho (2014) indicaram a mesma tendência.

Comportamento similar por parte de ambos os produtos estudados também foi observado no caso da categoria de impacto de Toxicidade humana. Emissões associadas ao processo de produção de SSP ou de TSP mostraram-se relevantes, assim como as emissões devidas à produção de energia térmica para a obtenção de enxofre. A disposição final de rejeitos associados à mineração de racha fosfática e dos insumos para a produção de eletricidade (principalmente no caso da China e de Israel) também contribuíram para este impacto.

De forma semelhante, as atividades de obtenção de enxofre e a produção de ácido sulfúrico foram grandes contribuidoras em termos do impacto de Formação fotoquímica de oxidantes. Somam-se a estas também as emissões atmosféricas decorrentes das atividades de transporte marítimo (seja do enxofre ou do TSP importado) e de transporte rodoviário do concentrado fosfático até a unidade de beneficiamento.

No que diz respeito à categoria de impacto de Depleção de água, merece destaque a demanda ocasionada pelo processo de produção do concentrado fosfático, que no Brasil se baseia em separações de impurezas por meio de flotação. No caso do TSP, em que há grande parcela importada, a diferença entre as tecnologias faz com que os efeitos desta demanda de água sejam atenuados. Ainda, em ambos os casos, o consumo de água para a produção de ácido sulfúrico também se mostrou relevante.

Por fim, de uma forma geral, observou-se que a categoria de impacto de Depleção de recursos fósseis foi muito influenciada pela demanda energética para obtenção de enxofre (sobretudo no caso da China e de Israel, cujas matrizes energéticas têm grande participação de carvão natural).

Considerações Finais

De uma forma geral, entende-se que adaptação de inventários do ciclo de vida de produtos a contextos regionais mais específicos é uma boa estratégia para melhorar a consistência de estudos de ACV, sobretudo em situações em que a disponibilidade de dados é escassa.

Neste caso, a adaptação dos inventários do ciclo de vida dos fertilizantes químicos SSP e TSP (amplamente consumidos para o cultivo de cana-de-açúcar) levou a grandes alterações em relação aos resultados que podem ser obtidos a partir dos dados disponíveis na base de dados do ecoinvent. No caso do SSP, o resultado das categorias de impacto de Mudanças climáticas, Acidificação terrestre, Toxicidade humana, Formação fotoquímica de oxidantes, Depleção de água e Depleção de recursos fósseis é, em média, apenas 28% da carga ambiental resultante quando são considerados os resultados obtidos a partir de inventários do ecoinvent. Já no caso do TSP, para o qual há uma grande influência da produção que é importada, os resultados indicaram que a adaptação dos dados ao contexto do Brasil implicou resultados, em média, 50% menores do que aqueles que seriam obtidos sem qualquer adaptação.

Assim, conclui-se que a adaptação foi relevante neste caso e pode corrigir a situação de superestimação das cargas ambientais que é observada ao se usar os inventários do ecoinvent no caso específico destes fertilizantes.

Salienta-se, ainda, que os resultados obtidos são representativos para a realidade da região Centro-Sul do Brasil (usada como referência neste estudo). Em princípio, extrapolações dos resultados deveriam ser evitadas. Porém, considerando-se que as indústrias produtoras de SSP e TSP estão concentradas principalmente nesta região, estima-se que os erros associados a uma eventual extrapolação seriam atenuados caso os interessados tomem o cuidado de considerar a etapa adicional de transporte destes produtos até o centro consumidor.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), em função do suporte prestado por meio do projeto ACV Cana.

Referências Bibliográficas

ABIQUIM – Associação Brasileira da Indústria Química. (2015) Anuário da Indústria Química Brasileira: 2014. São Paulo: ABIQUIM.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2009) ABNT NBR ISO 14044:2009. Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

ALICEWEB. (2014) Importação Brasileira. Disponível em: <http://aliceweb.desenvolvimento.gov.br/>. Acesso em 20 Out 2014.

ANDA – Associação Nacional para a Difusão de Adubos. (2014) Anuário Estatístico: 2013. ANDA: São Paulo.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. (2014) Balanço Energético Nacional 2014: ano base 2013. EPE: Rio de Janeiro.

FRISCHKNECHT, R. (2006) Notions on the Design and Use of an Ideal Regional or Global LCA Database. International Journal of Life Cycle Assessment. V. 11, N. 1, pp. 40-48.

IEA – International Energy Agency. (2014) Statistics Search by Country. Disponível em: <http://www.iea.org/statistics/statisticssearch/>. Acesso em: 20 Nov. 2014.

KULAY, L. A. (2004) Uso da análise de ciclo de vida para comparação do desempenho ambiental das rotas úmida e térmica de produção de fertilizantes fosfatados. Tese (Doutorado em Engenharia Química). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2014. 314 p.

MARTINHO, H. M. (2014) Avaliação da efetividade de arranjos tecnológicos e processuais na melhoria do desempenho ambiental da produção de fosfato bicálcico. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2014. 156 p.

NEMECEK, T., KÄGI, T. (2007) Life Cycle Inventories of Agricultural Production Systems. Final report ecoinvent data v2.0, Nº 15. ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories: Dubendorf. 360 p.

SEARATES. (2014) Distances & Transit Time [map]. Scale undetermined. Disponível em: <https://www.searates.com/reference/portdistance/>. Acesso em: 15 Jun. 2014.

SILVA et al. (2015) Development of a method for adapting international LCI data for Brazilian building products. In.Proceedings of the Sixth Internationl Conference on Life Cycle Assessment – CILCA2015. Puc Peru: Lima. 458 p.

Avaliação do ciclo de vida da produção de celulose bacteriana

Ana Lídia de Almeida Castro [1], Matheus de Oliveira Barros [2], Maria Cléa Brito de Figueirêdo[3]

[1] *Universidade Federal do Ceará, anacastro244@hotmail.com*
[2] *Embrapa Agroindústria Tropical*
[3] *Embrapa Agroindústria Tropical*

Resumo. *A celulose bacteriana (CB) é um polímero nanoestruturado com alto índice de cristalinidade, alta pureza e biodegradabilidade, tendo diferentes aplicações nas indústrias alimentícia, eletrônica e biomédica, sendo utilizada em revestimentos, tecidos artificiais e etc. Com o desenvolvimento de nanoprodutos em áreas distintas, torna-se necessária a análise dos possíveis impactos ambientais que esses novos materiais podem trazer. Neste contexto, esse trabalho avalia os impactos ambientais da produção de 1 g de CB por meio da utilização da Avaliação do Ciclo de Vida, do berço ao portão, conforme normas ISO 14040 e 14044. As películas de CB foram obtidas por meio do cultivo da cepa Gluconacetobacter hansenii ATCC 53582 em frascos Schott (250 mL) por 10 dias, 30°C, 70 mL de meio de cultura sintético HS (Hestrin & Schramm) e inóculo de 3% (v/v). Esse estudo considerou os processos de produção de insumos, com dados obtidos na base de dados ecoinvent, e os processos relacionados à produção de CB, com dados mensurados em laboratório. Os processos unitários avaliados foram: pré-ativação e ativação da bactéria, cultivo estático em meio HS, purificação com NaOH 2%(m/v), neutralização e esterilização. O método ReCiPe foi usado na avaliação das categorias de impacto: mudança climática (MC), acidificação do solo (AS), depleção hídrica (DH), eutrofização marinha (EM) e de água doce (EAD). Já as categorias de ecotoxicidade (ET), toxicidade humana câncer (THC) e não câncer (THNC) foram analisadas pelo método USEtox. Observou-se que a purificação obteve maior impacto ambiental nas categorias MC, AS, ET, THC e THNC (com porcentagens de 64,7% em MC, 63,4% em AS, 66,7% ET, 61,5% em THC, 67,5% em THNC), principalmente devido ao consumo de energia e à produção de NaOH. Já o cultivo estático mostrou mais danos em EM e EAD (com porcentagens de 55,2% em EM e 67% em EAD) e a neutralização teve pior desempenho na DH, com 41,3% dos impactos nessa categoria. Os seguintes cenários foram analisados para melhorar o desempenho ambiental da produção de CB: 1) utilização de NaOH 2% + H_2O_2 1% na primeira lavagem da purificação, para diminuir o número de lavagens; 2) aumento da concentração de NaOH do cenário 1 para NaOH 4% (m/v) + H_2O_2 1%, e 3) redução do volume de água usada na neutralização, aumentando a permanência das películas em água. No cenário 1,não houve mudança no número de lavagens, mas no 2,esse número diminuiu. No cenário 3,houve redução de 8% no volume de água usado.*

Palavras-chave. *Impactos ambientais, celulose bacteriana, nanotecnologia.*

Introdução

A celulose, sintetizada tanto por plantas quanto por microrganismos, é um polímero orgânico com grande relevância econômica e um recurso natural quase inesgotável na Terra, tendo uma produção mundial estimada de 100 trilhões de toneladas por ano (DONINI et al., 2010).

Nos últimos anos, um novo tipo de celulose, a celulose bacteriana (CB), tem ganhado cada vez mais interesse devido às suas propriedades distintas que conferem a ela as mais diversas aplicações. A CB é produzida durante os processos metabólicos de algumas espécies de bactérias, sendo um homopolissicarídeo quimicamente semelhante à celulose vegetal, mas com características singulares devido à sua estrutura tridimensional em escala nanométrica (fibras de aproximadamente 50 a 80 nm de largura) e à sua alta pureza (TABUCHI, 2007). Essa estrutura se destaca pelo seu alto índice de cristalinidade (entre 65 e 98%), o que resulta em propriedades físicas e mecânicas superiores (PECORARO et al., 2008). Além disso, a CB é biocompatível, não alergênica, não tóxica, tendo alta pureza, alta capacidade de absorção e retenção de água, alta porosidade e baixa densidade (CZAJA et al., 2007).

Com essas características, a formação de compósitos com CB possibilita a obtenção de materiais com propriedades diversas, as quais podem ser aplicadas em áreas do conhecimento diferentes (SHAH et al., 2013). Dentre essas aplicações, algumas áreas se destacam: (i) biomedicina, na engenharia de tecidos, aperfeiçoando tecidos artificiais como pele, vaso sanguíneo, córnea, e osso (FU et al., 2012; KLEMM et al., 2001; WANG et al., 2010; ZABOROWSKA et al., 2010), e (ii) indústria alimentícia, como agente espessante, gelificante, estabilizante ou de suspensão, além de filmes para embalagem e revestimento de alimentos (OKIYAMA et al., 1993; OUGIYA et al., 1997; XIAO et al., 2012; ZHU et al., 2010; SHI et al., 2014).

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta que visa quantificar os aspectos e os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto, desde a extração da matéria prima até a sua disposição final (do berço ao túmulo) (ISO, 2006a). Com a crescente preocupação ambiental, a ACV se torna um mecanismo de identificação de oportunidades de melhorias ambientais nos processos analisados, além de ser importante na tomada de decisão entre opções distintas de design de processo, desenvolvimento de produto e obtenção de matérias-primas (BAUMANN e TILLMAN, 2004).

Nesse sentido, apesar da crescente pesquisa e desenvolvimento de materiais contendo CB, o desempenho ambiental desse biopolímero ainda é pouco conhecido. Alguns trabalhos já foram publicados com relação a estudos de ACV de novos polímeros naturais, como o polihidroxibutirato (PHB) (KENDALL, 2012) ou a nanocelulose microfibrilada (NFC) (LI et al., 2013).

Com relação à avaliação ambiental da CB em si, apenas Hervy et al. (2015) inclui essa análise, de forma estimada e simplificada. Esse estudo utilizou a ACV para comparar dois compósitos de polímeros reforçados com nanocelulose, CB e NFC, com base em dois compósitos de referência, PLA (ácido poliláctico) e GF/PP (polipropileno reforçado com fibra de vidro). Porém, na etapa de produção da CB, apenas o substrato e a energia utilizados na sua purificação são estimados e incluídos na análise dos compósitos, não havendo medições de dados primários em todas as etapas do processo de produção.

Com o grande desenvolvimento de nanoprodutos em áreas distintas, torna-se cada vez mais importante a análise dos possíveis impactos ambientais que esses novos materiais podem trazer, além de buscar formas de torna-los cada vez mais sustentáveis. Nesse sentido, este trabalho avalia os impactos ambientais da produção de 1 g de CB em escala laboratorial, utilizando o meio de cultura sintético HS (HESTRIN e SCHRAMM, 1954), considerando desde a pré-ativação da cepa da bactéria até a esterilização das películas de CB formadas. Além disso, uma análise de cenários foi desenvolvida com o intuito de testar formas de melhorar o desempenho ambiental dos processos unitários mais impactantes do sistema de produção de CB.

Com isso, podem ser identificados os processos unitários mais impactantes, ajudando a definir rotas com melhores desempenhos ambientais. Além disso, este estudo disponibiliza dados que podem ser utilizados para posterior comparação ambiental com outros processos de produção de CB, principalmente utilizando meios de cultura alternativos, como resíduos agroindustriais (GOMES et al., 2013; DUARTE et al. 2015).

Materiais e métodos

Esse estudo baseia-se na avaliação do ciclo de vida (ACV), descrita nas normas NBR ISO 14040 (ISO, 2006a) e 14044 (ISO, 2006b). O método ReCiPe midpoint, versão hierárquica (GOEDKOOP et al., 2009), foi utilizado na avaliação das seguintes categorias de impacto: mudança climática (MC), acidificação do solo (AS), depleção hídrica (DH), eutrofização marinha (EM) e de água doce (EAD). Já as categorias de toxicidade humana cancerígena (THC) e não-cancerígena (THNC), e ecotoxicidade em águas doces (ET), são avaliadas pelo método USEtox (ROSENBAUM et al., 2008).

As fronteiras do sistema de produto estão evidenciadas na Figura 1, sendo uma avaliação do berço ao portão. O meio HS, utilizado no cultivo da cepa *Gluconacetobacter hansenii* ATCC 53582, foi descrito por Hestrin e

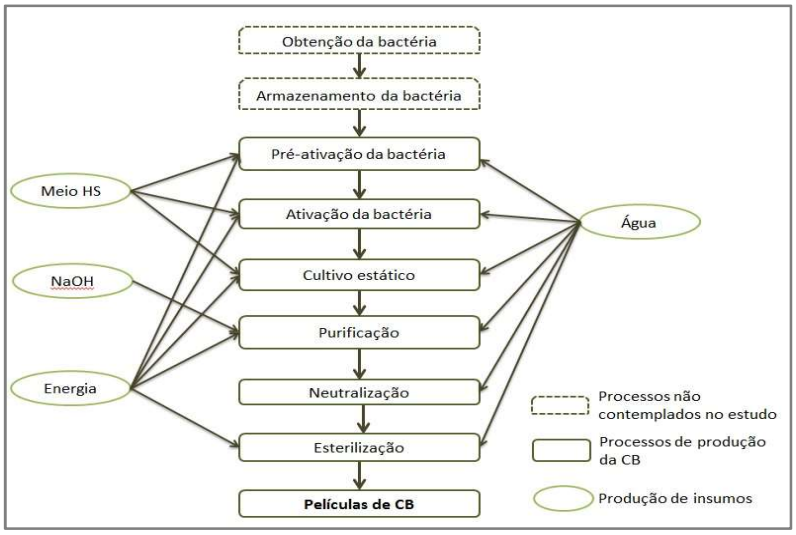
Schramm (1954) e é composto por 20 g/L de glicose, 5 g/L de peptona, 5 g/L de extrato de levedura, 1,15 g/L ácido cítrico e 2,7 g/L de Na_2HPO_4.

Os processos unitários considerados para a produção de CB em condições estáticas são: (i) pré-ativação da bactéria em meio HS a 30ºC por 3 dias, em incubadora B.O.D; (ii) ativação da bactéria em meio HS a 30ºC por 4 dias em B.O.D; (iii) cultivo estático, em frascos Schott (250 mL) por 10 dias, a 30°C em B.O.D, com 70 mL de meio HS e inóculo de 3% (v/v); (iv) purificação das películas com tratamento térmico alcalino, utilizando água a 100ºC nas duas primeiras lavagens e NaOH 2% (m/v) a 80ºC nas lavagens subsequentes, até a remoção completa de meio HS das películas de CB; (vi) neutralização utilizando múltiplas lavagens com água corrente, e (vii) esterilização das películas para conservação e posterior aplicação em outros processos laboratoriais.

O processo de produção da bactéria foi desconsiderado porque a cepa da *G hansenii* ATCC 53582 é repicada constantemente para a realização de diversos estudos diferentes, havendo uma alocação mínima de impactos para cada procedimento. Já o processo de estocagem não é contemplado porque, em uma produção contínua, essa etapa não existiria.

A função avaliada nesse estudo é de produção e a unidade funcional utilizada é de um grama de CB. Os dados primários referentes às quantidades de insumos utilizados no processo de produção da CB foram obtidos no Laboratório de Tecnologia da Biomassa e de Microbiologia de Alimentos da Embrapa Agroindústria Tropical, no período entre agosto de 2015 e março de 2016. Já os dados referentes à produção dos insumos químicos e eletricidade são provenientes da base de dados Ecoinvent v.3 (FRISCHKNECHT et al., 2007), por meio da utilização do software SimaPro versão 8.0.13. Vale ressaltar que, devido à falta de dados relativos à produção de glicose (presente no meio HS), considerou-se apenas o processo de produção do açúcar oriundo da cana-de-açúcar brasileira.

Figura 1: Fronteiras do sistema de produção de CB.



Os efluentes líquidos dos processos foram analisados considerando os seguintes parâmetros e métodos (APHA e WEF, 2005): nitrato, método do salicilato; amônia, método de destilação; fósforo total, método do ácido ascórbico, e nitrogênio total, método de Kjeldahl.

Posteriormente, os seguintes cenários foram definidos e analisados como forma de diminuir os impactos da produção de CB: 1) utilização de solução de NaOH 2% (m/v) + H_2O_2 1% na primeira lavagem da purificação, não havendo as duas primeiras lavagens com água, com o intuito de diminuir o número de lavagens; 2) aumento da concentração de hidróxido de sódio do cenário 1, utilizando solução de NaOH 4% (m/v) + H_2O_2 1%, e 3)

redução do volume de água usada na neutralização, aumentando o tempo de permanência das películas em água. Esses cenários são tecnicamente viáveis tendo sido testados em laboratório.

Resultados e discussão

Avaliação de impactos

Analisando os impactos ambientais decorrentes da produção de CB em escala laboratorial, observa-se que a purificação e o cultivo estático são os processos unitários mais impactantes, nas categorias analisadas, no macroprocesso de produção de CB (Figura 2).

Nas categorias de mudança climática, acidificação do solo, ecotoxicidade de águas doces, toxicidade humana câncer e não câncer, o processo de purificação tem maior potencial de impacto (com porcentagens de 64,7% em MC, 63,4% em AS, 66,7% ET, 61,5% em THC, 67,5% em THNC). Esse alto impacto se deve principalmente ao consumo de eletricidade e de hidróxido de sódio (NaOH) para a extração do meio HS que fica agregado às películas de CB (Figura 2). Já nas categorias de eutrofização marinha e de águas doces, o cultivo estático tem maiores impactos (com porcentagens de 55,2% em EM e 67% em EAD), principalmente devido às emissões de compostos contendo fósforo e nitrogênio, presentes no meio HS fermentado que é descartado para o meio ambiente logo após o cultivo.

Na categoria de DH, as etapas de neutralização e purificação causam impactos com porcentagens muito próximas, 41,3% e 37,8%, respectivamente (Figura 2). Isso porque os dois processos utilizam um alto volume de água, tanto para purificar as películas com solução de NaOH 2% (m/v) quanto para neutraliza-las.

Sabe-se que 65,2% da matriz energética brasileira é oriunda de usinas hidrelétricas. Apesar de ser uma fonte renovável, essa geração de energia causa a inundação de grandes áreas de florestas e a consequente decomposição da matéria orgânica libera vários gases, principalmente os do efeito estufa (CO_2 e CH_4). Embora represente apenas 3,2% da matriz brasileira, a geração de energia a partir do carvão emite vários compostos de enxofre e nitrogênio, além de metais pesados e compostos tóxicos, tendo, assim, significativos impactos ambientais (EPE, 2015).

Figura 2: Avaliação de impacto ambiental da produção de CB.

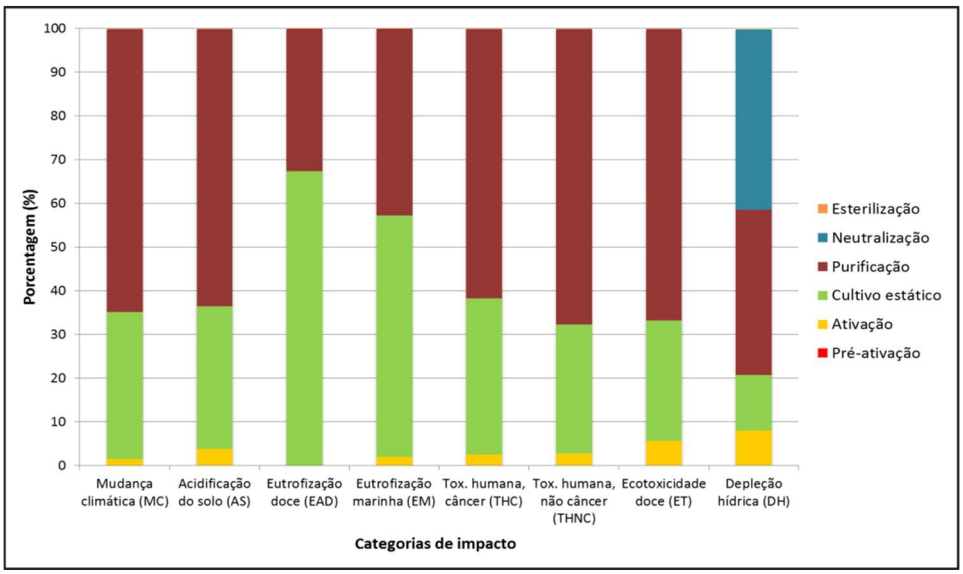
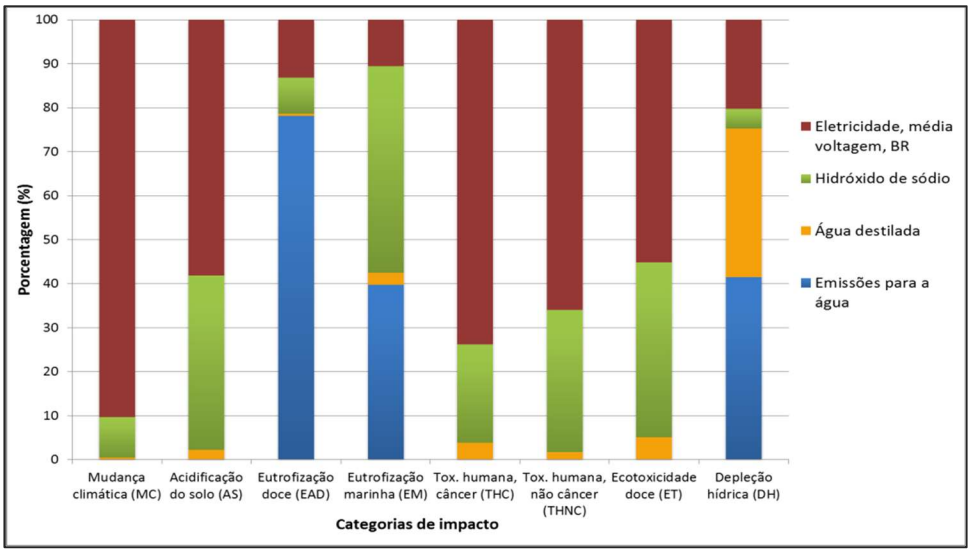


Figura 3: Avaliação de impacto ambiental da etapa de purificação das películas de CB.



Dessa forma, no processo unitário de purificação das películas de CB, a energia obtida a partir de carvão mineral resulta em maiores impactos nas categorias AS, THC, THNC e ET. Já a hidroeletricidade resulta na emissão de metano e gás carbônico, tendo influência maior na categoria de MC. Com relação ao NaOH, seu processo de produção é altamente impactante tanto devido à alta quantidade de energia utilizada quanto devido às emissões de compostos nitrogenados, principalmente amônia, tendo maior influência na categoria de EM, além de contribuir consideravelmente nas outras categorias de impacto (Figura 3).

Já o segundo processo unitário mais impactante é o cultivo estático, que, além de levar à eutrofização, contribui com porcentagens por volta de 30% em todas as outras categorias, com exceção da DH (Figura 2). Nesse cultivo, os frascos inoculados permanecem na incubadora B.O.D por 10 dias, tendo um alto consumo de energia. Logo, a eletricidade também é o fator mais impactante nas categorias de MC, AS, THC, THNC e ET. Porém, na categoria de DH, a produção do meio de cultivo HS tem um maior impacto, principalmente devido à água destilada utilizada na sua formulação. Por fim, nas categorias de EM e EAD, percebe-se um alto impacto devido ao descarte do meio HS fermentado, contendo fósforo e compostos nitrogenados, no meio ambiente.

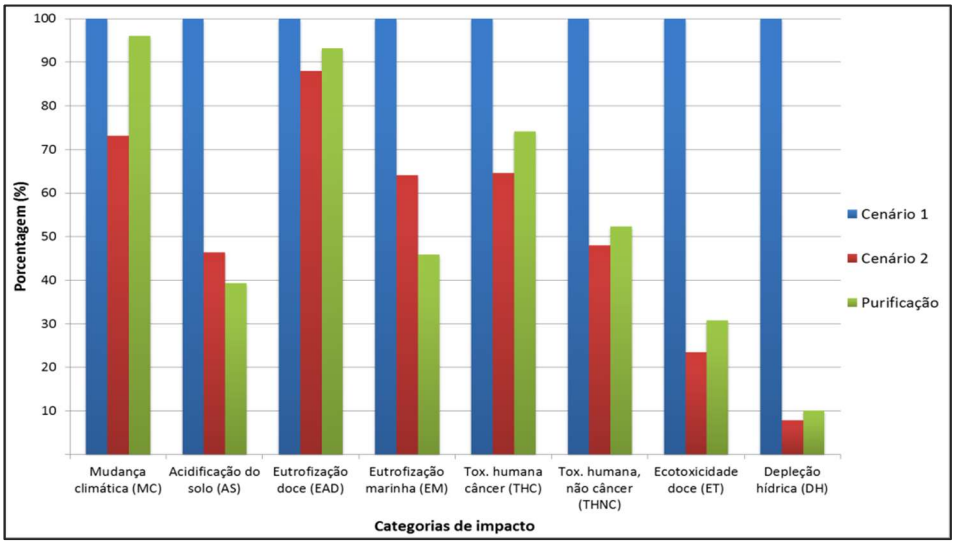
Com isso, observa-se que o consumo de energia é o principal aspecto ambiental do processo de produção de CB, principalmente nas etapas de cultivo estático e purificação. Na produção industrial, os processos são semelhantes aos da escala laboratorial utilizados neste estudo, logo, a questão do alto consumo de eletricidade deve se manter como um aspecto importante da produção de CB em maior escala.

Análise de cenários

Nos cenários 1 e 2, a utilização de peróxido de hidrogênio na primeira lavagem da purificação foi testada, com as consequentes lavagens sendo feitas da forma convencional, apenas com hidróxido de sódio. No cenário 1, utilizando o NaOH 2% + H_2O_2 1%, percebeu-se um aumento na quantidade de lavagens necessárias no processo de purificação. Supõe-se que isso ocorre devido à aderência maior do meio HS com as películas quando não há as primeiras lavagens com água corrente. Já no cenário 2, com NaOH 4% + H_2O_2 1%, esse número de lavagens permaneceu o mesmo do convencional, mostrando que a concentração maior de hidróxido de sódio impede essa aderência do meio HS, devido ao tratamento alcalino mais intenso.

Dessa forma, analisando a Figura 4, percebe-se que o cenário 1 obteve impactos muito maiores, mas o cenário 2 manteve-se semelhante à purificação convencional. Nesse último caso, só houve diferenças significantes (intervalo de confiança de 95%) nas categorias de: (i) mudança climática, onde a purificação convencional é melhor que o cenário 2, e (ii) eutrofização marinha e acidificação do solo, onde o cenário 2 se torna melhor.

Figura 4: Comparação dos impactos da purificação nos diferentes cenários.



No cenário 3, o número médio de lavagens com água corrente para neutralizar 15 películas de CB diminuiu de dez para nove, correspondendo a uma redução de aproximadamente 8% no volume de água (apenas 240mL de água/g de CB). Logo, esse cenário não seria vantajoso, pois o volume de água utilizado continuaria muito parecido e a produtividade (produção por tempo) do processo iria diminuir devido ao maior tempo de permanência necessário para neutralizar a mesma massa de CB.

Conclusão

A Avaliação do Ciclo de Vida da produção de CB em escala laboratorial mostrou que o cultivo estático é o mais impactante nas categorias de EM e EAD, a purificação causa mais danos nas categorias de MC, AS, ET, THC e THNC, e a neutralização traz mais impactos na DH. Nesse sentido, as principais fontes de impactos foram: o descarte do meio HS fermentado, a produção do NaOH e o alto consumo de eletricidade. Na análise de cenários, nenhum deles foi satisfatório, sendo o cenário 2 melhor se forem consideradas somente as categorias de EM e AS.

Agradecimentos

Embrapa Agroindústria Tropical, CNPq.

Referências Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA) E WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (WEF) (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association (APHA):* Washington, DC, USA.

BAUMANN, H. E TILLMAN, A-M. (2004) Development of the LCA concept. *The Hitch Hiker's Guide to LCA: An orientation in life cycle assessment methodology and application*. Editora Studentlitteratur, pp. 43-68.

CZAJA, W. K., YOUNG, D. J., KAWECKI, M., E BROWN, R. M. (2007) The future prospects of microbial cellulose in biomedical applications. *Biomacromolecules*. V.8, N.1, pp. 1-12.

DONINI, I.A.N., SALVI, D.T.B. et al. (2010) Biossíntese e recentes avanços na produção de celulose bacteriana. *Eclética Química*. pp. 165-178.

DUARTE, E. B. et al. (2015) Production of hydroxyapatite–bacterial cellulose nanocomposites from agroindustrial wastes. *Cellulose*. V.22, N.5, pp. 3177-3187.

EMPRESA, DE PESQUISA ENERGÉTICA (2015) *Balanço Energético Nacional 2015: Ano base 2014*. Rio de Janeiro: EPE.

FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH N. (2007) *Ecoinvent: overview and methology*. Dubendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

FU, L., ZHANG, Y., LI, C., WU, Z., ZHUO, Q., HUANG, X., et al. (2012) Skin tissue repair materials from bacterial cellulose by a multilayer fermentation method. *Journal of Materials Chemistry*. V.22, N.24, pp. 12349-12357.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. J.; ZELM, R. (2009) *ReCiPe 2008*. Holanda: PRé Consultants, University of Leiden, Radboud University (CML) e National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

GOMES, F.P., SILVA, N.H.C.S., TROVATTI, E., SERAFIM, L.S., DUARTE, M.F., et al. (2013) Production of bacterial cellulose by Gluconacetobacter sacchari using dry olive mill residue. *Biomass and Bioenergy.* V.55, pp. 205–211.

HESTRIN, S., SCHRAMM, M. (1954) Synthesis of cellulose by acetobacter-xylinum.2. Preparation of freeze-dried cells capable of polymerizing glucose to cellulose. *Biochemical Journal*. V.58, N.2, pp. 345–352.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO) (2006a) ISO 14040: 2006- *Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework*. Geneva.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO) (2006b) ISO 14044:2006- *Environmental management - Life cycle assessment - requirements and guidelines*. Geneva.

KENDALL, A. (2012) A life cycle assessment of biopolymer production from material recovery facility residuals. *Resources, Conservation and Recycling.* V.61, pp. 69-74.

KLEMM, D., SCHUMANN, D., UDHARDT, U., E MARSCH, S. (2001) Bacterial synthesized celulose-artificial blood vessels for microsurgery. *Progress in Polymer Science*. V.26, N.9, pp. 1561-1603.

LI, Q., MCGINNIS, S., SYDNOR, C., WONG, A., E RENNECKAR, S. (2013) Nanocellulose life cycle assessment. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*. V.1, N.8, pp. 919-928.

OKIYAMA, A., MOTOKI, M., E YAMANAKA, S. (1993) Bacterial cellulose IV. Application to processed foods. *Food Hydrocolloids*. V.6, N.6, pp. 503-511.

OUGIYA, H., WATANABE, K., MORINAGA, Y., E YOSHINAGA, F. (1997) Emulsion-stabilizing effect of bacterial cellulose. *Biosciences Biotechnology and Biochemistry*. V.61, N.9, pp. 1541-1545.

PECORARO, E., MANZANI, D. et al. (2008) Bacterial cellulose from Glucanacetobacter xylinus: preparation, properties and applications. *Monomers, polymers and composites from renewable resources*. Editora Elsevier, pp. 369-383.

ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD, L.S. et al. (2008) USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*. V.13, N.7, pp. 532-546.

SHAH, N. et al. (2013) Overview of bacterial cellulose composites: a multipurpose advanced material. *Carbohydrate polymers*. V.98, N.2, pp. 1585-1598.

SHI, Z., ZHANG, Y., PHILLIPS, G.O. et al. (2014) Utilization of bacterial cellulose in food. *Food hydrocolloids*. V.35, pp. 539-545.

TABUCHI, M. (2007) Nanobiotech versus synthetic nanotech? *Nature Biotechnology*. V.25, N.4, pp. 389-390.

WANG, J., GAO, C., ZHANG, Y., E WAN, Y. (2010) Preparation and in vitro characterization of BC/PVA hydrogel composite for its potential use as artificial cornea biomaterial. *Materials Science and Engineering: C*. V.30, N.1, pp. 214-218.

XIAO, L., MAI, Y., HE, F., YU, L., ZHANG, L., TANG, H., et al. (2012) Bio-based green composites with high performance from poly (lactic acid) and surfacemodified microcrystalline cellulose. *Journal of Materials Chemistry.* V.22, N.31, pp. 15732-15739.

ZABOROWSKA, M., BODIN, A., BÄCKDAHL, H., POPP, J., GOLDSTEIN, A., E GATENHOLM, P. (2010) Microporous bacterial cellulose as a potential scaffold for bone regeneration. *Acta Biomaterialia*. V.6 N.7, pp. 2540-2547.

ZHU, H., JIA, S., YANG, H., TANG, W., JIA, Y., E TAN, Z. (2010) Characterization of bacteriostatic sausage casing: a composite of bacterial cellulose embedded with 3-polylysine. *Food Science and Biotechnology*. V.19, N.6, pp. 1479-1484.

Avaliação ambiental do melão produzido em sistemas de cultivo convencional e conservacionistas na região do São Francisco

Tayane de Lima Santos[1], Maria Cléa Brito de Figueirêdo[2], Ana Bárbara Araújo Nunes[1], Vanderlise Giongo Petere[3], Viviane da Silva Barros[2]

[1]Universidade Federal do Ceará, tayanedelimasantos@gmail.com
[2]Embrapa Agroindústria Tropical, [3]Embrapa Semiárido

Resumo**. O melão é um importante produto para o mercado de fruticultura brasileiro. Segundo o IBGE, em 2014 foram produzidas 589.939 t do fruto. Quase 95% dessa produção ocorre na região nordeste, sendo a região do vale submédio do Rio São Francisco um dos principais polos produtores. Visando reduzir os potenciais impactos ambientais decorrentes das atividades agrícolas, diversas técnicas alternativas de produção vêm sendo desenvolvidas. Nesse sentido, este estudo objetiva avaliar a produção de 1 kg de melão cultivado em sistemas convencional e conservacionista no vale submédio do Rio São Francisco, utilizando a avaliação de ciclo de vida. O sistema de produto abrange a produção de sementes para adubo verde (composto por um coquetel vegetal que emprega 25% de espécies leguminosas e 75% de espécies não-leguminosas), produção do adubo verde (biomassa), produção de sementes e mudas de melão, produção agrícola de melão, embalagem e transporte dos frutos para a cidade de São Paulo; bem como a produção e o transporte dos insumos para as áreas agrícolas. As informações referentes à produção do coquetel vegetal e de melão foram obtidas nos anos de 2011 a 2013 por meio de entrevistas. Já as informações referentes à produção dos insumos usados foram retiradas da literatura e da base de dados ecoinvent. Aplicou-se o método Recipe, versão hierárquica, na avaliação dos impactos nas categorias: Mudança Climática, Acidificação do Solo, Eutrofização de Águas Doces, Eutrofização Marinha e Escassez Hídrica; e o método Usetox para avaliação da Toxicidade. Os resultados indicaram que o impacto do sistema convencional é significativamente maior em cinco das oito categorias avaliadas (mudança climática, eutrofização marinha, depleção hídrica, toxicidade humana-não câncer e ecotoxicidade). Observou-se que os processos que mais contribuem para todas as categorias avaliadas são os de embalagem e transporte dos frutos, e a produção em campo. Com base na análise de cenários, observa-se que quando se suprime o uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos (possível devido à liberação de nitrogênio pelos adubos verdes), e se utiliza transporte rodoviário e marítimo, ocorre redução dos impactos em todas as categorias (de 1 a 52%, de acordo com a categoria). No cenário em que o sistema conservacionista suprime o uso de fertilizantes nitrogenados, pela utilização da adubação verde, e utiliza transporte combinado, a produção de melão com adubação verde é ambientalmente melhor.

***Palavras Chave**: avaliação de impactos ambientais, avaliação de ciclo de vida, adubação verde, agricultura.*

1. Introdução

O melão é um importante produto para o mercado de fruticultura brasileiro. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2016), em 2014, quase 95% da produção brasileira de melão ocorreu na região nordeste. Nesta região, destacam-se dois polos produtores: a região produtora que divide os Estados do Ceará e Rio Grande do Norte, e a região do Vale do São Francisco.

A produção de melão no Vale Rio São Francisco tem crescido nos últimos anos. A maior parte das áreas produtoras dessa região se concentra na bacia do Vale Submédio do Rio São Francisco, contemplando os municípios de Floresta, Ibimirim, Inajá, Lagoa Grande, Orocó, Petrolândia, Petrolina e Santa Maria da Boa Vista, no estado de Pernambuco; e os municípios de Campo Formoso, Curaçá, Jeremoabo, Juazeiro, Paulo Afonso e Sobradinho, na Bahia. Em 2014, esta região produziu 57.063 t de melão, numa área plantada de 1.956 hectares, apresentando um crescimento na produção de 34,6%, em relação a 2013 (IBGE, 2016).

Os sistemas produtivos dessa região podem ser caracterizados como sistemas agrícolas de alto insumo, ou agricultura industrial, que, segundo Miller (2012), utilizam grande quantidade de insumos, como fertilizantes inorgânicos, pesticidas, água, combustíveis fósseis e energia. A agricultura de alto insumo tem grande potencial de causar efeitos nocivos ao meio ambiente como: erosão, alagamento, salinização, desertificação e perda de

fertilidade do solo; desperdício, poluição e esgotamento de fontes hídricas; emissões de gases do efeito estufa (GEE) e de poluentes atmosféricos; perda da biodiversidade e riscos à saúde humana pela liberação de substâncias perigosas.

No entanto, nos últimos anos, observa-se um crescimento da preocupação com as questões ambientais decorrentes das atividades agrícolas, levando ao desenvolvimento de diversas técnicas alternativas de produção, como a utilização da adubação verde. Essa técnica se caracteriza pela integração de biomassa vegetal ao sistema de produção, anteriormente ao cultivo da cultura principal. Deste modo, é possível melhorar os aspectos físicos, químicos e biológicos do solo. Nota-se, entretanto, que a literatura brasileira apresenta poucos estudos relacionados aos impactos ambientais de produtos agrícolas sob diferentes sistemas de cultivo.

Nesse contexto, este trabalho avalia, por meio da avaliação do ciclo de vida, a produção de 1 kg de melão cultivado em sistema convencional e conservacionista, na região do Vale Submédio do Rio São Francisco. Santos et al. (2014) avaliaram os impactos ambientais da produção convencional de melão no Vale Submédio do Rio São Francisco, todavia este é o primeiro estudo a avaliar também um sistema conservacionista de produção de melão, permitindo sua comparação com o sistema convencional e a avaliação de seus benefícios.

2. Metodologia

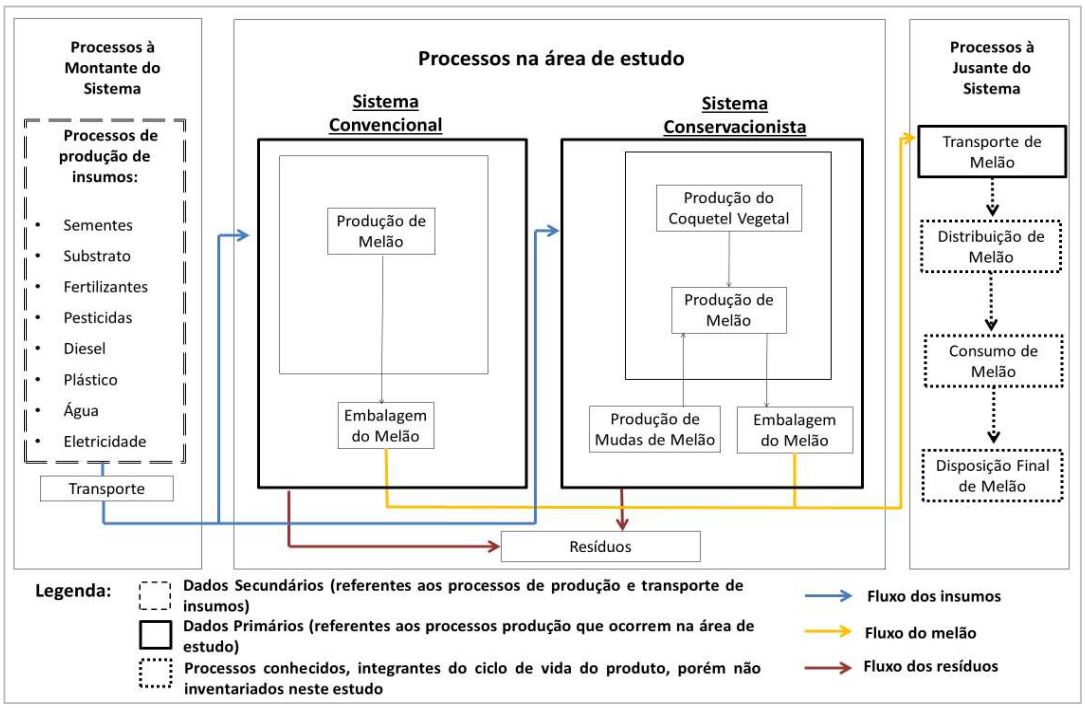
Este trabalho se baseia nas normas ISO 14040 e ISO 14044 (2006a e 2006b) que orientam estudos de Avaliação do Ciclo de Vida.

2.1 Unidade Funcional e Fronteiras dos Sistemas

A unidade funcional dos sistemas em estudo é um quilo de melão amarelo produzido e transportado até a CEAGESP (Companhia de Entrepostos e Armazéns Gerais de São Paulo).

As fronteiras dos sistemas em estudo podem ser visualizadas na figura 1. Estão envolvidos: (a) processos à montante do sistema, que se referem à produção de insumos utilizados na produção do coquetel vegetal e nas produções de melão (tais como: sementes, fertilizantes, água, energia, combustível, plásticos, etc); (b) processos da área de estudo, que são os processos de produção de melão em sistema convencional, e o processo de produção do coquetel vegetal, seguido da produção conservacionista de melão; e (c) processos à jusante do sistema, que são os processos finais do ciclo de vida do melão. Dentre esses processos da última fronteira (c), somente o transporte dos frutos até seu ponto de distribuição foi considerado neste estudo.

Figura 1- Fronteiras dos sistemas em estudo



2.2 Análise de inventário

Nessa etapa, os dados de entradas (consumos) e saídas (emissões) relacionadas aos sistemas em estudo são contabilizados.

2.2.1 Coleta de dados

A coleta dos dados primários (referentes aos processos da área de estudo) foi feita por meio de entrevistas com os responsáveis pelas áreas de produção. Para o sistema de produção convencional, consideraram-se as informações do Perímetro Irrigado do Salitre, localizado no município de Juazeiro, Estado da Bahia. Essa unidade é gerenciada pela CODEVASF (Companhia de Desenvolvimento do Vale do São Francisco) e representa uma importante unidade de fruticultura para o mercado brasileiro. Os dados são referentes aos ciclos de produção de 2011 e 2012. A região de produção respondeu, em 2012, por aproximadamente 15% da área plantada com melão no Submédio vale do rio São Francisco (CONSÓRCIO SALITRE, 2015).

Por sua vez, para inventariar a produção do coquetel vegetal e a produção conservacionista de melão, consideraram-se as informações do experimento pertencente à Embrapa Semiárido, localizada no município de Petrolina, Estado de Pernambuco. Consideraram-se dados médios relativos a três ciclos de produção (2011 a 2013).

As informações secundárias (referentes à produção e transporte dos insumos utilizados nos processos primários) foram retiradas, em sua maioria, do banco de dados do ecoinvent@ 3.01 (FRISCHKNECHT, JUNGBLUTH, 2007). No entanto, as informações relacionadas à produção de sementes utilizadas no coquetel vegetal e informações relacionadas à produção de sementes e mudas de melão foram retiradas da literatura. As informações referentes à produção de Feijão Guandu se basearam no trabalho de Souza *et al.* (2007) e as informações referentes à produção de milho são provenientes de Valentini *et al.* (2009) e EMBRAPA (2008). Considerou-se ainda que são produzidos, em média, 600 kg de sementes de feijão guandu em um hectare, e 6600

kg de sementes de milho na mesma área. Para inventariar a produção de sementes e de mudas de melão, considerou-se as informações de Figueirêdo et al. (2013).

Devido à impossibilidade de se inventariar os sistemas de produção das doze espécies que compõem o coquetel vegetal (Calopogônio (*Calopogonium mucunoide*), mucuna preta (*Mucuna aterrina*), mucuna cinza (*Mucuna conchinchinensis*), *Crotalaria juncea, Crotalaria spectabili*s, feijão de porco (*Canavalia ensiformes*), guandu (*Cajanus Cajan*), Lab-lab (*Dolichos lablab*), gergelim (*Sesamum indicum*), milho (*Zea mays*), milheto (*Penissetum americanum*.) e sorgo (*Sorghum vulgare*), considerou-se uma espécie representativa das espécies leguminosas (Feijão Guandu) e uma espécie representativa das não leguminosas (Milho) para montagem do inventário de sementes. O coquetel vegetal utilizado no sistema em estudo é formado por 25% de espécies leguminosas e 75% de espécies não leguminosas.

2.2.2 Estimativa das emissões

Estimaram-se as emissões para o ar, água e solo decorrentes da produção da biomassa do coquetel vegetal e dos sistemas de produção de melão. Essas emissões foram calculadas considerando as informações de solo, clima e vegetação específicas da área de estudo. As emissões de gases do efeito estufa (GEE), tais como: gás carbônico (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) foram estimadas segundo metodologia proposta pelo IPCC (2006), utilizando fatores de emissão propostos pelo IPCC e pelos inventários nacionais de emissões de GEE (MCT, 2010). Para o ar, também foram estimadas as emissões de amônia (NH_3) e de monóxidos de nitrogênio (NO_x), segundo Nemecek e Schnetzer (2011), com fatores de emissão propostos pelo EEA-EMPA (2013). As emissões de nitrato (NO_3^-) para a água, foram estimadas segundo Emmenegger (2009), e as emissões de fósforo (P) pela erosão, e de fosfato ($P_2O_5^{2-}$) por escoamento e lixiviação foram estimadas segundo Nemecek e Schnetzer (2011). Para o solo, estimaram-se as emissões de pesticidas (baseando-se nos ingredientes ativos dos agrotóxicos utilizados no processo) e as emissões de metais pesados (Cd, Cu, Zn, Pb, Ni e Cr), segundo metodologia proposta por Nemecek e Schnetzer (2011).

2.3 Avaliação de Impacto

As categorias de impacto foram selecionadas com base no possível impacto relacionado às atividades do processo produtivo de melão. Para avaliação do impacto nas categorias: Mudança Climática, Acidificação do Solo, Eutrofização de Águas Doces, Eutrofização Marinha e Escassez Hídrica, aplicou-se o método Recipe (GOEDKOOP et al., 2013). Para a categoria Toxicidade aplicou-se o método Usetox (ROSENBAUM et al., 2008), que expressa a toxicidade em três subcategorias: toxidade humana-câncer, toxidade humana-não câncer e ecotoxidade.

Realizou-se ainda, no sistema de melhor desempenho, uma análise de sensibilidade para avaliar possíveis variações nos resultados devidos às modificações em dados de entrada. Com esse intuito, primeiramente, identificou-se os principais processos contribuidores dos impactos e, em seguida, estabeleceu-se variações nesses processos para avaliar como as mesmas afetam o resultado final.

As variações nos dados de entrada levaram à definição de quatro cenários:

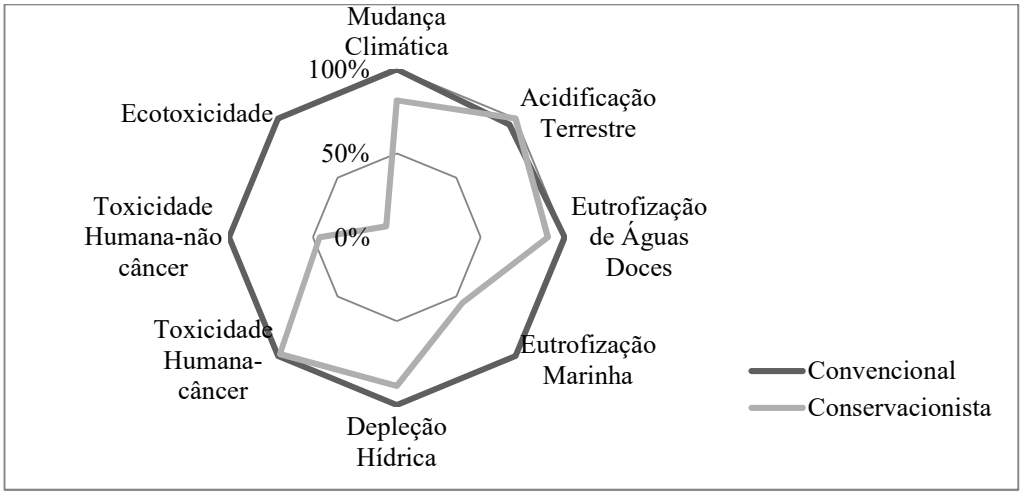
- Cenário 1 (transporte): analisou-se o transporte de melão feito por uma via alternativa, além da rodoviária. Considerou-se que os frutos são transportados da área de produção até o Porto de Salvador (BA) por caminhões fechados com capacidade de 20 toneladas, em seguida são transportados até o Porto de Santos (SP) por navios, e do Porto de Santos até a CEAGESP, novamente, por caminhões fechados com capacidade de 20 toneladas;
- Cenário 2 (embalagem): Utilizou-se caixas de plástico, tipo polietileno de alta densidade, com capacidade de 30 kg, para transporte dos frutos. Considerou-se que essas caixas são utilizadas apenas uma vez para esta atividade.

- Cenário 3 (fertilizantes): considera-se a suspensão do uso de fertilizantes à base de nitrogênio, tendo em vista que a quantidade de nitrogênio aportada pelos adubos verdes no sistema (114,2 kg N/ha) é suficiente para suprir a necessidade da cultura do melão na região em estudo (107,4 kg/há, segundo as análises de solo do local).
- Cenário 4: refere-se à combinação dos cenários que gerarem redução nos impactos ambientais em todas as categorias.

3. Resultados

A Figura 2 apresenta o desempenho ambiental dos sistemas avaliados de forma comparativa. Observa-se que o sistema convencional apresenta maior impacto ambiental em sete das oito categorias avaliadas. Somente na categoria acidificação terrestre o impacto ambiental do sistema conservacionista superou o impacto do sistema convencional, pois o sistema conservacionista utiliza ureia como fonte de nitrogênio (que libera íons H+ para o solo no processo de nitrificação). Nota-se ainda uma grande diferença entre os sistemas nas categorias ecotoxicidade e toxicidade humana-não câncer, que se explica pela utilização do ingrediente ativo *Clorotalonil*, utilizado como fungicida no sistema convencional.

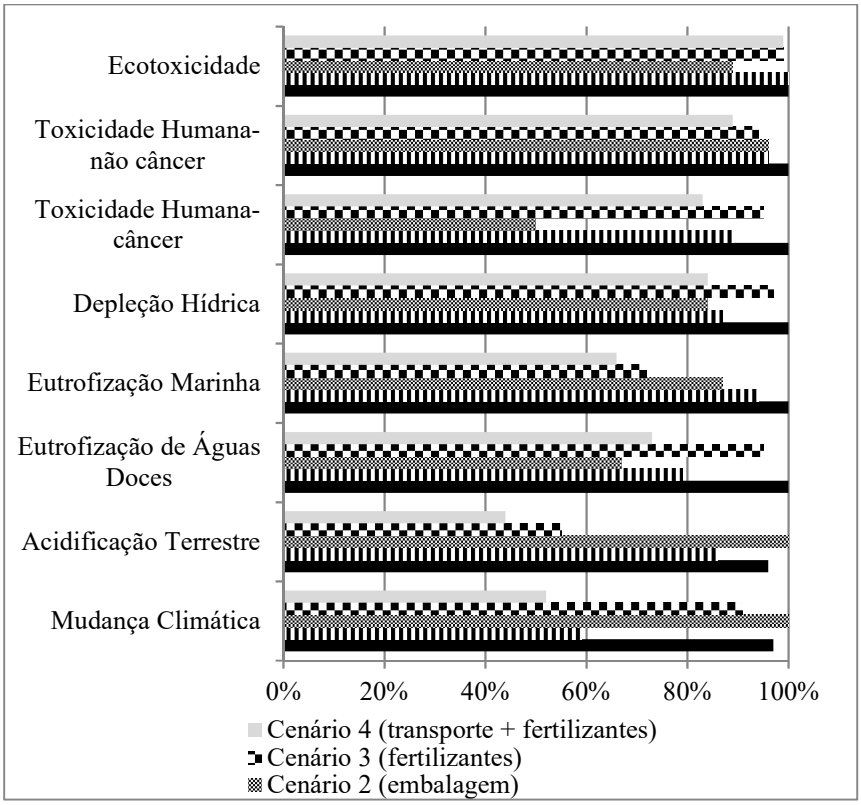
Figura 2- Gráfico Comparativo dos Sistemas



Os principais processos unitários que contribuem com os impactos ambientais nos sistemas são: (i) o transporte dos frutos, que consome combustível fóssil (diesel), afetando, principalmente, as categorias mudança climática e acidificação terrestre; (ii) a produção em campo, devido ao uso de fertilizantes à base de nitrogênio e pesticidas, causando eutrofização marinha e acidificação terrestre, e toxicidade, respectivamente; e (iii) a embalagem dos frutos, devido ao processo de produção do papelão, que gera emissões de fósforo (na obtenção da polpa de celulose) e organoclorados (pelo uso de cloro no processo de branqueamento) que afetam, respectivamente, as categorias de eutrofização de águas doces e toxicidade humana-câncer.

As alterações nas categorias de impacto avaliadas, decorrentes dos cenários propostos, são apresentadas na figura 3.

Figura 3- Avaliação de cenários



Observa-se que todos os cenários propostos reduzem o impacto da situação de referência (sistema conservacionista), com exceção do Cenário 2, que tem o impacto aumentado nas categorias mudança climática e acidificação terrestre. O Cenário 4, que combina o transporte dos frutos e suprime o uso de fertilizantes nitrogenados implica em uma maior redução de impactos, variando de 1% (ecotoxicidade) a 52% (acidificação terrestre).

4. Conclusão

Segundo o estudo, pôde-se observar que a produção de melão sob sistema conservacionista é capaz de reduzir os impactos ambientais gerados pela produção convencional do fruto, em sete das oito categorias de impacto avaliadas, tornando esse sistema uma boa alternativa para redução dos impactos na produção de melão na região do Vale Submédio do Rio São Francisco. Conforme a avaliação de cenários, os impactos do sistema conservacionista podem ser ainda reduzidos, de 1% a 52%, por meio da realização de um transporte combinado (rodoviário + marítimo), juntamente com a supressão do uso de fertilizantes à base de nitrogênio, considerando o aporte desse nutriente pela biomassa do coquetel vegetal.

Referências Bibliográficas

CONSÓRCIO SALITRE. Dados de Produção 2015. Disponível em:< http://www.consorciosalitre.com/dadosde produo/dados-de-produo-2015>. Acesso em: 05 Ago. 2015.

EEA-EMPA. Air pollutant emission inventory guidebook 2013: Technical guidance to prepare national emission inventories. European Environment Agency. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013.

EMMENEGGER, M.F., REINHARD, J., ZAH, R. SQCB - Sustainability Quick Check for Biofuels: Background Report. Dübendorf, EMPA: 118, 2009.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. Coleção Plantar-Milho-verde. Embrapa Informação Tecnológica, (Coleção Plantar, 59) 61 p. (Coleção Plantar, 59) Brasília- DF, 2008.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; CROEZE, C.; POTTING, J.; BARROS, V.B.; ARAGÃO, F.A.S.; GONDIM, R.S.; SANTOS, T.L.; BOER, I.J.M. The carbon footprint of exported Brazilian yellow melon. Journal of Cleaner Production, v. 47, p. 404-414, 2013.

FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N., 2007. Ecoinvent e Overview and Methodology. Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dubendorf.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; DE SCHRYVER, A.; STRUIJS, J.; ZELM, R. V. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Netherlands, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Produção agrícola municipal. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br>. Acesso em: 29 Mar. 2016.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040:2006- Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework. Geneva: ISO, 2006a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14044:2006- Environmental management - Life cycle assessment - requirements and guidelines. Geneva: ISO, 2006b.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Geneva: IPCC, 2006. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/>. Acesso em: 29 Mar. de 2016.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT). Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas por Fontes e Remoções por Sumidouros de Gases de Efeito Estufa não Controlados pelo Protocolo de Montreal. Brasília: MCT, 2010.

MILLER, T. Ciência Ambiental. Tradução- All tasks. 11ª ed. São Paulo: Ed. Cengage Learning, 2012.

NEMECEK, T., SCHNETZER, J., Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Zurich, 2011.

ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD, L.S.; HUIJBREGTS, M.A.J.; JOLLIET, O.; JURASKE, R.; KÖHLER, A.; LARSEN, H.F.; MACLEOD, M.; MARGNI, M.; MCKONE, T.E.; PAYET, J.; SCHUHMACHER, M.; VAN DE MEENT, D & HAUSCHILD, M.Z. 2008. 'USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment' International Journal of Life Cycle Assessment, vol 13, no. 7, pp. 532-546., 10.1007/s11367-008-0038-4.

SOUZA, F. H. D.; FRIGERI, T.; MOREIRA, A.; GODOY, R. Produção de sementes de Guandu. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2007.

VALENTINI, l.; OLIVEIRA, L. A. A.; FERREIRA, J. M. Produção de sementes de milho variedade para uso próprio em propriedades de microbacias hidrográficas. Programa Rio Rural-Manual Técnico, 15. Niterói- RJ, 2009. ISSN 1983-5671.

A pecuária bubalina como oportunidade de estudo para a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida

Bruna Borges Soares[1], Camila Daniele Willers[2,3], José Adolfo de Almeida Neto[4], Luciano Brito Rodrigues[5]

1 Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, soaresborges.b@gmail.com
2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, campus Vitória da Conquista
3 Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
4 Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais
5 Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Departamento de Tecnologia Rural e Animal

Resumo. *A produção animal no Brasil é uma atividade econômica de grande relevância, sendo o país um dos maiores produtores agropecuários e destaque no mercado internacional. Ao lado dos sistemas agropecuários, historicamente consolidados na economia brasileira, a produção bubalina vem se desenvolvendo substancialmente no país como uma atividade com positivas perspectivas de crescimento. Em função da demanda por alimentos, a produção e o consumo de leite bubalino, assim como dos seus derivados lácteos, têm impulsionado a exploração desta atividade. Em contrapartida ao desenvolvimento do setor, os impactos ambientais decorrentes da atividade pecuária são inegáveis. Os grandes sistemas de ruminantes, de forma geral, colocam o agronegócio brasileiro em uma posição de destaque em termos de impactos ambientais e emissões de gases de efeito estufa (GEE). Inserida nestes sistemas, a contribuição do setor global de produção bubalina é significativamente importante e diante do crescimento do setor pode se apresentar ainda maior. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia amplamente aceita para estimar os efeitos ambientais que um produto ou processo causa durante todo o ciclo de vida, sendo especialmente útil na identificação e quantificação de impactos ambientais associados à pecuária bubalina. O estudo em questão fez um levantamento dos trabalhos já realizados, que aplicaram a ACV à produção bubalina, e utilizaram a metodologia para avaliar as interações da produção com o meio ambiente, as interferências e os impactos provocados. O levantamento indicou três trabalhos que aplicaram a metodologia da ACV à pecuária bubalina. Os resultados encontrados demonstram a contemporaneidade do tema e a ausência de estudos brasileiros no que se refere aos impactos causados pela bubalinocultura. Os trabalhos identificados avaliaram, além da emissão de GEE e a associação destes com o potencial de aquecimento global, outros potenciais impactos, como depleção abiótica, acidificação e eutrofização. No entanto, vale ressaltar que são poucos os estudos até então realizados sendo, portanto, uma área oportuna para a aplicação da ACV.*

Palavras-chave. *Bubalinocultura; Impactos Ambientais; Gestão Ambiental.*

Introdução

A conscientização quanto à preservação do meio ambiente e o conhecimento acerca dos impactos ambientais, associados aos mais diversos processos produtivos, fez crescer nos últimos anos estudos e ações, no sentido de tornar os sistemas mais sustentáveis e menos impactantes. Um dos métodos internacionalmente mais aceitos para quantificar os potenciais impactos ambientais é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (ROY et al., 2009), cuja utilização tem sido crescente em produtos alimentares agropecuários e industriais.

Ao lado dos sistemas agropecuários, historicamente consolidados na economia brasileira, a produção bubalina vem se desenvolvendo substancialmente no país como uma atividade com positivas perspectivas de crescimento. Diante das características fisiológicas da espécie e da valorização dos produtos derivados do leite e carne, a produção bubalina desponta como muito promissora. Em 2013, a população nacional de búfalos atingiu cerca de 1.332.284 unidades, sendo, dentre os animais de grande porte, o efetivo que apresentou a maior variação positiva, comparado ao ano de 2012, representando um aumento de 5,6% no efetivo total (IBGE, 2013).

Em contrapartida ao desenvolvimento do setor, os impactos ambientais decorrentes da atividade pecuária não podem ser negados. Os grandes sistemas de ruminantes, de forma geral, colocam o agronegócio brasileiro em

uma posição de destaque em termos de impactos ambientais e emissões de gases de efeito estufa (GEE). Inserida nestes sistemas, a contribuição do setor global de produção bubalina equivalente a 618 milhões de toneladas de CO_2 equivalente (FAO, 2013). Outros impactos podem estar associados à criação de bubalinos como depleção abiótica, acidificação e eutrofização (Pirlo et al., 2014b).

Nesse sentido, o estudo em questão tem como objetivo fazer um levantamento bibliográfico sobre a aplicação da ACV à produção bubalina visando obter um panorama dos trabalhos científicos, bem como identificar oportunidades de desenvolvimento estudos na área.

Metodologia

Foi utilizado um método de revisão sistemática buscando incluir todos estudos de ACV relacionados à pecuária bubalina. A busca foi realizada nas bases *Web of Science* e SciELO, sendo consideradas como os principais repositórios de informações para os periódicos científicos internacionais e nacionais, abrangendo, respectivamente, cerca de 12.000 e 1.249 títulos.

A pesquisa utilizou palavras-chave como critério de busca, considerando-se os principais termos em inglês que poderiam estar relacionados direta e indiretamente com ACV na bubalinocultura. As palavras-chave "*Life Cycle Assessment*", "*LCA*", "*Environmental Impact*", "*Carbon Footprint*", foram utilizadas, uma a uma, sempre combinadas com a palavra "*Bubalus bubalis*", por meio do operador lógico AND.

Em seguida foram selecionados trabalhos que efetivamente tratavam sobre o assunto pesquisado. Estes, por sua vez, foram analisados quanto às características do sistema e/ou produto estudado, unidade funcional, metodologia empregada, categorias de impactos ambientais consideradas, áreas geográficas de desenvolvimento do estudo, principais cargas ambientais identificadas, e as limitações informadas.

Resultados e discussões

Inicialmente foram identificados 88 artigos que continham os termos da pesquisa. Destes, 96,6% não faziam menção ao método ou não aplicavam efetivamente a metodologia para a avaliação de impactos ambientais.

Foram identificados três estudos que avaliaram os potenciais impactos ambientais relacionados à pecuária bubalina, sob uma perspectiva do ciclo de vida. Dos três estudos identificados pelo levantamento bibliográfico, um deles avaliou sistemas lácteos mistos de bovinos e bubalinos (GARG et al., 2016), enquanto os dois outros trabalhos trataram exclusivamente de sistemas bubalinos (PIRLO et al., 2014a; PIRLO et al., 2014b). Ressalta-se ainda que foram identificados dois estudos (CÓNDOR et al., 2008; XUE et al., 2014) que obtiveram os fatores de emissão de gases de efeito estufa (GEE), que podem subsidiar inventários de futuros estudos da pecuária bubalina utilizando a ACV.

Pirlo et al. (2014a) avaliaram a pegada de carbono do leite produzido em seis fazendas de búfalo Mediterrâneo na Itália, com base na ACV. As principais fontes de GEE foram o metano (CH_4), proveniente da fermentação entérica dos animais ruminantes, e dióxido de carbono (CO_2), derivado de emissões indiretas, resultante da produção de eletricidade, alimentos comprados (concentrados), fertilizantes sintéticos e outros insumos menores. Segundo os autores, além do CH_4 entérico, a atividade agrícola que mais contribui para a pegada de carbono na produção de leite foi a produção de alimentos para os animais na fazenda. Os autores ressaltam ainda a falta de estudos e experimentos específicos para testar a eficácia de medidas de mitigação.

Pirlo et al. (2014b) quantificaram o impacto ambiental da produção de 1 kg de leite bubalino normalizado (LBN), com um teor de gordura e de proteína ajustados ao leite de bubalinos Mediterrâneos na Itália. Os autores ressaltaram as características agrícolas que afetam principalmente o desempenho ambiental deste produto. A ACV foi aplicada em seis fazendas e as categorias de impacto investigadas foram o aquecimento global (GW),

depleção abiótica (AD), formação de ozono fotoquímico (PO), acidificação (AC), e eutrofização (UE). O software utilizado foi o SimaPro® 7.3, juntamente com a base de dados Ecoinvent e o banco de dados do Ciclo de Vida de referência europeia (ELCD). Os autores afirmam que a quantidade de alimentos comprados (concentrados) e a produtividade do leite são as principais características que explicam a variabilidade significativa na avaliação do ciclo de vida por quilograma de LBN. Como propostas mitigadoras são apresentadas melhorias na produção LBN por búfala como principal estratégia para reduzir a GW e PO, bem como melhorias da eficiência do uso de alimentos para redução de índices das categorias AD, PO, AC, e da UE.

Garg et al. (2016) avaliaram a pegada de carbono do leite bovino e bubalino produzidos em sistemas lácteos multi-funcionais no oeste da Índia, a partir da ACV. Os autores verificaram que as emissões de CO_2, CH_4 e N_2O (óxido nitroso) provenientes da pecuária bubalina contribuíram com 8,2%, 80,5% e 11,3%, respectivamente, para o total de gases de efeito de estufa (GEE). Já a contribuição da pecuária bovina de CO_2, CH_4 e N_2O foi de 11,0%, 75,4% e 13,6%, respectivamente, quanto às emissões totais de GEE. Dessa forma, as emissões de CH_4 provenientes da fermentação entérica de animais foi o principal *hotspot* em pequenas propriedades leiteiras, sendo discretamente maior na produção bubalina.

Todos os três trabalhos foram desenvolvidos compreendendo as etapas do berço ao portão da fazenda (*cadle-to-farm gate*) como limite do sistema de produto, o que revela o caráter agrícola das muitas publicações relacionadas ao ciclo de vida de produtos.

Além dos trabalhos citado, foi possível encontrar dois outros trabalhos que, apesar de não avaliarem os potenciais impactos associados à criação de bubalinos, estimaram fatores de emissões para sistemas de ruminantes, incluindo bubalinos:

- Cóndor et al. (2008) estimaram um fator de emissão específico para o metano entérico (CH_4) produzido por búfalos mediterrâneos na Itália. Para a análise, os autores utilizaram as estatísticas agrícolas nacionais e informações sobre as condições de produção agrícola e animal. O fator de emissão foi estimado conforme modelo *Tier 2* do Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC), sendo 73 kg CH_4/cabeça por ano o valor estimado para búfalas, enquanto que, para outras categorias de búfalos foi de 56 kg CH_4/cabeça por ano. Segundo os autores, apesar do estudo ser útil na preparação de inventários de emissões, ainda são necessários mais estudos complementares sobre emissões associados a búfalos, a fim de aumentar a precisão dos fatores de emissão calculados.

- Xue et al. (2014) avaliaram o efeito do aumento da procura de leite e consumo de carne; e uso descontinuado de gado de corte e búfalos como animais de tração, nas alterações no metano (CH_4), emissões provenientes da fermentação entérica e de manejo de dejetos em grandes ruminantes na China. As emissões foram desenvolvidas a partir de registros nacionais de estatística do Ministério da Agricultura da China, correspondentes aos anos de 1988 a 2009 e o cálculo foi realizado usando método *Tier 1 e 2*, metodologias do IPCC. Os resultados apontam que o gado de corte foi o principal contribuinte para as emissões de metano, com 63,8% das emissões totais em 2009, seguido de gado leiteiro (17,8%), búfalos (10,3%) e iaques (8,1%). O mesmo período também viu um aumento nas emissões de CH_4 provenientes de bovinos de corte, e uma diminuição consistente nas emissões de búfalos e iaques, em virtude da diminuição da população desses rebanhos nos últimos anos.

As publicações levantadas refletem os estudos globais que vêm sendo desenvolvidos sobre a pecuária bubalina. Autores nacionais já vêm desenvolvendo estudos importantes no que se refere à utilização na ACV em sistemas de produção pecuária, tais como pecuária bovina de corte (WILLERS et al., 2016; RUVIARO et al. 2015; DICK et al., 2015; DICK et al., 2014), pecuária bovina de leite (DE LÉIS et al., 2015) e pecuária suína (CHERUBINI et al., 2015). No entanto não foram identificados estudos referentes às condições dos sistemas de produção bubalino brasileiro, sendo este setor uma oportunidade para a aplicação da metodologia de ACV.

Conclusão

Dos trabalhos encontrados, dois deles se dedicaram exclusivamente a explorar a pegada de carbono nos sistemas avaliados, enquanto apenas um tratou de outras categorias de impactos na bubalinocultura. Devido à acentuada contribuição do setor pecuário para as emissões de CH_4 e a associação destes sistemas com o aquecimento global, estudos específicos têm se dedicado exclusivamente a estimar emissões atmosféricas de sistemas de ruminantes no meio ambiente, assim como evidenciado nestes dois trabalhos levantados.

A avaliação dos impactos ambientais associados ao sistema de produção bubalino brasileiro e as interferências da atividade no meio ambiente apresentam-se como oportunas, visto que a atividade apresenta elevado potencial de crescimento.

Agradecimento

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) , ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (Fapesb).

Referências Bibliográficas

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2013). Produção da Pecuária Municipal. *Prod. Pec. munic*., Rio de Janeiro, 41:1-108.

CHERUBINI, E., ZANGHELINI, G.M., ALVARENGA, R.A.F., FRANCO, D., SOARES, S.R. (2015). Life Cycle Assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production*, 87(15): 68-77.

CNPC - Conselho Nacional da Pecuária de Corte. Disponível em: < http://www.cnpc.org.br/news1.php?ID=251 > Acesso em 05 de jul. 2015.

CÓNDOR, R. D., VALLI, L., DE ROSA, G., DI FRANCIA, A., DE LAURETIS, R. (2008). Estimation of the methane emission factor for the Italian Mediterranean buffalo. *Animal*, 2(8): 1247–1253.

DE LÉIS, C.M., CHERUBINI, E., RUVIARO, C.F., DA SILVA, V.P., DO NASCIMENTO LAMPERT, V., SPIES, A., SOARES, S.R. (2015). Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 20(1): 46-60.

DICK, M., DA SILVA, M.A., DEWES, H. (2014). Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 96(1): 426-434.

DICK, M., DA SILVA, M.A., DEWES, H. (2015). Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil– Evaluation using farm-based life cycle assessment**.** *Journal of Cleaner Production*, 87(15): 58-67.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations (2013). Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities. FAO, Rome, Italy.

GARG, M., PHONDBA, B., SHERASIA, P., MAKKAR, H. (2016). Carbon footprint of milk production under smallholder dairying in Anand district of Western India: A cradle-to-farm gate life cycle assessment. *Animal Production Science*, 56(3): 423–436.

PIRLO, G., TERZANO, G., PACELLI, C., ABENI, F., CARÈ, S. (2014a). Carbon footprint of milk produced at Italian buffalo farms. *Livestock Science*, 161: 76-184.

PIRLO, G., CARÈ, S., FANTIN, V., FALCONI, F., BUTTOL, P., TERZANO, G.M., MASONI, P. PACELLI, C. (2014b). Factors affecting life cycle assessment of milk produced on 6 Mediterranean buffalo farms. *Journal of dairy science*, 97(10): 6583-6593.

ROY, P.; NEI, D.; ORIKASA, T.; XU, Q.; OKADOME, H.; NAKAMURA, N.; SHIINA, T. (2009). A Review of Life Cycle Assessment (LCA) on Some Food Products. *Journal of Food Engineering*, 90(1): 1–10.

RUVIARO, C.F., LÉIS, C.M., LAMPERT, V.N., BARCELLOS, J.O.J., DEWES, H. (2015). Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. J Clean Prod 96(1):435–443

WILLERS, C.D., MARANDUBA, H.L., ALMEIDA NETO, J.A., RODRIGUES, L.B. (2016) Environmental Impact assessment of a semi-intensive beef cattle production in Brazil's Northeast. International Journal of Life Cycle Assessment. DOI 10.1007/s11367-016-1062-4.

XUE, B., WANG, L Z., YAN, T. (2014). Methane emission inventories for enteric fermentation and manure management of yak, buffalo and dairy and beef cattle in China from 1988 to 2009. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 195(1): 202-210.

Impactos Ambientais no Ciclo de Vida de Produtos Lácteos: O Caso do Iogurte

Hudson Carlos Maia Santos Júnior[1], Bianca Araújo Santos[1], Henrique Leonardo Maranduba[2], José Adolfo de Almeida Neto[2] e Luciano Brito Rodrigues[1]*

[1]Grupo de Estudos em Materiais e Meio Ambiente. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB).
[2]Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)
**e-mail para correspondência: hudson.carlos.maia@gmail.com*

Resumo. *O objetivo deste trabalho foi identificar os principais aspectos ambientais da fabricação do iogurte utilizando a avaliação do ciclo de vida (ACV). O inventário foi desenvolvido por meio de dados coletados entre os meses de março e julho do ano de 2015 em uma fábrica de laticínios localizada no território de identidade do médio sudoeste da Bahia. Foram feitas consultas às planilhas de produção da fábrica, entrevistas com a gerência e colaboradores e medições nas linhas de produção. O sistema abrangeu todas as operações feitas desde a entrada do leite cru no portão da fábrica até a expedição do produto para os pontos de distribuição (análise do tipo gate-to-gate). Como unidade funcional foi adotada um quilograma de iogurte fabricado. As simulações dos impactos gerados foram feitas no programa computacional SimaPro, versão 8.0.5.13, utilizando alguns dos inventários do ciclo de vida (ICV's) disponíveis nas bases de dados do programa. Para a análise dos impactos foi selecionado o método ReCiPe, versão 1.12, com modelo hierárquico (H). Os resultados indicaram que a produção de energia térmica, de energia elétrica e da embalagem (polietileno de alta densidade) foram os aspectos ambientais que mais contribuíram para as categorias de impacto avaliadas.*

Palavras-chave. *Produtos lácteos, Indústria de Alimentos, Inventário.*

Introdução

O iogurte é uma das formas mais conhecidas de conservação e comercialização do leite. Trata-se de uma bebida obtida por meio de processo fermentativo com adição opcional de açúcar ou polpa de frutas. No mercado, pode apresentar-se como iogurte integral ou desnatado. A diferença entre eles está na matéria prima utilizada. Enquanto na produção do iogurte integral utiliza-se leite integral, na produção do iogurte desnatado o leite passa por uma operação de desnate (redução do seu nível de gordura), prévio às etapas de fabricação.

Como todo produto industrializado, o processo de fabricação do iogurte requer a utilização de recursos, como água, energia, materiais para embalagem e ingredientes, além da geração de resíduos e emissões para o ar, água e solo. Impactos ao meio ambiente são, então, gerados, sendo o grau e intensidade destes dependentes da estratégia e das políticas de gestão adotadas pelas fábricas. Um maior controle sobre o processo de fabricação resulta em menores impactos ambientais; o inverso também é verdadeiro.

Estudos desenvolvidos na Noruega (EIDE, 2002), Portugal (GONZÁLEZ-GARCÍA et al., 2013a), Espanha (HOSPIDO et al., 2003), Itália (FANTIN et al., 2012) e Sérvia (DJEKIC et al., 2014) com produtos lácteos, como leite UHT, leite pasteurizado, iogurte e queijo identificaram pontos críticos dos processos de fabricação utilizando a avaliação do ciclo de vida (ACV). Esta metodologia é utilizada para a gestão ambiental de empresas e complementa as normas de gerenciamento de qualidade propostas pela ISO – International Organization for Standardization. Nos estudos de caso, a aplicação da ACV permitiu elencar, por ordem de prioridade, as etapas do ciclo de vida dos produtos que precisam de maior e menor controle, auxiliando as ações para mitigação das consequências a elas associadas.

No Brasil, o conteúdo disponível sobre os impactos ambientais associados aos produtos lácteos não é tão vasto quanto nos países do continente europeu e circunvizinhos. Estudos do ciclo de vida do leite desenvolvidos na

região sul do Brasil (LÉIS et al., 2015) e do queijo tipo Minas fabricado na região centro-oeste (NIGRI et al., 2014) forneceram importantes informações. Contudo, ainda existem limitações, principalmente na disponibilidade de dados primários do setor industrial leiteiro.

O objetivo deste trabalho foi identificar as principais fontes de impacto ambiental na fabricação do iogurte, utilizando a avaliação do ciclo de vida.

Material e Métodos

O estudo de caso foi desenvolvido em uma fábrica de laticínios localizada no território de identidade do médio sudoeste do estado da Bahia. A região é conhecida pela concentração de fazendas com atividades de criação de gado, tendo participação significativa na produção de leite no estado. A instabilidade climática, com períodos de seca no terceiro e quarto trimestres do ano, criam variações no volume de processamento das fábricas. No período de avaliação, o volume médio diário de leite processado na fábrica foi de 2.000 ± 141 litros de leite; mensalmente, a quantidade de leite adquirido foi de 56.396 ± 8.179 litros.

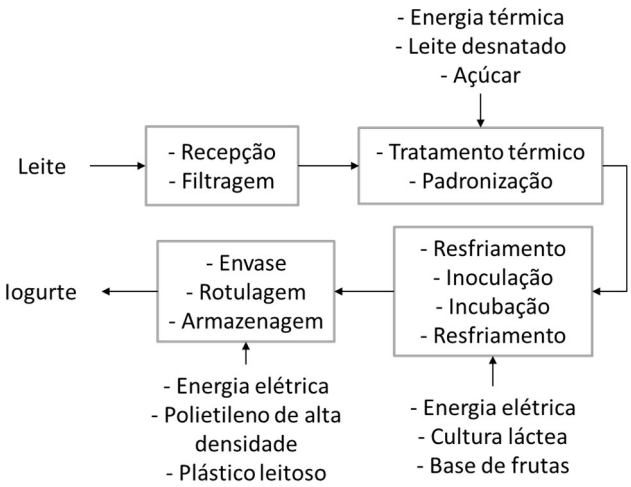
A água utilizada na fábrica e a energia elétrica eram obtidas das respectivas concessionárias. Nenhum processo de tratamento adicional (água ou energia) era feito na fábrica. Os resíduos sólidos eram reciclados em uma empresa terceirizada e os efluentes, descartados no sistema de tratamento de esgoto do município.

A energia térmica era produzida em uma caldeira vertical com vazão mássica de 1.500 kg de vapor por hora. O combustível utilizado era o resíduo de madeira de paletes.

Fabricação do Iogurte

Após a entrada do leite, verificação da sua qualidade físico-química e documentação, a primeira etapa é a filtragem (Figura 1). Nesta etapa, o leite escoa através de um filtro metálico para separar os resíduos mais grosseiros. Na área de produção é feito o tratamento térmico do leite, elevando a sua temperatura para 65°C por 30 minutos, e a padronização do teor de gordura, para 3,0%. O leite é resfriado até atingir a temperatura de 45°C e adiciona-se a cultura láctea. Após o período de fermentação, o iogurte é resfriado até atingir a temperatura de 8°C, envasado e armazenado em câmara fria até a expedição.

Figura 1: Etapas de fabricação do iogurte.



Objetivo e Escopo

O procedimento de avaliação dos impactos ambientais baseou-se nas normas ISO 14040 (ISO, 2006a) e ISO 14044 (ISO, 2006b).

O objetivo da avaliação foi identificar potenciais fontes de impacto ambiental associadas ao processo de fabricação do iogurte. Dentro do escopo, foram definidos os seguintes parâmetros:

(a) Unidade funcional: 1 kg de produto
(b) Método de alocação: econômico
(c) Fronteiras do sistema: análise gate-to-gate, abrangendo as etapas de fabricação do iogurte desde a entrada do leite cru até a expedição do produto.
(d) Categorias de impacto: mudanças climáticas, depleção do ozônio, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de material particulado, depleção de água e depleção fóssil.
(e) Suposições: devido à semelhança encontrada nas etapas de fabricação do iogurte integral e desnatado, ambos os produtos foram mesclados para a avaliação; na verificação dos resultados, não foram inclusos os impactos devido a infraestrutura, produção dos equipamentos e utensílios.

Análise do Inventário

O inventário das entradas e saídas do sistema foi feito entre os meses de fevereiro e setembro de 2015 (Tabela 1). Nesse período, foram feitas medições, reuniões com a gerência e colaboradores da fábrica e análises dos registros de produção (julho/2014 a junho/2015).

Os valores de consumo de água e energia elétrica foram obtidos nos talões das concessionárias e a quantidade de madeira foi determinada por meio do volume consumido diariamente, convertido em massa a partir da sua densidade (≈ 274 kg/m3).

Tabela 1: Inventário para a fabricação de 1 kg de iogurte.

ENTRADAS		SAÍDAS	
Item	Quantidade	Item	Quantidade
Leite cru	0,756 kg	Iogurte	1,00 kg
Leite desnatado	0,16 kg	Água residual	0,00222 m^3
Água	0,00222 m^3	Fuligem	0,00264 kg
Energia elétrica	0,085 kWh	Cinzas	0,0992 kg
Ingredientes		Resíduo de plástico (polietileno)	0,000492 kg
Açúcar	0,0585 kg	TRANSPORTES	
Cultura láctea	$8,85 \times 10^{-6}$ kg	Item	Quantidade
Base de frutas	0,04 kg	Transporte do leite cru (da fazenda para a fábrica)	49,14 kg.km
Embalagem e rótulo		Transporte dos bens de entrada para a fábrica[b]	43,08 kg.km
Garrafas de PEAD[a] (embalagem)	0,0360 kg		
Plástico leitoso (rótulo)	0,0008518 kg		
Madeira	0,102 kg		
Agentes de limpeza			
Detergente ácido	$4,29 \times 10^{-7}$ m^3		
Detergente alcalino	$1,61 \times 10^{-7}$ m^3		
Hipoclorito de sódio	$7,53 \times 10^{-7}$ m^3		

[a]PEAD: polietileno de alta densidade

[b]Bens de entrada: açúcar, cultura láctea, base de frutas, garrafas de PEAD, plástico leitoso, madeira, detergente ácido, detergente alcalino e hipoclorito de sódio.

Avaliação de Impacto

Os impactos ambientais foram avaliados no programa SimaPro, versão 8.0.5.13. Nove inventários do ciclo de vida (ICV's) foram selecionados nas bases de dados do programa para representar os itens inventariados (Tabela 2). O método ReCiPe Midpoint, versão 1.12, com modelo hierárquico (H) foi selecionado.

Resultados e Discussão

Na categoria mudanças climáticas (MC), a produção da embalagem, a produção do açúcar e a produção de energia elétrica contribuíram em 75%, 9,5% e 14% (Figura 2) para o total apresentado (Tabela 3). Emissões de dióxido de carbono (CO_2) liberadas durante a queima de combustíveis fósseis, como o petróleo, carvão ou gás natural, e as emissões de metano (CH_4) liberadas durante a extração destes combustíveis são possíveis fontes que explicam a contribuição da produção da embalagem sobre a categoria de impacto.

Tabela 2: Processos selecionados para a avaliação de impacto.

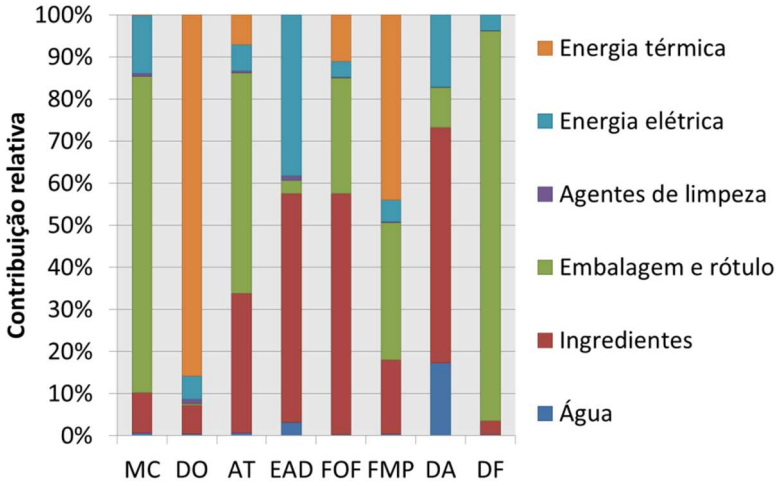
Item		Processo	Base de dados[a,b]
Energia térmica (madeira)		Wood waste, unspecified, combusted in industrial boiler/US	USLCI
Energia elétrica		Electricity, medium voltage {BR}| market for | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
Agentes de limpeza	Detergente ácido	Nitric acid, without water, in 50% solution state {GLO}| market for | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
	Detergente alcalino	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO}| market for | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
	Hipoclorito de sódio	Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state {GLO}| market for | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
Embalagem e rótulo	Garrafas em PEAD	HDPE bottles E	Industry data 2.0
	Plástico leitoso	Packaging film, low density polyethylene {GLO}| market for | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
Ingredientes	Açúcar	Sugar, from sugarcane {BR}| cane sugar production with ethanol by-product | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
	Água	Tap water {RoW}| tap water production, conventional treatment | Alloc Def, U	Ecoinvent 3

[a]http://www.ecoinvent.org/
[b]U.S. Life Cycle Inventory Database (2012). National Renewable Energy Laboratory, 2012. Accessed March 07, 2016: https://www.lcacommons.gov/nrel/search

A produção de eletricidade a partir da queima de carvão e derivados do petróleo foram fontes de impacto significativo da categoria MC apontadas durante a avaliação, incidindo tanto sobre a contribuição da produção da energia elétrica utilizada na fábrica para alimentar os equipamentos, quanto na produção do açúcar para alimentar os sistemas de irrigação da cana-de-açúcar. Em ambos os casos, as emissões de dióxido de carbono (CO_2) apresentaram os maiores índices. No Brasil, a geração de energia elétrica não tem como principal fonte os

combustíveis fósseis. Em 2014, o uso de derivados do petróleo e carvão foi de 6,9% e 3,2%, respectivamente (EPE, 2015).

Figura 2: Contribuição relativa das atividades envolvidas na fabricação do iogurte para cada categoria de impacto.



*MC = Mudanças climáticas, DO = Depleção do ozônio, AT = Acidificação terrestre, EAD = Eutrofização de água doce, FOF = Formação de oxidantes fotoquímicos, FMP = Formação de material particulado, DA = Depleção de água e DF = Depleção fóssil.

Na categoria DO, a geração de energia térmica contribuiu em 86% para o total apresentado. Emissões de tetracloreto de carbono (CFC-10) foram apontadas como as principais causas. Este composto é normalmente utilizado como fluido refrigerante, pesticida ou agente extintor.

A produção da embalagem e a produção do açúcar contribuíram em 52% e 33%, respectivamente, para o total apresentado pela categoria AT. Emissões de dióxido de enxofre (SO_2) liberadas como produto da oxidação de impurezas presentes no carvão e/ou petróleo, e emissões de óxidos de nitrogênio liberadas na queima destes combustíveis para a produção de energia podem explicar a contribuição da produção de embalagem. Na produção do açúcar, as emissões de amônia (NH_3) a partir do uso de fertilizantes e de óxidos de nitrogênio (NO_x) gerados na queima da palha de cana-de-açúcar foram apontadas como potenciais fontes de impacto para a categoria.

Tabela 3: Avaliação dos impactos ambientais associados à fabricação do iogurte.

Categorias de impacto*	Unidade	Total
MC	kg CO_{2eq}	0,150
DO	kg CFC-11_{eq}	1,76E-08
AT	kg SO_{2eq}	1,00E-03
EAD	kg P_{eq}	1,02E-05
FOF	kg NMVOC	1,12E-03
FMP	kg $PM10_{eq}$	5,80E-04
DA	m^3	0,013
DF	kg oil_{eq}	0,081

*MC = Mudanças climáticas, DO = Depleção do ozônio, AT = Acidificação terrestre, EAD = Eutrofização de água doce, FOF = Formação de oxidantes fotoquímicos, FMP = Formação de material particulado, DA = Depleção de água, DF = Depleção fóssil.

Na categoria EAD, a produção do açúcar e a produção de energia elétrica contribuíram em 54% e 38%, respectivamente, para o total apresentado. Emissões de fósforo (P) a partir do uso de fertilizantes nas plantações de cana-de-açúcar e/ou do descarte impróprio da vinhaça – subproduto do etanol que contém altas doses de nitrogênio, fósforo, sulfatos e cloretos – podem explicar a contribuição da produção de açúcar. Na produção de energia elétrica, as emissões de fosfato (PO_4^{3-}) geradas durante a mineração do linhito, uma variedade de carvão, foram apontadas como principais fontes de impacto para a categoria. A disposição final dos rejeitos deste minério em locais inadequados pode causar o desequilíbrio de ecossistemas aquáticos.

Na categoria FOF, as emissões de monóxido de carbono (CO) e óxidos de nitrogênio (NO_x) foram as principais fontes associadas à contribuição da produção de açúcar e da produção da embalagem. No primeiro caso, as emissões são liberadas durante a queima da palha de cana-de-açúcar; no segundo caso, durante a queima de combustíveis fósseis.

A produção de energia térmica, da embalagem e do açúcar contribuíram em 44%, 32% e 18%, respectivamente, para o total apresentado na categoria PMF. Nos três casos, a emissão de partículas finas e inaláveis (< 10 µm) e de óxidos de nitrogênio (NO_x) para o ar foram as principais fontes associadas às contribuições. Na produção de energia térmica, as emissões são liberadas durante a queima de madeira na caldeira; na produção da embalagem, durante a queima de combustíveis fósseis para a geração de energia, e na produção do açúcar, durante a queima da palha de cana-de-açúcar.

Na categoria DA, o consumo de água para as operações de fabricação do iogurte e para a irrigação das plantações de cana-de-açúcar foram as principais fontes de impacto associadas à produção do açúcar e ao consumo de água, respectivamente.

Na categoria DF, a exigência de combustíveis fósseis para a geração de energia foi a principal fonte apontada pela avaliação e que direcionaram as contribuições da produção da embalagem e da produção de energia elétrica.

Na literatura parece estar bem consolidada a influência que a produção e uso de energia tem sobre os impactos gerados na fabricação de produtos lácteos (FANTIN et al., 2012; GONZÁLEZ-GARCÍA et al., 2013b; DJEKIC et al., 2014). A quantidade e o tipo de combustível são importantes variáveis que definem o impacto ambiental causado pelo produto ao final do processo de fabricação.

Conclusão

A produção de energia térmica, de energia elétrica e da embalagem (polietileno de alta densidade) foram os aspectos ambientais que mais contribuíram para as categorias de impacto avaliadas.

Na fábrica, as alternativas de redução dos impactos ambientais devem priorizar o aproveitamento de energia. No tratamento térmico do leite, a utilização de um pasteurizador ao invés da pasteurização em tanque de imersão economizaria energia térmica devido a transferência de energia que ocorre nos trocadores de calor. O uso de combustíveis alternativos na caldeira poderia reduzir as emissões de pequenas partículas para o ar. Uma avaliação mais criteriosa de cenários deveria ser feita para embasar esta alteração.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (Fapesb) e o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), financiadores do trabalho.

Referências Bibliográficas

DJEKIC, I., MIOCINOVIC, J., TOMASEVIC, I., SMIGIC, N., TOMIC, N. (2014) Environmental life-cycle assessment of various dairy products. *J. Clean. Prod.* V. 68, pp. 64-72.

EIDE, M. H. (2002) Life cycle assessment (LCA) of industrial milk production. *Int. J. Life Cycle Ass.* V. 7, pp. 115-126.

EPE (2015) Balanço Energético Nacional 2015: Ano base 2014. *Empresa de Pesquisa Energética*, Rio de Janeiro.

FANTIN, V., BUTTOL, P., PERGREFFI, R., MASONI, P. (2012) Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study. *J. Clean. Prod.* V. 28, pp. 150-159.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., CASTANHEIRA, É. G., DIAS, A. C., ARROJA, L. (2013a) Environmental life cycle assessment of a dairy product: the yoghurt. *Int. J. Life Cycle Ass.* V. 18, pp. 796-811.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., CASTANHEIRA, É. G., DIAS, A. C., ARROJA, L. (2013b) Using Life Cycle Assessment methodology to assess UHT milk production in Portugal. *Sci. Total Environ.* V. 442, pp. 225-234.

HOSPIDO, A., MOREIRA, M. T., FEIJOO, G. (2003) Simplified life cycle assessment of Galician milk production. *Int. Dairy J.* V. 13, pp. 783-796.

ISO - International Organization for Standardization (2006) ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment – Principles and Framework. Geneva.

ISO - International Organization for Standardization (2006) ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. Geneva.

LÉIS, C. M. de, CHERUBINI, E., RUVIARO, C. F., DA SILVA, V. P., LAMPERT, V. do N., SPIES, A., SOARES, S. R. (2015). Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. *Int. J. Life Cycle Ass.* V. 20, pp. 46-60.

NIGRI, E. M., DE BARROS, A. C., ROCHA, S. D. F., FILHO, E. R. (2014) Assessing environmental impacts using a comparative LCA of industrial and artisanal production processes:" Minas Cheese" case. *Ciência Tecnol. Alime.* V. 34, pp. 522-531.

Impactos Ambientais no Ciclo de Vida de Produtos Lácteos: O Caso do Queijo

Hudson Carlos Maia Santos Júnior[1], Bianca Araújo Santos[1], Henrique Leonardo Maranduba[2], José Adolfo de Almeida Neto[2] e Luciano Brito Rodrigues[1]*

[1]Grupo de Estudos em Materiais e Meio Ambiente. Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB).
[2]Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)
**e-mail para correspondência: hudson.carlos.maia@gmail.com*

Resumo. *O objetivo deste trabalho foi identificar os principais aspectos ambientais da fabricação de queijo utilizando a avaliação do ciclo de vida (ACV). A coleta de dados e desenvolvimento do inventário foi feita em uma fábrica de laticínios localizada na região sudoeste do estado da Bahia, Brasil. Foram feitas consultas às planilhas de produção da fábrica, reuniões com a gerência e colaboradores da empresa e medições nas linhas de produção. As fronteiras do sistema incluíram todas as operações, entradas e saídas, desde a chegada do leite cru no portão da fábrica até a expedição do produto para o mercado (análise do tipo gate-to-gate). Como unidade funcional foi adotada um quilograma de produto pronto para consumo. Para a análise de impactos foi utilizado o método ReCiPe Midpoint H, versão 1.12, com o apoio do programa computacional SimaPro, versão 8.0.5.13. Os resultados indicaram que a produção da energia térmica, da energia elétrica, da embalagem e o consumo de água nas operações de fabricação do queijo foram os aspectos ambientais que mais contribuíram para as categorias de impacto avaliadas.*

Palavras-chave. *Pequena Indústria, Processamento de Alimentos, Derivados Lácteos.*

Introdução

A produção de alimentos é uma das atividades com maior potencial para a geração de impactos ao meio ambiente. Pesquisa recente revelou que cerca de 30% do total de emissões de gases do efeito estufa (GEE) produzidos no planeta em 2008 tiveram origem na cadeia produtiva dos alimentos (VERMEULEN et al., 2012). A contribuição em outras categorias de impacto, como eutrofização e acidificação, também se demonstrou significativa (ROY et al., 2009).

Para a avaliação de impactos ambientais associados a um produto ou a um processo, algumas abordagens podem ser tomadas, cuja escolha dependerá do objetivo. Entre as abordagens, a avaliação do ciclo de vida (ACV) possibilita uma visão mais ampla do objeto de estudo, tornando mais claro os pontos críticos que precisam de controle dentro das etapas de fabricação de um produto. A identificação destes pontos auxilia as organizações industriais na escolha de opções mais sustentáveis de produção.

A aplicação da ACV na fabricação de produtos lácteos mostrou-se eficiente em estudos desenvolvidos na Suécia (BERLIN, 2002), nos Estados Unidos (KIM et al., 2013), na Espanha (GONZÁLEZ-GARCÍA et al., 2013a), em Portugal (GONZÁLEZ-GARCÍA et al., 2013b) e na Sérvia (DJEKIC et al., 2014). No Brasil, o conteúdo disponível sobre estudos do ciclo de vida de produtos lácteos não é tão extenso quanto o dos países europeus e circunvizinhos. Trabalhos desenvolvidos com o leite produzido na região sul do Brasil (LÉIS et al., 2015) e com o queijo tipo Minas fabricado na região centro-oeste (NIGRI et al., 2014) forneceram importantes informações. Contudo, ainda existem limitações, principalmente na disponibilidade de dados primários do setor industrial leiteiro.

O objetivo deste trabalho foi identificar os principais aspectos ambientais na fabricação do queijo utilizando a avaliação do ciclo de vida.

Material e Métodos

O estudo de caso foi desenvolvido em uma fábrica de laticínios localizada no território de identidade do médio sudoeste do estado da Bahia. A região é conhecida pela concentração de fazendas com atividades de criação de gado, tendo participação significativa na produção de leite no estado. A instabilidade climática, com períodos de seca no terceiro e quarto trimestres do ano, criam variações no volume de processamento das fábricas. No período de avaliação, o volume médio diário de leite processado na fábrica foi de 2.000 ± 141 litros de leite; mensalmente, a quantidade de leite adquirido foi de 56.396 ± 8.179 litros.

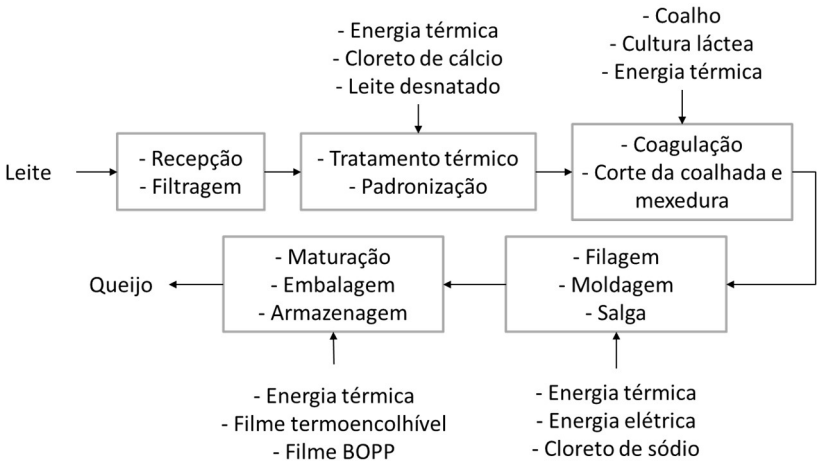
A água utilizada na fábrica e a energia elétrica eram obtidas das respectivas concessionárias. Nenhum processo de tratamento adicional (água ou energia) era feito na fábrica. Os resíduos sólidos eram reciclados em uma empresa terceirizada e os efluentes, descartados no sistema de tratamento de esgoto do município.

A energia térmica era produzida em uma caldeira vertical com vazão mássica de 1.500 kg de vapor por hora. O combustível utilizado era o resíduo de madeira de paletes.

Fabricação do queijo

Após a entrada do leite, verificação da sua qualidade físico-química e documentação, a primeira etapa é a filtragem (Figura 1). Nessa etapa, o leite escoa através de um filtro metálico para separar os resíduos mais grosseiros. Na área de produção é feito o tratamento térmico do leite, elevando a sua temperatura para 65°C por 30 minutos, e a padronização do teor de gordura, para 3,0%; o leite é coagulado e a massa formada é cortada e aquecida, junto ao soro, até a temperatura de 45°C. A massa é separada do soro, filada e acomodada em fôrmas; o queijo passa pelo processo de salga e é levado à câmara fria para a maturação. Após o período de maturação, o queijo é embalado e armazenado sob refrigeração até a expedição.

Figura 1. Etapas de fabricação do queijo



Objetivo e escopo

O procedimento de avaliação dos impactos ambientais baseou-se nas normas ISO 14040 (ISO, 2006a) e ISO 14044 (ISO, 2006b).

O objetivo da avaliação foi identificar potenciais fontes de impacto ambiental associadas ao processo de fabricação do queijo. Dentro do escopo, foram definidos os seguintes parâmetros:

(a) Unidade funcional: 1 kg de produto

(b) Método de alocação: econômico

(c) Fronteiras do sistema: análise gate-to-gate, abrangendo as etapas de fabricação do queijo desde a entrada do leite cru até a expedição do produto.

(d) Categorias de impacto: mudanças climáticas, depleção do ozônio, acidificação terrestre, eutrofização de água doce, formação de oxidantes fotoquímicos, formação de material particulado, depleção de água e depleção fóssil.

(e) Suposições: devido à semelhança encontrada nas etapas de fabricação do iogurte integral e desnatado, ambos os produtos foram mesclados para a avaliação; na verificação dos resultados, não foram inclusos os impactos devido a infraestrutura, produção dos equipamentos e utensílios.

Análise do inventário

O inventário das entradas e saídas do sistema foi feito entre os meses de fevereiro e setembro de 2015 (Tabela 1). Nesse período, foram feitas medições, reuniões com a gerência e colaboradores da fábrica e análises dos registros de produção (julho/2014 a junho/2015).

Tabela 1: Inventário para a fabricação de 1 kg de queijo.

ENTRADAS		SAÍDAS	
Item	Quantidade	Item	Quantidade
Leite cru	7,74 kg	Queijo	1,00 kg
Leite desnatado	1,64 kg	Soro	8,46 kg
Água	0,013 m^3	Água residual	0,013 m^3
Energia elétrica	0,510 kWh	Fuligem	0,016 kg
Ingredientes		Cinzas	0,597 kg
Cloreto de cálcio	0,00201 kg	Resíduo de plástico (polietileno e polipropileno)	0,0030 kg
Cloreto de sódio (sal)	0,0655 kg	**TRANSPORTES**	
Cultura láctea	$9,07 \times 10^{-5}$ kg	Item	Quantidade
Coalho	$3,63 \times 10^{-6}$ m^3	Transporte do leite cru (da fazenda para a fábrica)	492,83 kg.km
Embalagem e rótulo		Transporte dos bens de entrada para a fábrica[b]	162,17 kg.km
Filme termoencolhível (embalagem)	0,00698 kg	Transporte dos resíduos de produção (soro)	38,35 kg.km
Filme BOPP[a] (rótulo)	0,000566 kg		
Madeira	0,613 kg		
Agentes de limpeza			
Detergente ácido	$2,58 \times 10^{-6}$ m^3		
Detergente alcalino	$9,68 \times 10^{-7}$ m^3		
Hipoclorito de sódio	$4,53 \times 10^{-6}$ m^3		

[a]BOPP: Bi-axial polipropileno orientado

[b]Bens de entrada: cloreto de cálcio, cloreto de sódio, cultura láctea, coalho, filme termoencolhível, filme BOPP, madeira, detergente ácido, detergente alcalino e hipoclorito de sódio.

Os valores de consumo de água e energia elétrica foram obtidos nos talões das concessionárias e a quantidade de madeira foi determinada por meio do volume consumido diariamente, convertido em massa a partir da sua densidade (≈ 274 kg/m^3).

Avaliação de impacto

Os impactos ambientais foram avaliados no programa SimaPro, versão 8.0.5.13. Nove inventários do ciclo de vida (ICV's) foram selecionados nas bases de dados do programa para representar os itens inventariados (Tabela 2). O método ReCiPe Midpoint, versão 1.12, com modelo hierárquico (H) foi selecionado.

Tabela 2: Conjunto de processos e suas respectivas bases de dados, selecionados no *software* SimaPro para a avaliação dos impactos ambientais associados à fabricação do queijo.

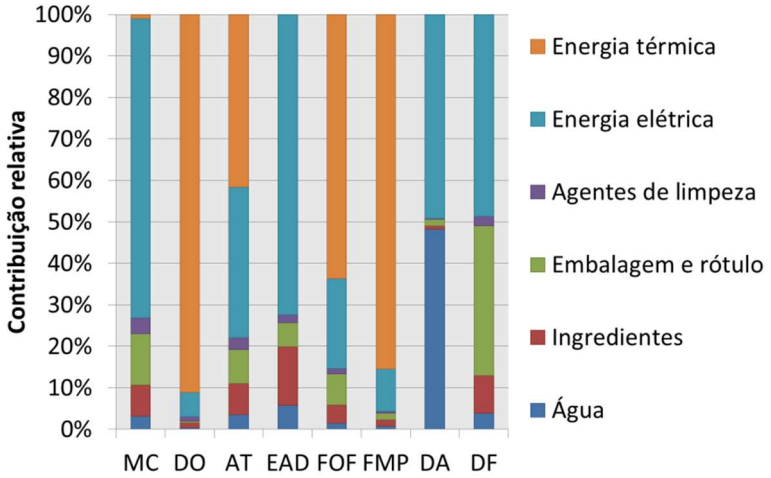
Item		Processo	Base de dados[a,b]
Energia térmica (madeira)		Wood waste, unspecified, combusted in industrial boiler/US	USLCI
Energia elétrica		Electricity, medium voltage {BR}| market for | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
Agentes de limpeza	Detergente ácido	Nitric acid, without water, in 50% solution state {GLO}| market for | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
	Detergente alcalino	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO}| market for | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
	Hipoclorito de sódio	Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state {GLO}| market for | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
Embalagem e rótulo	Filme BOPP	Oriented polypropylene film E	Industry data 2.0
	Filme termoencolhível	Packaging film, low density polyethylene {RoW}| production | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
Ingredientes	Cloreto de sódio	Sodium chloride, powder {GLO}| market for | Alloc Def, U	Ecoinvent 3
Água		Tap water {RoW}| tap water production, conventional treatment | Alloc Def, U	Ecoinvent 3

[a]http://www.ecoinvent.org/
[b]U.S. Life Cycle Inventory Database (2012). National Renewable Energy Laboratory, 2012. Accessed March 07, 2016: https://www.lcacommons.gov/nrel/search

Resultados e Discussão

Na categoria MC, a produção da embalagem e de energia elétrica contribuiu em 12% e 72% (Figura 2), respectivamente, para o total apresentado (Tabela 3). Em ambos os casos, as emissões de dióxido de carbono (CO2) liberadas durante a queima de combustíveis fósseis (como o carvão, gás natural e petróleo) para a produção de energia foram apontadas como as principais fontes de impacto.

Figura 1: Contribuição relativa associada às atividades de fabricação do queijo para cada categoria de impacto.



MC = mudanças climáticas, DO = depleção do ozônio, AT = acidificação terrestre, EAD = eutrofização de água doce, FOF = formação de oxidantes fotoquímicos, FMP = formação de material particulado, DA = depleção de água e DF = depleção fóssil.

Na categoria DO, a produção de energia térmica contribuiu em 91% para o total apresentado. Emissões de tetracloreto de carbono (CFC-10), composto normalmente utilizado como fluido refrigerante, pesticida ou agente extintor, foram apontadas como principais causas.

Tabela 3: Avaliação dos impactos ambientais associados à fabricação do queijo.

Categorias de impacto*	Unidade	Total
MC	kg CO_{2eq}	0,172
DO	kg CFC-11_{eq}	9,94E-08
AT	kg SO_{2eq}	1,03E-03
EAD	kg P_{eq}	3,25E-05
FOF	kg NMVOC	1,17E-03
FMP	kg $PM10_{eq}$	1,79E-03
DA	m^3	0,027
DF	kg oil_{eq}	0,038

*MC = Mudanças climáticas, DO = Depleção do ozônio, AT = Acidificação terrestre, EAD = Eutrofização de água doce, FOF = Formação de oxidantes fotoquímicos, FMP = Formação de material particulado, DA = Depleção de água, DF = Depleção fóssil.

A produção de energia térmica e elétrica contribuiu em 42% e 36%, respectivamente, para o total apresentado na categoria AT. Emissões de óxidos de nitrogênio (NOx) e monóxido de carbono (CO) liberadas durante a queima da madeira foram as principais fontes de impacto na produção da energia térmica; na produção de energia elétrica, as principais fontes foram as emissões dióxido de enxofre (SO2) e amônia (NH3) liberadas na queima de combustíveis fósseis e do bagaço de cana-de-açúcar (biomassa), respectivamente.

Na categoria EAD, a produção de energia elétrica contribuiu em 72% para o total apresentado. Emissões de fosfato (PO43-) para a água liberadas durante a mineração do linhito (uma variedade de carvão utilizada como combustível) foi apontada como principal fonte. A disposição final do minério em locais inadequados pode causar desequilíbrio nos ecossistemas aquáticos.

A geração de energia térmica e elétrica contribuiu em 64% e 22%, respectivamente, para o total apresentado na categoria FOF. Emissões de monóxido de carbono (CO) e de óxidos de nitrogênio (NOx) liberadas na queima da madeira e as emissões de monóxido de carbono (CO) liberadas na queima de biomassa (cana-de-açúcar) foram as fontes de impacto na produção da energia térmica e elétrica, respectivamente.

Na categoria FMP, a geração de energia térmica e elétrica contribuiu em 85% e 10% para o total apresentado. A emissão de partículas finas e inaláveis (diâmetro compreendido entre 2,5 µm e 10 µm) e de óxidos de nitrogênio (NOx) liberadas durante a queima da madeira foram apontadas como principais fontes na produção da energia térmica. Na produção de energia elétrica, a emissão de partículas menores que 2,5 µm e de dióxido de enxofre (SO2) liberadas na queima de carvão e derivados do petróleo foram as principais fontes impacto.

Na categoria DA, o consumo de água para a fabricação do queijo e produção de energia elétrica foram os maiores contribuintes. No primeiro caso, a captação de água dos rios, tratamento e utilização na fábrica contribui naturalmente para o seu esgotamento. O uso indiscriminado e fora de algum padrão que preserve a disponibilidade dos recursos hídricos pode acentuar o nível desse impacto. Na produção de energia elétrica, o uso de água para a irrigação das plantações de cana-de-açúcar e obtenção do bagaço (biomassa) foi a principal fonte apontada na avaliação.

Na categoria DF, a exigência de combustíveis fósseis para a geração de energia foi a principal fonte apontada pela avaliação e que direcionaram as contribuições da produção da embalagem e da produção de energia elétrica. A utilização de óleo combustível na operação de extrusão da embalagem e do gás natural, óleo bruto e carvão para a produção de eletricidade foram as fontes apontadas na avaliação.

Os resultados apresentados nas categorias de impacto estão de acordo com outros estudos publicados na literatura (DJEKIC et al., 2014; GONZÁLEZ-GARCÍA et al. 2013a, 2013b).

González-García et al. (2013a) descreveram a geração de energia elétrica e térmica como importantes fontes de impacto ambientais no ciclo de vida do queijo San Simon da Costa, uma variedade com denominação de origem protegida, fabricada na Espanha. Nas categorias de impacto aquecimento global e acidificação a contribuição da geração elétrica chegou a 20% e 29%, respectivamente. A geração de energia térmica, a partir de óleo combustível, foi responsável por 25% do impacto total na fase de processamento do queijo para a categoria aquecimento global, 27% para depleção dos recursos abióticos e 39% para depleção do ozônio.

Djekic et al. (2014), ao avaliar o ciclo de vida de seis derivados lácteos fabricados na Sérvia, entre os quais o queijo, concluíram que o consumo de energia elétrica foi um dos principiais fluxos elementares identificados. A conclusão se baseou nas emissões de dióxido de carbono (CO2) liberadas no processo de geração de energia, que dependia de fontes não renováveis. Entre os derivados lácteos, o queijo foi o produto que demandou a maior quantidade de energia para ser fabricado.

González-García et al. (2013d) citaram a geração de energia (térmica e elétrica) como os principais fluxos elementares do ciclo de vida do queijo fabricado em Portugal. Na fase de processamento do queijo, sua contribuição foi de 74% para a categoria depleção de recursos abióticos e 37% para a acidificação. A geração de energia térmica, com óleo combustível, contribuiu com 54% para a categoria formação de agentes foto-oxidantes e 72% para depleção do ozônio.

Trabalhos desenvolvidos com outros derivados lácteos, como o leite pasteurizado e UHT, também citaram a geração de energia como um importante hotspot do ciclo de vida dos produtos (FANTIN et al., 2012; GONZÁLEZ-GARCÍA et al., 2013c; HOSPIDO et al., 2003).

Conclusão

A produção de energia térmica, de energia elétrica, das embalagens e o consumo de água foram os aspectos ambientais que mais contribuíram para as categorias de impacto avaliadas.

Os resultados obtidos descrevem os potenciais impactos em um território específico do estado da Bahia. Devido às dimensões geográficas do Brasil, os valores apresentados podem sofrer variações causadas por diferentes fatores, como práticas de produção, características regionais, formas de processamento, escala da fábrica e tecnologia de produção adotada.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (Fapesb) e o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), financiadores do trabalho.

Referências Bibliográficas

BERLIN, J. (2002) Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. *Int. Dairy J.* V. 12, pp. 939-953.

DJEKIC, I., MIOCINOVIC, J., TOMASEVIC, I., SMIGIC, N., TOMIC, N. (2014) Environmental life-cycle assessment of various dairy products. *J. Clean. Prod.* V. 68, pp. 64-72.

FANTIN, V., BUTTOL, P., PERGREFFI, R., MASONI, P. (2012) Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study. *J. Clean. Prod.* V. 28, pp. 150-159.

GONZALEZ-GARCIA, S., CASTANHEIRA, É. G., DIAS, A. C., ARROJA, L. (2013b) Environmental performance of a Portuguese mature cheese-making dairy mill. *J. Clean. Prod.* V. 41, pp. 65-73.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., CASTANHEIRA, É. G., DIAS, A. C., ARROJA, L. (2013c) Using Life Cycle Assessment methodology to assess UHT milk production in Portugal. *Sci. Total Environ.* V. 442, pp. 225-234.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., HOSPIDO, A., MOREIRA, M. T., FEIJOO, G., ARROJA, L. (2013a) Environmental life cycle assessment of a Galician cheese: San Simon da Costa. *J. Clean. Prod.* V. 52, pp. 253-262.

HOSPIDO, A., MOREIRA, M. T., FEIJOO, G. (2003) Simplified life cycle assessment of Galician milk production. *Int. Dairy J.* V. 13, pp. 783-796.

ISO - International Organization for Standardization (2006) ISO 14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment – Principles and Framework. Geneva.

ISO - International Organization for Standardization (2006) ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. Geneva.

KIM, D., THOMA, G., NUTTER, D., MILANI, F., ULRICH, R., NORRIS, G. (2013) Life cycle assessment of cheese and whey production in the USA. *Int. J. Life Cycle Ass.* V. 18, pp. 1019-1035.

LÉIS, C. M. de, CHERUBINI, E., RUVIARO, C. F., DA SILVA, V. P., LAMPERT, V. do N., SPIES, A., SOARES, S. R. (2015) Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. *Int. J. Life Cycle Ass.* V. 20, pp. 46-60.

NIGRI, E. M., DE BARROS, A. C., ROCHA, S. D. F., FILHO, E. R. (2014) Assessing environmental impacts using a comparative LCA of industrial and artisanal production processes:" Minas Cheese" case. *Ciência Tecnol. Alime.* V. 34, pp. 522-531.

ROY, P.; NEI, D.; ORIKASA, T.; XU, Q.; OKADOME, H.; NAKAMURA, N.; SHIINA, T. (2009) A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *J. Food Eng.* V. 90, N. 1, pp. 1-10.

VERMEULEN, S. J.; CAMPBELL, B. M.; INGRAM, J. S. I. (2012) Climate change and food systems. *Annu. Rev. Env. Resour.* V. 37, N. 1, pp. 195.

Avaliação do Ciclo de Vida de Hidrogéis para aplicação na agricultura

Edilene Pereira Andrade[1], Diego Magalhães do Nascimento[2], Maria Cléa Brito de Figueirêdo[3], Morsyleide de Freitas Rosa [4]

[1] *Universidade Federal do Ceará*
[2] *Universidade Federal do Ceará*
[3] *Embrapa Agroindústria Tropical*
[4] *Embrapa Agroindústria Tropical*

Resumo. *Hidrogéis superabsorventes são polímeros hidrofílicos reticulados que têm a capacidade de sorver e manter em sua estrutura soluções aquosas sem se dissolverem. Os hidrogéis podem ser puros ou estar misturados com cargas minerais, dando origem aos compósitos que tanto diminuem os custos econômicos de produção, como agregam melhorias nas características físicas e químicas dos hidrogéis sintetizados. O objetivo deste trabalho é comparar os impactos ambientais, de dois sistemas de produção, de hidrogéis superabsorventes, em escala laboratorial: sistema A, produção do hidrogel copolimérico de acrilamida-acrilato de potássio (Pam Acril) e o sistema B, produção do compósito com casca de ovo (CalG20). Seguiram-se as normas NBR ISO 14040 e 14044 para a Avaliação do Ciclo de Vida. A fronteira dos sistemas desse trabalho abrange a produção dos hidrogéis (processos de síntese, lavagem e secagem) e dos insumos (água, energia e reagentes químicos). A unidade funcional utilizada foi um hidrogel com a capacidade de absorção de 1 L de água, implicando na necessidade de produzir 1,368 g do hidrogel PamAcril e 0,901 g do CalG20. O programa utilizado foi o Sima Pro versão 8.0, e a base de dados foi a do Ecoinvent v.3.0. Os métodos utilizados para a avaliação dos impactos ambientais foram: o ReCiPe na versão hierárquica, considerando os impactos de mudança climática, eutrofização, acidificação; Pfister, para o estudo de escassez hídrica e o USEtox, para análise dos impactos de toxicidade humana (cancerígena e não cancerígena) e ecotoxicidade. Os resultados desse estudo mostram que o hidrogel produzido no sistema A gera maior impacto ambiental quando comparado ao sistema B, em todas as categorias analisadas, causando cerca de duas vezes mais impacto. A análise de incerteza pelo método de Monte Carlo confirma os resultados com uma significância de mais de 95% em todas as categorias de impacto avaliadas. Analisando separadamente as etapas em ambos os sistemas, os maiores impactos se devem ao consumo de energia na etapa de secagem e ao consumo de água na etapa de lavagem. Para redução dos impactos nos dois sistemas, sugere-se modificações na etapa de secagem.*

Palavras-chave. *Impactos ambientais, acrilamida, casca de ovo, hidrogel*

Introdução

Hidrogéis superabsorventes são polímeros reticulados que têm a capacidade de sorver e manter em sua estrutura soluções aquosas com uma massa centenas e até milhares de vezes maiores que a sua, sem perda de sua estrutura química por solubilização e/ou degradação de suas cadeias hidrofílicas (FEKETE *et al*., 2014).

Segundo Wang e Boogher (1987), os hidrogéis são usados desde a década de 80 como condicionadores de solos, onde sua alta capacidade de absorção de água em um curto intervalo de tempo e liberação lenta são características muito atrativas para uso na agricultura. Assim, os hidrogéis são importantes quando se trata de ambientes com elevados índices de escassez, como, por exemplo, o semiárido brasileiro.

Quando puros os hidrogéis mostram propriedades que muitas vezes não correspondem às especificações técnicas que deveriam ter os produtos finais (LIMA, 2007). Assim, cargas minerais têm sido utilizadas em misturas com os hidrogéis, tendo por finalidade diminuir os custos e, mais importante, agregar melhorias nas características físicas e químicas desses produtos (BOTELHO, 2006).

O carbonato de cálcio é um dos materiais mais absorventes que existem na natureza (FAN, 2007) e que pode ser usado como carga mineral nos hidrogéis. A casca de ovo é composta por 94% de carbonato de cálcio e, como a maioria dos resíduos industriais, ela é descartada no ambiente, com potencial de gerar poluição do meio (MURAKAMI *et al*, 2007; IYER e TORKELSON, 2014).

Como todo produto, o hidrogel tem potencial de gerar impactos ambientais, sendo necessário identificar os aspectos ambientais relacionados ao seu ciclo de vida para indicar alternativas de produção menos impactantes, evitando-se problemas antes da sua produção em escala industrial. É importante identificar e comparar os vários processos viáveis de produção de hidrogel e, dessa maneira, poder optar por aquele que causará menor impacto na natureza e nos seus recursos.

Nesse contexto, esse trabalho busca comparar os impactos ambientais causados por dois sistemas de produção de hidrogéis, em escala experimental e definir qual sistema é o que provoca menor impacto no meio ambiente. Os sistemas de produção em estudo são: sistema A, produção do hidrogel copolimérico de acrilamida-acrilato de potássio (Pam Acril) e o sistema B, produção do compósito com casca de ovo (CalG20).

Metodologia

Esse estudo seguiu as normas NBR ISO 14040 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura - e 14044 - Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações - para a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

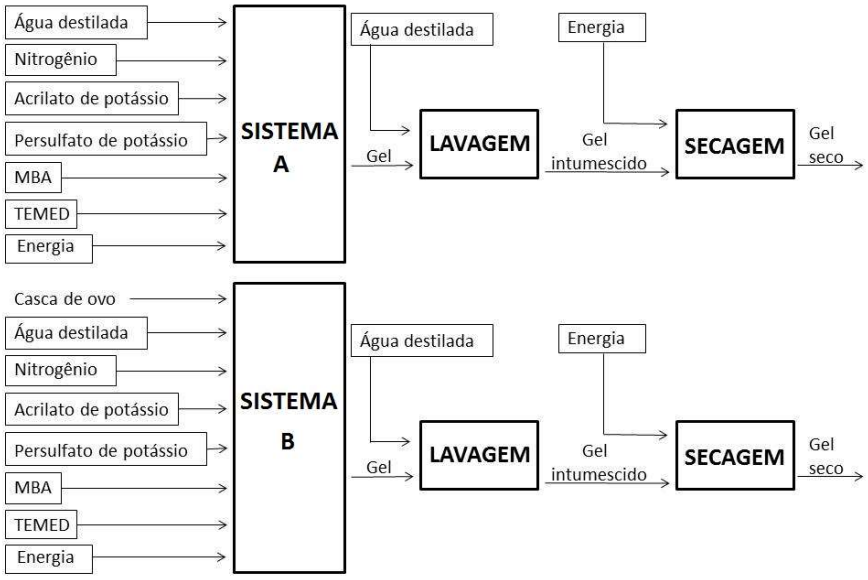
A unidade funcional adotada é a quantidade necessária de hidrogel para absorver 1l de água. Assim, o fluxo de referência adotado foi 1,368 g de hidrogel do sistema Pam Acril e 0,901 g de hidrogel do sistema CalG 20.

O processo de produção dos hidrogéis envolve 3 etapas (síntese, lavagem e secagem) para o sistema Pam Acril e 4 etapas (preparação das cascas de ovos, síntese, lavagem e secagem) para a produção no sistema CalG20. Nesse estudo, não foi considerada a etapa de coleta e transporte das cascas de ovos, pois considerou-se que todos os impactos gerados não são devido à casca do ovo, mas sim do seu conteúdo. Além do mais, a lavagem das cascas é somente para retirar o odor.

O escopo desse trabalho é do berço ao portão, abrangendo os processos de produção de insumos e de hidrogel (figura 1). Os dados de inventário referentes aos sistemas Pam Acril (sistema A) e CalG20 (sistema B) foram coletados no Laboratório de Polímeros da Universidade Federal do Ceará. Dados referentes à produção de insumos foram obtidos na base de dados Ecoinvent (FRISCHKNECHT & JUNGBLUTH, 2007).

Essa base de dados não possuía inventário de produção do acelerador da reação N,N,N',N'–tetrametiletilenodiamino (TEMED) e do reticulante N,N'–metilenobisacrilamida (MBA). Entretanto, foi possível desconsiderar esses processos, pois em relação a massa total de materiais utilizados nos sistemas A e B, a massa desses reagentes representam menos de 0,005% do total da etapa de síntese (16,946 g no sistema B), sendo a massa do TEMED de 0,002 g (no sistema B) e a do MBA de 0,005 g (no sistema B), o mesmo vale para o sistema A. Em relação ao iniciador persulfato de potássio (KPS), utilizaram-se os dados referentes ao persulfato de sódio. Essa alteração não causará grandes mudanças, pois a mudança do cátion não influencia a síntese, segundo o método desenvolvido por Bezerra (2015).

Figura 1: Fronteira da ACV



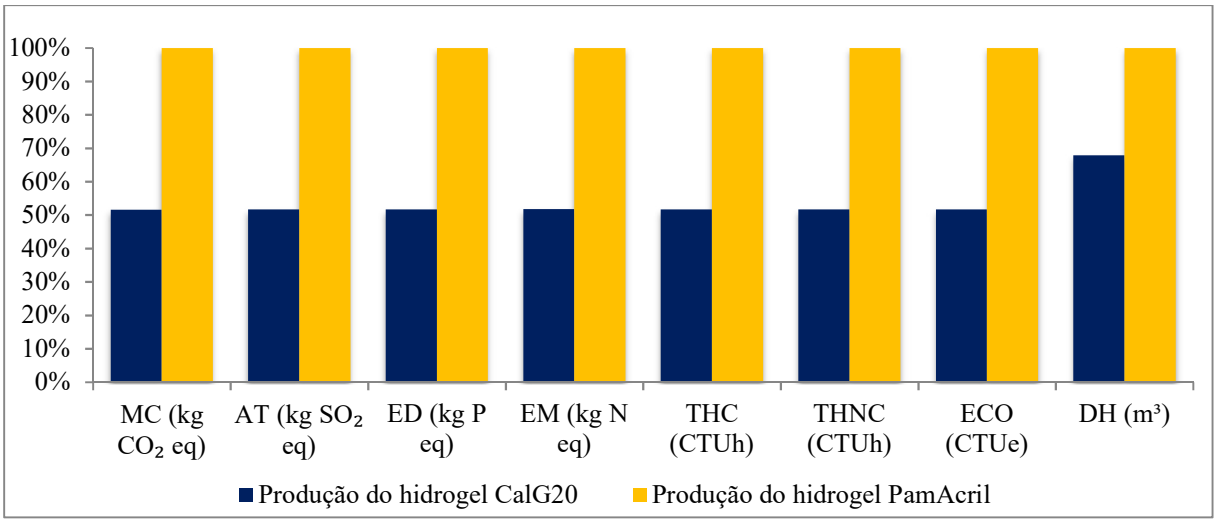
Os cálculos dos consumos de energia nos processos de produção foram feitos considerando a potência em quilowatts-hora (kWh), o tempo (h) e a capacidade mássica de cada equipamento em cada processo unitário. Para o cálculo do volume de nitrogênio considerou-se a vazão do gás multiplicada pelo tempo em que permaneceu aberto o cilindro contendo o gás.

Para análise dos efluentes resultantes da etapa de lavagem realizou-se o TOC para determinação de nitrogênio total, Método de Volumetria de Complexação para determinação da dureza da água (para o Calg20) e o método de HPLC para determinação da acrilamida liberada no efluente.

Os impactos de cada processo foram calculados no software Sima Pro 8.0. Os impactos nas categorias de eutrofização de águas doces (ED), eutrofização marinha (EM), mudanças climáticas (MC) e acidificação terrestre (AT) foram calculados pelo método ReCiPe *midpoint*, versão hierárquica (GOEDKOOP *et al*., 2009). Na categoria de escassez hídrica (EH), método de Pfister (PFISTER *et al*, 2009). Já para as categorias toxicidade humana cancerígena (THC) e não cancerígena (THNC) e ecotoxicidade (ECO) foi usado o modelo USEtox (ROSENBAUM *et al*., 2008).

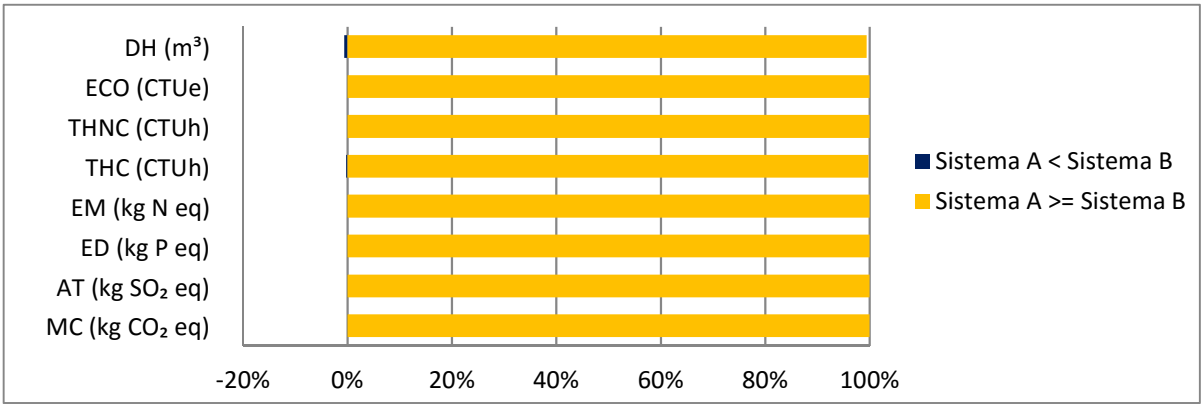
Comparando os dois sistemas A e B de produção dos hidrogéis, percebe-se que o Pam Acril causa maior impacto que o CalG20 em todas as 8 categorias utilizadas (Gráfico 1).

Gráfico 1: Comparação dos impactos causados pelos sistemas A e B



A análise de incerteza realizada pelo Método de Monte Carlo ratifica o resultado apresentado anteriormente. Pelo gráfico 2 é possível ver que o sistema A apresenta maior impacto em mais de 95% dos ciclos em todas as categorias.

Gráfico 2: Análise de incerteza pelo Método de Monte Carlo



Analisando os dois processos de produção separadamente, percebeu-se que a etapa que provoca maior impacto é a de secagem, pelo alto uso de energia na estufa. Assim, propôs-se um novo cenário no processo de secagem, onde o hidrogel foi secado ao ar livre. Na tabela 2 é mostrada a redução dos impactos nos processos de produção dos hidrogéis Pam Acril e CalG20 com a retirada da secagem na estufa. É possível perceber que a redução para o Pam Acril é de mais de 90% em todas as categorias, pois a energia utilizada no processo é basicamente para a secagem na estufa. Já para o CalG20, as reduções variaram entre 3% e 91%, isso se deve ao fato de que a energia é utilizada tanto na secagem como na homogeneização das cascas de ovo.

Tabela 2: Redução dos impactos após novo cenário para Sistemas A e B

Categoria de impacto	Pam Acril	Pam Acril-sem estufa	Redução de emissões (%)	CalG20	CalG20 - sem secagem	Redução de emissões (%)
MC (Kg CO_2 eq)	45,49	0,046	99,99	23,48	2,23	90,5
AT (Kg SO_2 eq)	0,054	0,00019	99,64	0,0028	0,0027	3,57
ED (Kg P eq)	0,0079	0,0000172	99,78	0,0041	0,0004	90,24
EM (Kg N eq)	0,0023	0,000023	99	0,0012	0,00012	90
THC (ctuh)	0,0000023	5,4E-09	99,76	0,0000012	0,00000012	90
THNC (ctuh)	0,000012	1,9E-08	99,84	0,0000063	0,00000061	90,31
Eco (ctue)	254,74	0,59	99,76	131,56	13,011	90,11
EH(m^3)	0,071	0,0054	92,39	0,045	0,0093	79,33

Considerando que a produção dos hidrogéis requer grande quantidade de água e que a acrilamida liberada nos efluentes é potencialmente cancerígena, propõe-se investigar a reutilização da água de lavagem e recuperação da acrilamida nos efluentes. Propõe-se também verificar a possibilidade do uso de polímeros naturais, como a celulose, em substituição parcial da acrilamida.

Conclusões

No estudo comparativo entre os dois sistemas de produção de hidrogéis, observa-se que o sistema Pam Acril resulta em maiores impactos ambientais do que o sistema CalG20, em todas as categorias de impacto consideradas no trabalho. Segundo a análise de incerteza realizada, todas as categorias são confiáveis para o estudo, pois seu grau de confiabilidade de 95% foi alcançado.

No sistema em que há produção do hidrogel copolimérico de acrilamida-acrilato de potássio (Pam Acril), o consumo energético é o responsável pelo maior impacto ambiental em todas as categorias consideradas. No sistema em que há produção do hidrogel compósito com casca de ovo (CalG20), o consumo energético também é o principal responsável pelo impacto nas categorias avaliadas.

Para próximos estudos, indica-se avaliar a possibilidade de recuperação da acrilamida liberada em efluentes e reuso da água nas etapas de lavagem do hidrogel.

Referências

BEZERRA, M. N. Hidrogéis superabsorventes compósitos de poli(acrilamida-*co*-acrilato de potássio) e carbonatos para aplicação agrícola. Tese de Doutorado- Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, (2015).

BOTELHO T. B., Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, (2006). Dissertação de Mestrado.

FAN, L., 2007. Cascas de ovos recicladas produzem colágeno e hidrogênio. Inovação Tecnológica. Disponível em: http://www.inovacaotecnologica.com.br/noticias/noticia.php ?artigo=010125071001 . Acessado em: 09/01/2016.

FEKETE, T.; BORSA, J.; TAKÁCS, E.; WOJNÁROVITS, L., Cellulose, 21, (2014), 4157-4165.

FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH N. Ecoinvent: overview and methology. Dubendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.

GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., SCHRYVER, A., J., ZELM, R.. ReCiPe 2008. Holanda: PRé Consultants, University of Leiden, Radboud University (CML) e National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), 2009.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040: environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Genebra: ISO: 2006a.

ISO 14044: environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. Genebra: ISO: 2006b.

IYER, K. A.; TORKELSON, J. M., Composites Science and Technology, 102, (2014), 152-160.

LIMA, A. P. D., Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, (2008). Dissertação de Mestrado.

MURAKAMI, F. S.; RODRIGUES, P. O.; CAMPOS, C. M. T. e SILVA, M. A. S. Ciências e Tecnologia de Alimentos, 27, (2007), 658-662.

PFISTER, S.; KOEHLER, A; HELLWEG, S. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. Environm. Sci. Technol., v. 43, p.4098-4104, 2009.

ROSENBAUM, R.K., BACHMANN, T.M., GOLD, L.S., HUIJBREGTS, M.A.J., JOLLIET, O., JURASKE, R., KÖHLER, A., LARSEN, H.F., MacLEOD, M., MARGNI, M., McKONE, T.E., PAYET, J., SCHUHMACHER, M., VAN DE MEENT, D., HAUSCHILD, M.Z. (2008): USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 13, n. 7, p. 532-546, 2008.

WANG, Y. T.; BOOGHER, C. A., Journal of Environment Horticulture, 5, (1987), 125-127.

Avaliação do Ciclo de Vida de Nanocompósitos

Ana Claudia Carneiro da Silva Braid[1], Morsyleide Freitas Rosa[2], Maria Clea de Brito Figueirêdo[2]

[1]Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Ceará, anaclaudiabraid@gmail.com
[2]Embrapa Agroindústria Tropical

Resumo.

Filmes bionanocompósitos vêm sendo de especial interesse para a indústria de embalagens devido as características ambientais e funcionais desses novos produtos. Há uma vasta variedade de combinações possíveis entre matriz/carga, possibilitando a criação de diversos filmes com funções semelhantes. Este trabalho utilizará a avaliação do ciclo de vida como ferramenta de tomada de decisão quanto a melhor combinação matriz/carga, em termos ambientais, para desenvolvimento de filmes. As matrizes estudadas foram amido de milho e gelatina da pele da tilápia, e para função de carga, nanocristais de celulose (NCC) obtidos a partir da fibra da casca do coco verde e línter de algodão. Assim foram comparados os impactos ambientais de ciclo de vida dos seguintes filmes: i)Amido/NCC coco (AmC); ii)Amido/NCC línter (AmL); iii)Gelatina/NCC coco (GelC) iv)Gelatina/NCC línter (GelL). A fronteira do sistema estabelecida foi "cradle to gate", com unidade funcional de 100 g de filme. Os inventários da gelatina e dessas cargas foram levantados em laboratórios, sendo a quantidade de NCC estabelecida pela teoria de percolação. Os dados referentes a produção de amido e glicerol, usado como plastificante, foram extraídos do ecoinvent v.3. Os impactos foram analisados utilizando-se do método Recipe (H), avaliando-se as categorias de mudança climática, eutrofização hídrica, acidificação terrestre, depleção hídrica, ecotoxicidade, toxicidade humana cancerígena e não cancerígena. A análise de incerteza foi realizada utilizando-se o método de Monte Carlo. Os resultados da avaliação comparativa de impactos baseada em valores médios mostram que o compósito de AmL apresentou maior impacto em seis das sete categorias estudadas, seguido dos compósitos GelL e AmC. O compósito com melhor desempenho ambiental foi GelC, com menores impactos nas categorias eutrofização, acidificação terrestre e ecotoxicidade. Entretanto, a análise de erro dos compósitos com melhor e pior desempenho ambiental mostrou que não existe diferença estatística significativa entre esses dois produtos, considerando um nível de significância de 95%. Conclui-se que, os filmes avaliados apresentam desempenho ambiental semelhante, podendo-se prosseguir nas pesquisas para escalonamento da produção de quaisquer desses filmes.

Palavras-chave: *Bionanocompósitos, Nanocristais de celulose, Avaliação ambiental.*

Introdução

Com a iminente escassez dos recursos fósseis, distribuição desigual, e preços progressivamente mais caros, produtos alternativos aos polímeros provenientes de fonte de petróleo vêm sendo cada vez mais estudados pela comunidade cientifica. Os polímeros oriundos de recursos renováveis, entendendo-se que é renovado a curto prazo, não geoquimicamente, apresentam-se como materiais potencialmente disponíveis e capazes de substituição parcial dos poliméricos sintéticos. Dentro desse contexto, os filmes bionanocompósitos vêm sendo de especial interesse para a indústria de embalagens devido as características ambientais e funcionais desses novos produtos (AZEREDO et al, 2014a).

Os bionanocompósitos são definidos como compósitos poliméricos que possuem ao menos uma das suas fases constituintes, matriz e carga, provenientes de fontes renováveis (DUFRESNE, 2010). A matriz é o componente mais flexível do compósito, podendo ser proveniente de diversas fontes orgânicas como amido, purê de frutas, goma de cajueiro, ácido lático, colágeno, gelatina e derivados do petróleo. Já como carga, podemos citar os nanocristais de celulose, objeto deste estudo, que são domínios cristalinos de alta resistência (SILVA, D'ALMEIDA, 2009), que podem ser obtidos a

partir de diversas fontes, como celulose bacteriana, tunicina (proveniente dos tunicados) e fibras vegetais lignocelulósicas (DUFRESNE, 2010).

Entretanto, com o maior compromisso de empresas e consumidores com a produção e consumo sustentáveis, estudos mostrando o desempenho ambiental de produtos são fundamentais ainda na etapa de seu desenvolvimento tecnológico. A avaliação de desempenho ambiental de uma inovação tecnológica analisa se o processo produtivo e o produto obtido estão de acordo com critérios ambientais pré-estabelecidos, objetivando melhorias no processo e um produto menos impactante ao meio ambiente (FIGUEIREDO, 2012). Logo, para que bionanocompósitos sejam caracterizados como produtos com um bom desempenho ambiental, é importante analisar aspectos ambientais relevantes na escolha da melhor matéria-prima, matriz polimérica e nanocristais de celulose para a sua obtenção, identificando-se pontos críticos e oportunidades de redução dos impactos ambientais potenciais.

Neste sentido, este trabalho utiliza a avaliação do ciclo de vida como ferramenta de tomada de decisão quanto a melhor combinação matriz/carga, em termos ambientais, para desenvolvimento de filmes bionanocompósitos.

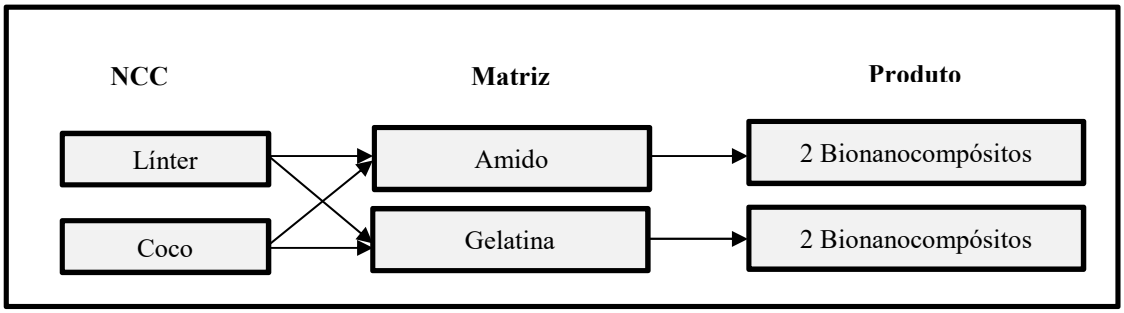
Materiais e Métodos

Composição dos filmes bionanocompósitos

Foi avaliado o desempenho ambiental de quatro possíveis filmes bionanocompósitos. Estes filmes foram formulados a partir de simulações com diferentes combinações entre as matrizes poliméricas e NCC obtidos de diferentes fontes. As matrizes poliméricas utilizadas foram: amido de milho e gelatina extraída da pele da tilápia (*Oreochromis niloticus*), e como função de carga, os nanocristais de celulose obtidos a partir da fibra da casca do coco verde (NASCIMENTO, 2014) e fibra do línter de algodão (MORAIS, 2013).

A figura 1 apresenta de forma simplificada as combinações realizadas entre matrizes e NCC utilizadas neste estudo, gerando os seguintes filmes: i) Amido/NCC coco (AmC); ii) Amido/NCC línter (AmL); iii) Gelatina/NCC coco (GelC); iv) Gelatina/NCC línter (GelL).

Figura 4: Combinações realizadas a partir de diferentes matrizes poliméricas e nanocristais de

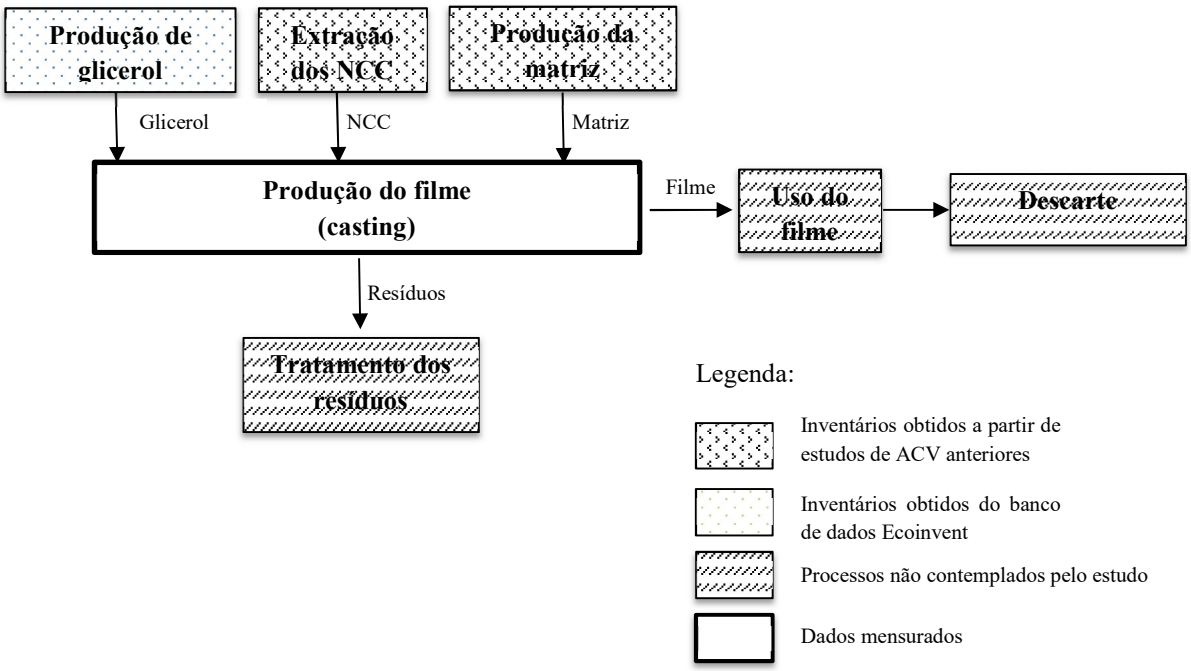


O processo considerado para a obtenção teórica dos filmes foi o método de *casting*. Este, consiste na homogeneização dos constituintes do filme (matriz polimérica, solvente, plastificante e carga) e posterior separação das macromoléculas do solvente utilizado por evaporação. Foi considerado para este estudo uma evaporação de 92% do solvente utilizado (AZEREDO, 2013).

Função da tecnologia, unidade funcional e escopo do estudo

A função do processo é a produção de filmes com maior capacidade de reforço. Assim, a unidade funcional utilizada é 100g de filme com capacidade mínima de reforço derivada da teoria da percolação.
A fronteira do sistema estabelecida contempla as cadeias de produção das matrizes poliméricas, processos de extração de nanocristais, das fibras vegetais e produção de glicerol. O escopo é do "berço ao portão" considerando que os experimentos ainda estão em escala laboratorial, não sendo contempladas as fases de uso e descarte dos filmes bionanocompósitos.
Para integração dos dados das cadeias produtivas e simulações dos impactos no ciclo de vida, foi utilizado o software SimaPro 8.0.13.

Figura 5: Sistema de produto.



Coleta de dados de inventário

O inventário da produção dos filmes bionanocompósitos foi elaborado por meio de cálculos do índice de percolação para quantificação dos NCC em cada matriz. Foram coletados dados de quantidade em massa e proporção entre matriz polimérica, solvente, e quando necessário, plastificante (glicerol) na literatura disponível.

Os inventários de produção das matrizes PLA e Amido foram obtidos a partir do banco de dados Ecoinvent v.3. Para a matriz gelatina da pele da tilápia, o inventário de produção foi obtido a partir de dados publicados por Sampaio (2015). Para a composição dos inventários de produção dos NCC a partir do línter e fibra de coco os dados foram obtidos a partir de trabalhos publicados por Braid (2013) e Nascimento et al (2014), respectivamente.

Cálculo das frações de NCC

O cálculo da quantidade de nanocristais de celulose necessária para que haja melhoria de propriedades mecânicas para cada combinação de NCC e matriz foi realizado a partir da teoria de percolação. Os valores da razão de aspecto (L/d) de cada fonte de nanocristais, estão apresentados na Tabela 2. Foi considerado para os cálculos de fração mássica, a densidade 1,6 g/mL para os NCC (FAVIER et al, 1997), 1,25 g/mL para o PLA (MORELLI, 2014), 1,41 g/mL para a gelatina (NUNES, 2014) e 1,45 g/mL para o amido (VIA FARMA, 2015).

Tabela 2: Razão de aspecto dos NCC.

Fonte vegetal para o NCC	L/d	L/d (Valor Médio)
Coco[a]	39 ± 14	39
Línter[b]	19 ± 2	19

[a] Rosa et al, 2010. [b] Moraes *et al*, 2012. [c] Souza, 2015. [d] Teixeira *et al*, 2010.

Avaliação de impactos

O método Recipe 1.11, na versão hierárquica, é utilizado para avaliação em nível intermediário *(midpoint*) das categorias mudança climática, acidificação, eutrofização de águas doce e depleção hídrica. O método Usetox foi utilizado no estudo das categorias toxicidade humana (cancerígena e não-cancerígena) e ecotoxicidade (águas doces).

A matriz pedigree foi utilizada para geração dos desvios padrões das variáveis de inventário. A análise de erro foi realizada na comparação entre filmes utilizando-se o método estatístico Monte Carlo.

Resultados e Discussões

Inventários dos filmes bionanocompósitos

Na tabela 3, apresenta os dados de entradas e saídas para obtenção de 100g dos filmes bionanocompósitos em estudo.

Tabela 3: Inventário para a produção de 100g filmes.

ENTRADAS	UNID MEDIDA	AmC	AmL	GelC	GelL
Amido	g	34,2	33,9	-	-
Gelatina	g	-	-	26,4	26,2
Água	g	683,5	677,2	846	840,2
Glicerol	g	10,3	10,2	5,3	5,2
NCC coco	g	0,9	-	0,7	-
NCC Línter	g	-	1,8	-	1,4
SAÍDAS					
Água	g	628,8	623	778,4	773

Legenda: AmC:amido/coco, AmL: amido/línter, GelC: gelatina/coco, GelL: gelatina/línter

Observa-se que os filmes a base de gelatina requerem o maior consumo de água, bem como, a maior perda no processo de produção que é cerca de 25% maior que a média dos outros filmes. Entretanto, para atender a unidade funcional de 100g de filme, os filmes a base de gelatina são os que requerem menor quantidade de matriz polimérica.

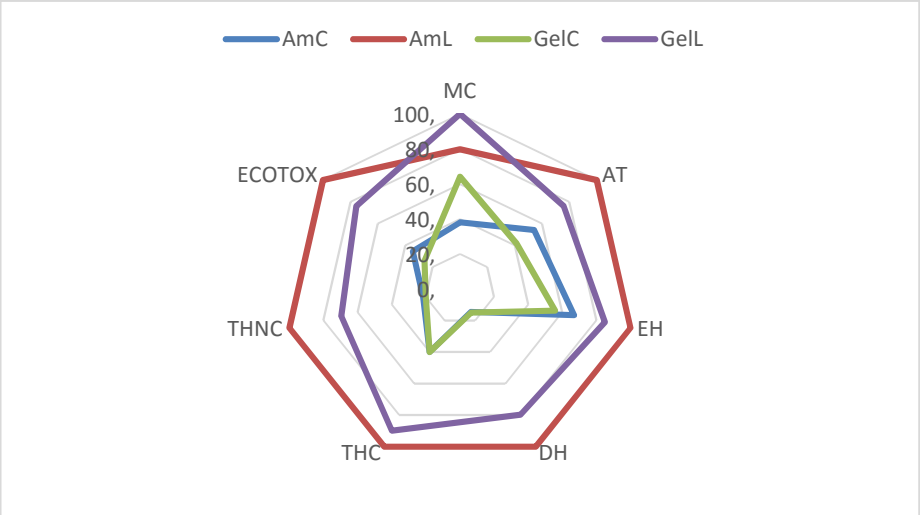
A fração dos NCC para formação de rede percolada nas matrizes poliméricas é bem pequena. No entanto, há fatores no processo de obtenção dos NCC que podem elevar sua carga ambiental, como o elevado consumo de energia e baixo rendimento. Figueirêdo e colaboradores (2012), estudaram o ciclo de vida dos NCC a partir fibra da casca do coco verde e fibra de algodão, observando que no processo de obtenção de 1g de NCC, o consumo de energia foi de 16.103 kJ e o rendimento de somente 6%.

Avaliação de Impactos

A avaliação comparativa dos 4 filmes bionanocompósitos estudados estão apresentadas no gráfico 1 que apresenta os valores médios de impacto em cada categoria em termos percentuais (em cada categoria, o filme com maior valor médio de impacto pontua 100%, com os percentuais dos demais filmes sendo calculados em função do maior valor).

Os resultados dessa avaliação mostram que o compósito AmL apresenta maior impacto em seis das sete categorias estudadas, seguido do filme GelL nas categorias, ecotoxicidade, acidificação terrestre, eutrofização, toxicidade humana não cancerígena, toxicidade humana cancerígena e depleção hídrica O compósito com melhor desempenho ambiental é o GelC, com menores impactos nas categorias acidificação terrestre, eutrofização, toxicidade humana não câncer e ecotoxicidade.

Gráfico 1: Avaliação de Impacto dos quatro filmes nanocompósitos.

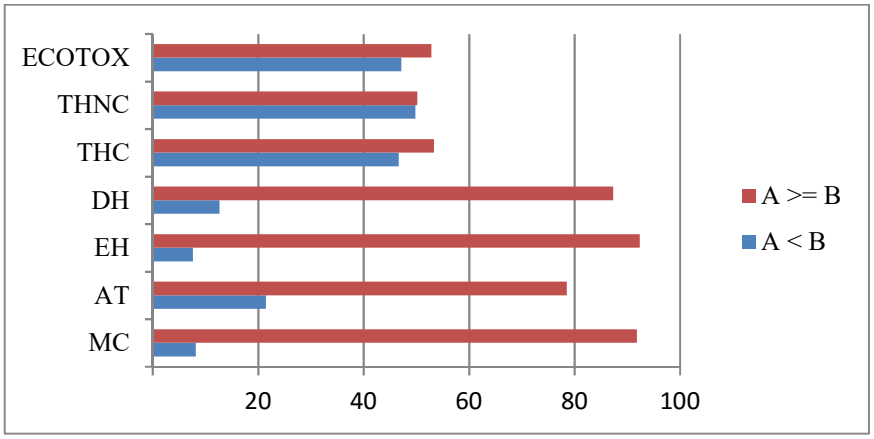


Legenda: MC: Mudança Climática, AT: Acidificação Terrestre, EH: Eutrofização Hídrica, DH: Depleção Hídrica, THC: Toxicidade Humana, câncer, THNC: Toxicidade Humana, não câncer, Ecotox: Ecotoxicidade.

O processo que mais contribui para o impacto na maioria das categorias dos filmes modelados é o processo de obtenção dos NCC. Os impactos relacionados a produção dos mesmos está diretamente ligada ao consumo de energia que essa obtenção requer.

No entanto, a análise de incerteza da comparação entre o compósito com maior (AmL) e menor impacto (GelL) (gráfico 2) mostra que não houve diferença estatística significativa entre os dois produtos, considerando um nível de significância de 95%.

Gráfico 2: Análise de incerteza para os compósitos AmL(A) e GelC (B).



Legenda: MC: Mudança Climática, AT: Acidificação Terrestre, EH: Eutrofização Hídrica, DH: Depleção Hídrica, THC: Toxicidade Humana, câncer, THNC: Toxicidade Humana, não câncer, Ecotox: Ecotoxicidade.

Conclusão

Conclui-se que compósito AmL apresenta o maior impacto em seis das sete categorias estudadas, e o compósito com melhor desempenho ambiental é o GelC. No entanto, o estudo de análise de incerteza mostra que não existe significância estatística entre estes dois filmes, logo conclui-se que, os filmes avaliados apresentam desempenho ambiental semelhante, podendo-se prosseguir nas pesquisas para escalonamento da produção de quaisquer desses filmes.

Referências

AZEREDO, H. M. C; ROSA, M.F.; FILHO, M.D.S.S; WALDRON, K.W.; The use of biomass for packaging films and coatings. In book: **Advances in Biorefineries: Biomass an waste Supply Chain Explotation**, p. 819-874. DOI: 10.1533/9780857097385.2.819, 2014a.

AZEREDO, H. M. C.; MIRANDA, K. W. E. ; ROSA, M. F.; NASCIMENTO, D.M.; DE MOURA, M.R. Edible films from alginate-acerola purê reinforced with celulose whiskers. LebensmittelWissenschaftTechnologie - **Food Science Technology**, v. 46, n.1, p. 294-297, 2012.

BRAID, A.C.C.S.. Avaliação do ciclo de vida de nanocristais de celulose obtidos a partir de diferentes biomassas. Monografia (Graduação em engenharia sanitária e ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – Ceará, 2013.

DUFRESNE, A.. SIQUEIRA, G.; BRAS, J.. Celulosic Bionanocomposites: A Review of Preparation Properties and Applications. Polymers, n.2, p. 728-765, 2010.

FAVIER, V.; DENDIEVAL, R.; CANOVA, G.; CAVAILLE, J.Y; GILORMINI, P. Simulation and modeling of three-dimensional percolating structures: case of a latex matrix reinforced by a network of cellulose fibers. Acta mater, v.45, p. 1557-1565, 1997.FIGUEIRÊDO, M. C. B.; ROSA, M.F.;UGAYA, C.M.L.; FILHO, M.S.M.S.; BRAID, A.C.C.S; MELO, L.F.L. Life cycle assessment of celulose nanowhiskers, Journal Cleaner Production, v.35, p.130-139, 2012.

MORAIS, J. P. S.; NORÕES,A. K.M. ;SOUZA, N. F. ; ROSA, M. F. ;SOUZA FILHO, M .S. M. ; RAPÔSO,C. ; NUNES, A. K. S . Morphological characterisation of cellulose nanocrystals from palm oil and cotton. Proceedings of the Tropical Region - American Society for Horticultural Science, v. 53, p. 162-164, 2011.

MORAIS, J. P. S.; ROSA, M.F.; SOUZA FILHO, M.S.M. ;NASCIMENTO, L.D.; NASCIMENTO, D.M. ; CASSALES, A.R.. Extraction and characterization of nanocellulose structures from raw cotton linter.CarbohydratePolymers JCR, v. 91, p. 229-235, 2013.

MORELLI, C.L. Processamento e estudo das propriedades de filmes e peças injetadas de nanobiocompósitos de nanocristais de cellulose e matrizes biodegradáveis. Tese (Doutorado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, 2014.

NASCIMENTO, D.M.; DIAS, A.F.; SOUZA, J.A.; MORAIS, J.P.S.; FEITOSA, J.P.A.; FIGUEIREDO, M.C.B.; ROSA, M.F. A novel green approach for the preparation of celulose nanowhiskers from white coir. Carbohydrate Polymers, v.110, p.456-463,2014.

NUNES, Y.L. Preparação e caracterização de bioblendas poliméricas a partir de gelatina bovina e de tilápia e amido de milho. Dissertação (mestrado em Ciência e Engenharia de Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

ROSA, M.F.; MEDEIROS, E.S. ; MALMONGE, J.A. ; GREGORSKI, K.S.; WOOD, D.F.; MATTOSO, L.H.C.; GLENN, N, G; ORTS,W.J. ; IMAM, S.H. Cellulose nanowhiskers from coconut husk fibers: effect of preparation conditions on their thermal and morphological behavior. Carbohydrate Polymers, v.81, n.1, p.83-92, 2010.

SILVA, D. J.; D'ALMEIDA, M. L. O.. Nanocristais de celulose. Revista O papel, v.70, n.7, p. 34-52, jul. 2009.

SOUZA, N.F.; PINHEIRO, J.A.; SILVA, P.; MORAIS, J.P.S.; FILHO, M.S.M.S.; BRIGIDA, A.I.S.; MUNIZ, C.R.; ROSA, M.F.. Development of Chlorine –Free Pulping Method to Extract Cellulose Nanocrystals from Pressed Oil Palm Mesocarp Fibers. Journal of Biobased Materials and Bioenergy, v. 9. P. 1-8, 2015.

TEIXEIRA, E.M., CORRÊA, A.C.C., MANZOLI, A., Leite, F.L., OLIVEIRA, C.R., MATTOSO, L.H.C. Cellulose nanofibers from white and naturally colored cotton fibers. Cellulose, v. 17, p. 595-606, 2010.

Impactos e benefícios ambientais do gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos

Tiago Barreto Rocha[1], Carmenlucia Santos Giordano Penteado[2]

[1,2]Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Tecnologia/Programa de Pós Graduação em Tecnologia
[1]tiagobarretorocha@gmail.com
[2]carmenlucia@ft.unicamp.br

Resumo

A crescente produção e uso de equipamentos eletroeletrônicos, tem resultado no aumento da geração de resíduos provenientes destes equipamentos descartados em todo o mundo. Os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) possuem diversas substâncias perigosas como o chumbo e outros metais pesados, e quando destinados a aterros, ecopontos e mesmo cooperativas de reciclagem sem o devido controle, podem causar diversos impactos ao meio ambiente e à saúde humana. Visando reduzir tais impactos, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) reúne um conjunto de princípios e ações visando à gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos, incluindo a obrigatoriedade da logística reversa para os REEE. A logística reversa representa uma alternativa de gerenciamento para redução do impacto ambiental causado pela disposição incorreta dos REEE, bem como para valorização dos resíduos por meio da reciclagem. Por outro lado, para avaliar a sustentabilidade desta alternativa de gerenciamento é preciso verificar se os benefícios superam os impactos da reciclagem. Diante deste contexto, a Avaliação de Ciclo de Vida tem se consolidado como uma técnica capaz de quantificar os impactos ambientais potenciais de produtos ou sistemas, incluindo os sistemas de gerenciamento de resíduos. O objetivo deste estudo foi avaliar os potenciais impactos e benefícios ambientais do gerenciamento de REEE. A unidade funcional adotada foi o gerenciamento de 1t de REEE. Os processos de coleta, transporte, manufatura reversa (desmontagem), reciclagem mecânica dos materiais e disposição final fizeram parte do sistema de gerenciamento avaliado. Os dados para o inventário dos processos de gerenciamento foram obtidos na literatura internacional e banco de dados adaptando-se, na medida do possível, para realidade brasileira. A avaliação do impacto do ciclo de vida foi conduzida utilizando-se o método CML2001 para as categorias depleção de recursos abióticos, mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, eutrofização, acidificação e oxidação fotoquímica e o método USEtox para as categorias de toxicidade e ecotoxicidade. Os cálculos e a modelagem foram realizados no software Simapro 8. Os resultados demonstram que o sistema de gerenciamento avaliado apresenta benefícios ambientais para quase todas as categorias de impacto avaliada, com exceção das categorias de toxicidade humana.

Palavras-chave. *Avaliação do Ciclo de Vida, Logística Reversa, Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos.*

Introdução

Nos últimos anos os equipamentos eletroeletrônicos têm revolucionado o estilo de vida das pessoas, tornando-se indispensáveis em todos os segmentos da sociedade. Por outro lado, o crescimento vertiginoso na demanda e produção destes equipamentos, tem causado diversos impactos ambientais durante sua produção, uso e descarte.

De acordo com dados da *United Nations University* (BALDÉ et. al., 2014), são gerados aproximadamente 42 milhões de toneladas de Resíduos eletroeletrônicos (REEE) anualmente. Somente no Brasil, estima-se que em 2015 foram geradas aproximadamente 1 milhão de toneladas de REEE (ABDI, 2013). O problema é que além do volume, os resíduos eletroeletrônicos possuem diversas substâncias perigosas como o chumbo e outros metais pesados (SEPÚLVEDA et al., 2010).

O descarte incorreto de REEE, em lixões ou aterros não controlados, promove a lixiviação de substâncias perigosas como os metais pesados, causando diversos impactos ao meio ambiente e à saúde humana (SONG; LI, 2015). Evitar o aumento desse passivo em todo o mundo tem sido a principal motivação para elaboração de legislações que visam reduzir o teor das substâncias perigosas presentes nos REEE, bem como viabilizar sua reciclagem e dar-lhes uma correta destinação ao final de sua vida útil. Como exemplo, podem ser citadas as diretivas europeias WEEE (*waste electrical and electronic equipment*) (EUROPEAN UNION, 2002a) e RoHS (R*estriction of Hazardous Substances*) (EUROPEAN UNION, 2002b), que são referências mundiais.

Seguindo essa tendência, o Brasil instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) através da Lei nº 12.305 de 02 de Agosto de 2010 (BRASIL, 2010). A PNRS reúne o conjunto de princípios, instrumentos, diretrizes, metas e ações visando à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos, incluindo a obrigatoriedade da logística reversa para os resíduos eletroeletrônicos.

Para que a logística reversa cumpra o seu papel econômico e ambiental, torna-se necessário avaliar de forma holística a viabilidade econômica e os benefícios ambientais em contraposição aos impactos causados pelas ações de coleta, transporte e restituição dos resíduos ao setor industrial (reciclagem).

Nesse contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem se consolidado como uma ferramenta capaz de quantificar os impactos ambientais potenciais de produtos ou sistemas. Aplicada somente a etapa de logística reversa, a ACV pode auxiliar na quantificação dos fluxos ambientais necessários para coleta, manufatura reversa e reciclagem de REEE, bem como estimar os créditos associados à recuperação de materiais que retornam ao ciclo produtivo.

Hischier et. al. (2005) introduziram um questionamento: "Do ponto de vista ambiental: faz sentido reciclar resíduos eletroeletrônicos?". Partindo deste questionamento os autores utilizaram ACV para demonstrar que, no sistema de logística reversa da Suíça, a reciclagem de REEE apresentava enorme vantagem ambiental em relação à incineração. Wäger et. al. (2011) utilizando-se da mesma metodologia e com dados mais atualizados, concluíram que os impactos da reciclagem dos REEE diminuíram em relação aos resultados apresentados em 2005, tornando a alternativa de reciclagem ainda mais benéfica em comparação à incineração ou aterro.

Song et al. (2013) conduziram um estudo de ACV para avaliar os impactos e os benefícios ambientais do sistema de tratamento de REEE na China. Os resultados demonstram que o maior benefício da reciclagem está na recuperação de metais, seguido da recuperação de plástico, isso porque o processo de reciclagem evita ou reduz a produção primária dos materiais recuperados. Os autores concluíram, portanto, que o processo de reciclagem é benéfico em comparação aos impactos causados pelo próprio processo. Os autores ainda concluíram que a ACV é uma técnica viável para medir o impacto potencial do tratamento de REEE e também pode ser utilizada para comparar o desempenho entre recicladoras.

Diante do exposto, percebe-se que a ACV pode ser utilizada de diversas formas para o suporte ao gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos, sendo uma importante ferramenta no auxílio à tomada de decisão.

O objetivo deste estudo foi avaliar os potenciais impactos e benefícios ambientais decorrentes do gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos.

Metodologia

O escopo do estudo perfaz um sistema de gerenciamento que inclui as etapas de coleta, manufatura reversa, reciclagem e inserção do material recuperado em outros ciclos produtivos. Considera-se como função, o gerenciamento adequado de REEE. A unidade funcional refere-se ao gerenciamento de 1 tonelada de REEE.

Sistema de gerenciamento

No Brasil os recicladores de REEE são também conhecidos por agentes de manufatura reversa ou destinadores. Essa denominação deve-se ao fato destes empreendimentos serem responsáveis, na maioria dos casos, apenas pela segregação (manual ou manual/mecânica) de materiais, partes e peças que compõe o resíduo. Posteriormente, os materiais potencialmente recicláveis (plástico, metais etc.) são enviados para recicladores especializados que reinserem os materiais no ciclo produtivo.

Cabe ressaltar que existem diferentes abordagens para contabilidade ou modelagem de sistemas de reciclagem (NICHOLSON et al., 2009). Nesse estudo, optou-se por uma abordagem de substituição, onde o material reciclado substitui o material de origem primária, devido ao sistema de reciclagem recuperar e reinserir os

materiais reciclados em outro sistema de produto com as mesmas características do material primário. A figura 1 apresenta o sistema de gerenciamento considerado neste estudo.

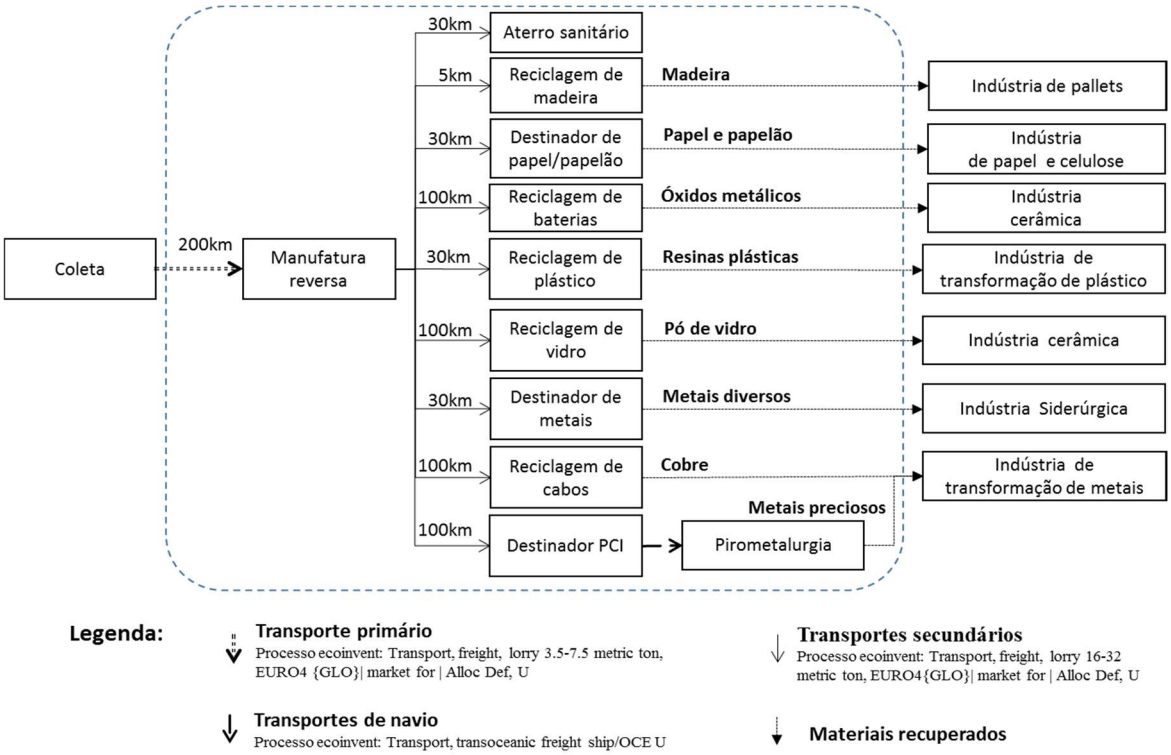
Inventário, suposições e limitações

Os dados utilizados no sistema modelado foram coletados em uma empresa de manufatura reversa, obtidos de literatura e na base de dados ecoinvent. Assumiu-se a distância de 200 km da coleta dos REEE até a empresa de manufatura reversa (transporte primário), esta distância foi estimada conforme raio de atuação da empresa. Para o transporte secundário utilizou-se uma distância média, estimada pela empresa de manufatura reversa, conforme apresentado figura 1. O quadro 1 apresenta os dados coletados na empresa de manufatura reversa e as considerações adotadas para modelagem do sistema.

Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida

Para determinar o impacto ambiental potencial do sistema avaliado foi utilizado o método CML2001 (baseline) para as categorias depleção de recursos abióticos (DRA), depleção recursos abióticos combustíveis fósseis (DRA-f) mudanças climáticas (GWP), depleção da camada de ozônio (DCO), eutrofização (EU), acidificação (AC) e oxidação fotoquímica (OF) e o método USEtox (*consensus only*) para as categorias de toxicidade humana câncer (TH-c), toxicidade humana não-câncer (TH-nc) e ecotoxicidade (EC). Os cálculos e modelagem foram realizados com auxílio do software Simapro 8.

Figura 1. Representação do sistema de gerenciamento de REEE



Quadro 1. Informações coletadas e considerações adotadas, para o fluxo de 1t de REEE.

Informações coletadas		**Considerações adotadas na modelagem do sistema**			
Processo	**Quant.(t)**	**Material ou processo**	**Produtos evitados**	**Quant.(t)**	**Fonte de dados e adaptações**
Reciclagem de baterias	1,19E-02	Disposal, Li-ions batteries, pyrometallurgical/GLO U (adaptado com eletricidade Brasil)	Aluminium oxide [1]	9,55E-03	Processo da base ecoinvent incluindo colorífico para indústria cerâmica como produto evitado, conforme (CAVALCANTE et al., 2009)
Reciclagem de plásticos	3,61E-01	Mixed plastics (waste treatment) recycling of mixed plastics [1]	ABS	1,45E-01	Processo ecoinvent, substituindo os produtos evitados conforme (SCHLUMMER et al., 2007)
			PC	4,70E-02	
			HIPS	1,05E-01	
			PP	6,51E-02	
Reciclagem de metais	1,10E-01	Apenas destinação	Pig iron [1]	1,10E-01	Trata-se de um processo direto de destinação para indústria siderúrgica, incluindo ferro como metal evitado conforme. (HISCHIER et.al, 2005)
Reciclagem de cabos	1,07E-01	Disposal, treatment of cables/GLO U	Copper gold-silver-zinc-lead-copper mine operation and refining [3]	7,09E-02	Processo ecoinvent, incluindo o cobre como produto evitado.
Reciclagem de vidro	9,66E-03	Disposal, treatment of CRT glass/GLO (adaptado com eletricidade Brasil)	Frit, for ceramic tile [1]	9,66E-03	Processo da base ecoinvent incluindo a frita como produto evitado conforme (SCHABBACH et al., 2011)
Reciclagem de placas	2,14E-01	Electronics scrap | treatment of, metals recovery in copper smelter [2]	Lead | gold-silver-zinc-lead-copper mine operation and refining | [1]	1,24E-03	Processo ecoinvent inlcuindo a recuperação de metais que retornam ao ciclo produtivo conforme (CLASSEN et al., 2009)
			Nickel, 99.5% | nickel mine operation, sulfidic ore | [1]	7,13E-03	
			Copper | gold-silver-zinc-lead-copper mine operation and refining | [2]	5,07E-02	
			Palladium | platinum group metal mine operation, ore with high content | [4]	6,62E-05	
			Silver| gold-silver-zinc-lead-copper mine operation and refining |[2]	1,20E-03	

			Gold | gold-silver-zinc-lead-copper mine operation and refining |[2]	3,64E-05	
			Aluminium, primary, ingot | [1]	1,94E-02	
Reciclagem de madeira	6,28E-02	Apenas destinação	Sawnwood, parana pine from sustainable forest management, kiln dried {BR}| sawing and planing, parana pine, kiln dried | Alloc Def, U	6,28E-02	Trata-se de um processo direto de destinação para fabricação de pallets incluindo madeira como produto evitado
Reciclagem de papel	1,22E-01	Paper (waste treatment) recycling of paper [1]	Sulfate pulp [1]	1,22E-01	Processo ecoinvent
Disposição final	7,40E-04	Disposal, inert material, 0% water, to sanitary landfill/CH U	Não se aplica	7,40E-04	Processo ecoinvent

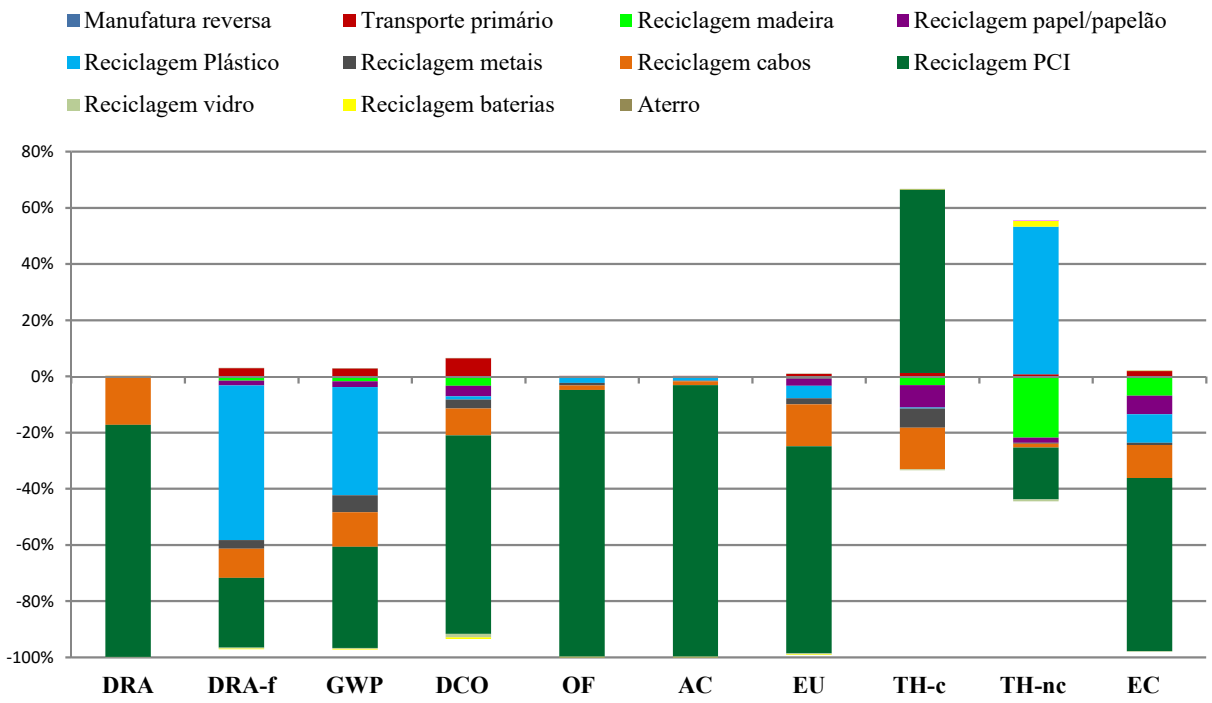
[1] {GLO}| market for | Alloc Def, U [2] {SE}| market for | Alloc Def, U [3] {ROW}| market for | Alloc Def, U

[4] {RU}| market for | Alloc Def, U

Resultados e Discussões

Os resultados apontam que o gerenciamento de REEE por meio da logística reversa apresenta benefícios ambientais para maioria das categorias de impacto ambiental, com exceção das categorias de toxicidade humana. A figura 2 apresenta os impactos e benefícios ambientais, por categoria de impacto.

Figura 2. Benefícios e impactos ambientais, por categoria de impacto, para o gerenciamento de REEE.



A reciclagem das placas de circuito impresso (PCI), apesar de representar apenas 21% (em massa) do material reciclado dos REEE, apresenta os maiores benefícios ambientais em quase todas as categorias de impacto, com exceção da categoria TH-c. Entre os benefícios ambientais, destaca-se o potencial para redução do dano ambiental pela extração de metais preciosos (ouro, prata e paládio) e cobre. Por outro lado, a queima das PCI no processo pirometalúrgico apresenta emissões de dioxinas, com potencial para causar danos à saúde humana (câncer). No processo pirometalúrgico as PCI, compostas basicamente de metais e compostos orgânicos, são fundidas em altas temperaturas produzindo uma mistura de diversos metais que na sequencia são recuperados e refinados. Neste processo os compostos orgânicos sofrem combustão incompleta gerando dioxinas (CLASSEN et al., 2009).

Dentre as tecnologias alternativas ao processo pirometalúrgico, merecem destaque os processos hidrometalúrgico e biohidrometalúrgico que envolvem o uso de reagentes químicos e bactérias, respectivamente, para lixiviação dos metais nas PCI (CUI; ZHANG, 2008). Ambos os processos surgem como promessas potencialmente menos impactantes que a pirometalurgia.

O processo de reciclagem de plástico se destaca por apresentar os maiores benefícios na categoria DRA-f e GWP e o maior impacto na categoria TH-nc. Os benefícios estão relacionados à redução da exploração de petróleo para fabricação de resinas plásticas (virgem) enquanto o impacto está relacionado ao uso de energia elétrica para moagem e extrusão do plástico durante a reciclagem. A base de dados ecoinvent, utilizada para representar o processo de geração de energia elétrica no Brasil, o bagaço de cana (representa 3% da fonte energética da matriz) carrega parte dos impactos dos agrotóxicos utilizados na plantação na cana-de-açúcar.

Considerações finais

A reciclagem REEEs evita os impactos ambientais na maioria das categorias avaliadas, com exceção das categorias relacionadas à toxicidade humana. Este paradigma pode ser atenuado com utilização de processos de reciclagem que não utilizem a queima das PCI para disponibilização dos metais, como por exemplo, os

processos hidrometalúrgicos e biohidrometalúrgicos que podem ser alternativas ambientalmente mais corretas para a reciclagem de PCI.

Deve-se atentar que este estudo avaliou apenas o sistema de gerenciamento de REEE por meio da logística reversa e não comparou este sistema aos sistemas alternativos como: Aterro, disposição em lixões ou queima a céu aberto dos REEE. Sob esta perspectiva comparativa os impactos gerados pelo processo de reciclagem de PCI e plásticos, nas categorias de toxicidade humana, podem ser insignificantes.

Este estudo, incluindo comparação com outras formas de gerenciamento de REEE e dados mais representativos, pode ser utilizado como subsídio para avaliação da viabilidade ambiental da implantação de sistema de logística reversa e reciclagem de REEE.

Referências Bibliográficas

ABDI (2013). Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos Análise de Viabilidade Técnica e Econômica. Brasília, 2013.

BALDÉ, C.P., WANG, F., KUEHR, R., HUISMAN, J (2014). The global e-waste monitor. Bonn, Germany, 2014.

BRASIL (2010). Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei no 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010.

CAVALCANTE, R. D. NASCIMENTO, E.V., ALMEIDA, E. S., MOITA, M.H.V. (2009) Logística Reversa Como Ferramenta Para Redução Dos Impactos Ambientais : Um Exemplo a Ser Serguindo No Tocante a Reciclagem Química e o descarte de pilhas no Estado Do Amazonas. Encontro Nacional de Engenharia de Produção (ENEGEP). Anais...2009

CLASSEN, M., ALTHAUS, H.J., BLASER S., TUCHSCHIMID, M., JUNGBLUTH, N., DOKA, G., FAIST EMMENEGGER, M., SCHARNHORST, W. (2009). Life Cycle Inventories of Metal. Final report ecoinvent data V2.1, No 10. EMPA, Duberndorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dubendorf, CH.

CUI, J.; ZHANG, L (2008). Metallurgical recovery of metals from electronic waste: a review. Journal of hazardous materials, v. 158, n. 2-3, p. 228–56, 30 out. 2008.

EUROPEAN UNION (2002a). Directive 2002/96/EC of the European Parliament and of the Council on waste electrical and electronic equipment (WEEE). Official Journal of the European Union, v. 13, n. 2, p. 1–24, 2002a.

EUROPEAN UNION (2002b). Directive 2011/65/eu of the european parliament and of the council on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. Official Journal of the European Union, v. 54, n. 1 July, p. 88–110, 2002b.

HISCHIER, R.; WÄGER, P.; GAUGLHOFER, J (2005). Does WEEE recycling make sense from an environmental perspective? Environmental Impact Assessment Review, v. 25, n. 5, p. 525–539, jul. 2005.

NICHOLSON, A. L., OLIVETTI, E.A., GREGORY J.R, FIELD, F.R., KIRCHAIN, R E. (2009). End of Life Allocation Methods: Open Loop Recycling Impacts on Robustness of Material Selection Decisions. IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology OR - IEEE, 2009.

SCHABBACH, L. M., ANDREOLA, F., LANCELLOTTI, I., BARBIERI, L. (2011). Minimization of Pb content in a ceramic glaze by reformulation the composition with secondary raw materials. Ceramics International, v. 37, n. 4, p. 1367–1375, maio 2011.

SCHLUMMER, M. GRUBER, L., MAURER, A., WOLZ, G., ELDIK, R. (2007). Characterisation of polymer fractions from waste electrical and electronic equipment (WEEE) and implications for waste management. Chemosphere, v. 67, n. 9, p. 1866–76, abr. 2007.

SEPÚLVEDA, A. SCHLUEP, M., RENAUD, F.G., STREICHER, M., KUEHR, R. HAGELUKEN, C., GERECKE, A.C. (2010). A review of the environmental fate and effects of hazardous substances released from electrical and electronic equipments during recycling: Examples from China and India. Environmental Impact Assessment Review, v. 30, n. 1, p. 28–41, 2010.

SONG, Q. WANG, Z., LI, J., ZENG, X. (2013). The life cycle assessment of an e-waste treatment enterprise in China. Journal of Material Cycles and Waste Management, v. 15, n. 4, p. 469–475, 2013.

SONG, Q.; LI, J. A. (2015). review on human health consequences of metals exposure to e-waste in China. Environmental Pollution, v. 196, p. 450–461, jan. 2015.

WÄGER, P. A.; HISCHIER, R.; EUGSTER, M (2011). Environmental impacts of the Swiss collection and recovery systems for Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE): a follow-up. The Science of the total environment, v. 409, n. 10, p. 1746–56, 15 abr. 2011.

Avaliação do Ciclo de Vida para verificação do potencial da energia solar fotovoltaica em reduzir a pegada de carbono do mix elétrico brasileiro

Danielle Bandeira de Mello Delgado[1], Monica Carvalho[2]*

[1]Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia - Campus de Paulo Afonso. Rua Marcondes Ferraz, 200 - General Dutra - Paulo Afonso - BA. CEP 48607-000. Telefone: (75) 3282-1191 danielle.delgado@ifba.edu.br
[2] Centro de Energias Alternativas e Renováveis, Universidade Federal da Paraíba. Caixa Postal 5115, Cidade Universitária - João Pessoa-PB. CEP 58051-970. Telefone: (83) 3216 7268 monica@cear.ufpb.br (autor para correspondência)*

Resumo. *Todos os sistemas energéticos emitem gases de efeito estufa (GEE) e contribuem para as mudanças climáticas antropogênicas. As emissões de GEE associadas ao uso de um tipo específico de tecnologia energética necessitam ser quantificadas ao longo de todas as etapas de fabricação da tecnologia e sua vida útil, já que essas emissões de GEE são importantes indicadores para orientar estratégias de mitigação no setor energético. Devido a este processo de consciência ambiental, hoje em dia a performance ambiental de processos é uma preocupação constante, e por isso é importante quantificar adequadamente os impactos negativos (ou positivos) no meio ambiente. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido uma das metodologias mais usadas, difundidas e consolidadas para o cálculo de impactos ambientais, compreendendo a extração de matérias-primas, manufatura, transporte ou distribuição, utilização e descarte. O objetivo deste estudo é utilizar a metodologia da ACV para calcular as emissões de GEE associadas à introdução progressiva da energia solar fotovoltaica na matriz energética brasileira, por meio do método de avaliação de impacto ambiental IPCC 2013 GWP 100a. A introdução da energia solar fotovoltaica deve ser regida por limites, e não se pode considerar, por exemplo, que as termelétricas serão substituídas. Os documentos de referência utilizados para as projeções de geração de eletricidade são os anuários estatísticos da EPE (Empresa de Pesquisa Energética), o Plano Decenal de Expansão de Energia 2024 (publicado pelo Ministério das Minas e Energia. Esses documentos são importantes ferramentas para o planejamento do setor elétrico brasileiro, e podem ajudar a planejar estratégias de desenvolvimento nacionais. A base de dados Ecoinvent foi utilizada para, pois possui processos brasileiros para geração de energia dentro do programa SimaPro, uma ferramenta especializada em ACV. Foram realizadas as adaptações nos processos para construção dos mixes de energia brasileiro dos anos de 2001, 2006 a 2015 e 2024, considerando apenas o potencial de geração. Como aparecimento da energia solar fotovoltaica na matriz energética brasileira, a partir de 2015, e com a análise da representatividade para o ano de 2024, percebe-se uma redução na emissão de GEE a partir desses anos. Mesmo com o alto potencial de mitigação, a energia solar fotovoltaica ainda é inexpressiva e não apresenta potencial para substituição de termelétricas na matriz energética brasileira .Trabalhos futuros incluem a extensão da análise para todas as etapas do Sistema Elétrico de Potência (SEP) e inclusão da Energia Solar Fotovoltaica para Geração Distribuída.*

Palavras-chave. *Avaliação de Ciclo de Vida, energia solar fotovoltaica, mix elétrico, Brasil.*

1 Introdução

O Brasil ratificou o Protocolo de Quioto em 2002, com aprovação interna pelo Decreto-Lei 144 (BRASIL, 2015a), mas seu comprometimento com as mudanças climáticas já tinha se iniciado em 1992, quando o país foi o anfitrião da Earth Summit (WORLD BANK, 2010). Em 2009 o Plano Nacional sobre Mudança do Clima foi lançado, refletindo um forte compromisso com a redução voluntária das emissões de gases de efeito estufa (GEE), e uma meta (voluntária) foi estabelecida para reduzir entre 36.1% e 38.9% das emissões projetadas até 2020 (WORLD BANK, 2020). O Brasil possui a ambição de reduzir em 43% suas emissões de GEE até 2030, por meio do incentivo à utilização de fontes renováveis de energia e redução do desmatamento na região Amazônica (GARSIDE, 2015).

O setor energético é um emissor de GEE, responsável por mais da metade das emissões de GEE no mundo (IEA, 2008). O setor energético brasileiro apresentou a maior média de aumento entre 1990 e 2013 (103%), e entre

2013 e 2014 apresentou um crescimento de 8%; o setor energético brasileiro foi responsável por quase um terço das emissões nacionais de GEE em 2013 (SEEG, 2015). Mais especificamente no setor elétrico, a demanda por eletricidade aumentou 100% entre 1990 e 2013, e embora a maior parte da eletricidade consumida do Brasil possui origem hidrelétrica, sua participação tem diminuído de 87.2% em 2000 para 68.6% em 2013 - a geração termelétrica tem aumentado, no mesmo período, de 8.8% para 20.6% (SEEG, 2013).

Este artigo aplica a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para o cálculo das emissões de GEE associadas à uma introdução progressiva de eletricidade solar fotovoltaica no mix elétrico brasileiro nos anos de 2001 até 2024. Os documentos de referência utilizados para as projeções energéticas foram o Plano Decenal de Expansão de Energia 2024 (BRASIL, 2015b) e o Plano Nacional de Energia 2030 (BRASIL, 2007). Esses documentos são importantes ferramentas de planejamento para o setor elétrico brasileiro, e podem ajudar a estabelecer estratégias de desenvolvimento nacional. O objetivo é verificar, primeiramente, até que ponto é possível introduzir a energia solar fotovoltaica no mix elétrico brasileiro, e depois converter essa introdução em impactos ambientais.

2 Materiais e Métodos

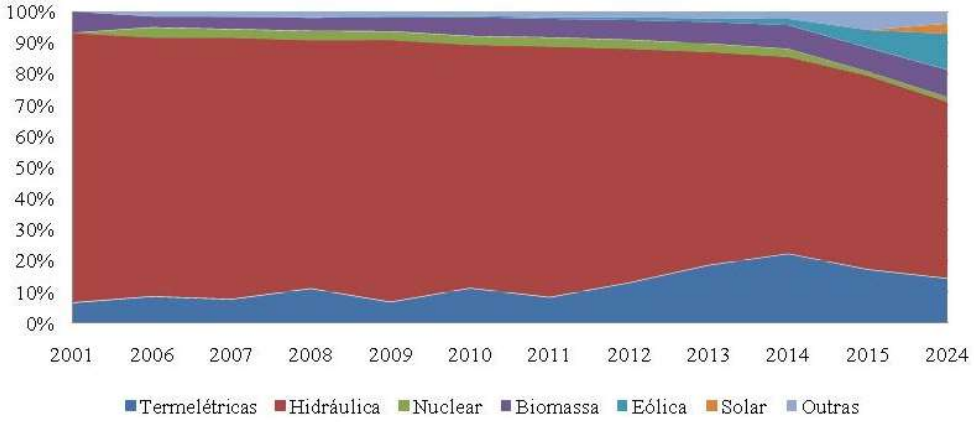
Uma revisão detalhada sobre a metodologia da ACV encontra-se em GUINÉE (2001) e GUINÉE (2002). As normas internacionais da ACV foram incorporadas ao acervo nacional de normas técnicas pela ABNT, correspondendo às normas ABNT NBR ISO14040 (2014) ABNT NBR ISO14044 (2014).

O método de avaliação de impacto ambiental escolhido foi o IPCC 2013 GWP 100a, disponível no software SimaPro 8.1.0.60 (PRÉ CONSULTANTS, 2015). Este método utiliza os fatores de conversão atualizados do Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) para a quantificação das contribuições de emissões atmosféricas para o problema das mudanças climáticas, e caracteriza as diferentes emissões gasosas de acordo com o seu potencial de aquecimento global (Global Warming Potencial, GWP (IPCC, 2013). A agregação das diferentes emissões na categoria de impacto mudanças climáticas é um dos métodos mais utilizados na ACV (Raluy et al., 2014).

A base de dados EcoInvent (2015) foi utilizada, onde o processo Electricity, high voltage {BR}| market for | Alloc Def, U foi adaptado para refletir o mix elétrico de geração do ano de 2001 e de 2006 a 2015. Para os anos de 2006 a 2010, foram utilizados como base os dados fornecidos pela Empresa de Pesquisa Energética - EPE, em seu anuário estatístico de 2011 (BRASIL, 2011), assim como os dados referentes ao período de 2011 a 2014, que foram obtidos no anuário estatístico do ano de 2015 da EPE (BRASIL, 2015).

Para o ano de 2001, início do período pós - privatização e, portanto, com uma produção estatística ainda incipiente por parte das empresas gestoras do Sistema Elétrico de Potência (SEP), foram consideradas as informações fornecidas pelo Operador Nacional do Sistema - ONS em seu Informativo Diário de Operação, o IPDO (ONS, 2016). Os percentuais de geração, por fonte, para composição do mix foram formados realizando uma média entre o primeiro, décimo quinto e último dia de cada mês dos anos em questão, e em seguida, a média dos percentuais de cada mês. A matriz de geração considerada para o ano de 2015 foi a informada pela Agência Nacional de Energia Elétrica, ANEEL (BRASIL, 2016).

Figura 1: Mix de Geração para cada ano.



A energia solar fotovoltaica começa a aparecer, ainda que timidamente, a partir de 2015. Na Figura 1, "Outras" refere-se a recuperações, gás de coqueria e outros combustíveis secundários. Os percentuais previstos para o ano de 2024 foram obtidos no Plano Decenal de Energia 2024, da EPE (BRASIL, 2015). Para a inserção deste tipo de fonte no mix de energia, considerou-se o processo Electricity, low voltage {RoW}| electricity production, photovoltaic, 570kWp open ground installation, multi-Si | Alloc Def, U que considera 1 kWh de eletricidade produzida por uma usina solar de 570 kWp com células de silício multi-cristalino.

Após a realização do inventário, com os percentuais equivalentes às matrizes de cada ano, foi realizado o cálculo de emissões, em kg CO_2/kWh, seguindo-se para a avaliação dos resultados.

3 Resultados e Discussão

O presente estudo apresenta as emissões de Gases do Efeito Estufa (GEE) associadas as matrizes energéticas brasileiras dos anos de 2001, 2006 a 2015 e a prevista para o ano de 2024, buscando avaliar como a introdução progressiva da energia solar fotovoltaica nessa matriz, contribui nos resultados de kgCO_2- eq/kWh obtidos nos cálculos.

Tabela 1: Emissões de kgCO_2 - eq/kWh para cada ano

Ano	kgCO_2 eq/kWh
2001	0,205
2006	0,228
2007	0,224
2008	0,241

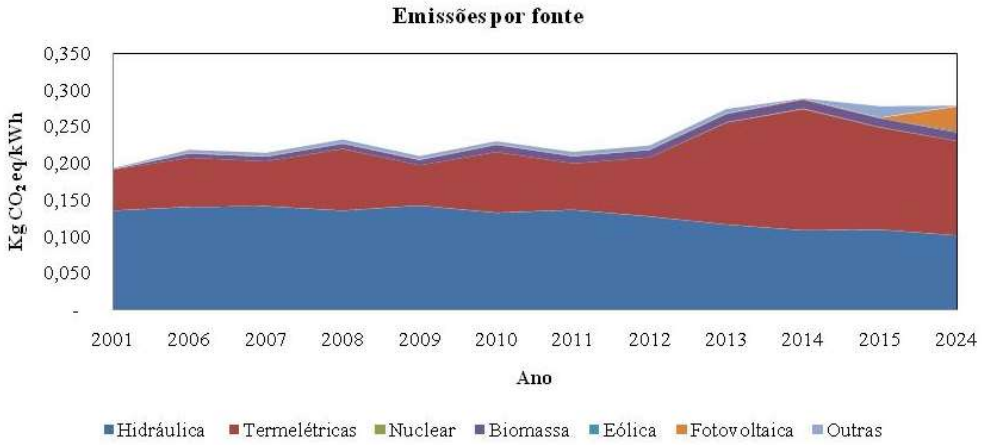
2009	0,219
2010	0,239
2011	0,224
2012	0,248
2013	0,282
2014	0,302
2015	0,279
2024	0,260

A Tabela 1 e a Figura 2 mostram que os mixes de geração dos anos de 2013 e 2014 foram os que apresentaram maior índice de emissão GEE no período avaliado. No Brasil, esses anos foram marcados, inicialmente pelo aumento na geração total de energia elétrica, mas, devido a uma acentuada crise hídrica no ano de 2014, a geração hidroelétrica respondeu por 373 TWh, (participação de 63,2%), anotando uma queda de 4,5% sobre o valor produzido em 2013 (BRASIL, 2015). Esta queda foi compensada por um aumento na geração termelétrica, sobretudo proveniente de derivados de petróleo, carvão e gás natural, que expandiram respectivamente 43,4%, 24,2% e 17,5% em relação a 2013, totalizando 131 TWh, atingindo 22,2% de participação na matriz elétrica (BRASIL, 2015) e com a consequente criação das bandeiras tarifárias. O ano de 2015 é marcado pelo aparecimento da energia solar fotovoltaica na matriz energética brasileira com a redução do índice de emissão de $kgCO_2$ - eq/kWh.

Grande parte dos trabalhos encontrados na literatura científica não considera a ACV para cálculo das emissões associadas ao consumo de eletricidade no Brasil. Cursino (2015) menciona que no mês de agosto/2015 as emissões de CO_2 associadas à geração de eletricidade no Brasil chegaram a 157,8 kg CO_2/MWh produzido. Porém, estas emissões parecem estar associadas somente às emissões diretas, além de não incluir distribuição e transmissão e nem a importação, já que se encontram muito distantes do valor encontrado neste trabalho. O trabalho de Miranda (2012) realizou uma revisão sistemática da literatura com meta-análise, identificando estudos que estimavam as emissões de GEE do ciclo de vida das tecnologias de geração da matriz brasileira, estimando um fator de emissão de 125 kg CO_2-eq/MWh para a matriz brasileira (92% hidrelétrica, eólica e nuclear).

Medeiros, Oliva e Kiperstock (2013) mencionam que houve compilação de um inventário de emissões de GEE para a energia elétrica consumida no Brasil, representando o ciclo de vida de todas as fontes que compõe a matriz elétrica brasileira, a distribuição e as perdas até a entrega dessa energia ao usuário (consideram-se também a energia consumida pelas próprias usinas e as importações). As emissões de GEE da energia elétrica consumida no Brasil numa perspectiva de ciclo de vida foram de 745 kg CO2-eq/MWh (considerou-se o mix elétrico de 2008).

Figura 2: Emissões por fonte para cada ano



O trabalho de Alvim et al. (2010) estabeleceu valores de emissões de GEE para cada tecnologia constituinte do mix elétrico brasileiro, que estão mais próximas da ordem de magnitude encontrada no presente trabalho: nuclear 27,8 kg CO2-eq/MWh, carvão 1343 kg CO2-eq/MWh, gás natural 523 kg CO2-eq/MWh, bagaço de cana de açúcar 49 kg CO2-eq/MWh, óleo diesel 832 kg CO2-eq/MWh, eólica 21 kg CO2-eq/MWh, e fotovoltaica 105 kg CO2-eq/MWh. A energia solar fotovoltaica possuía as emissões indiretas mais altas dentre todas as constituintes do mix (ALVIN et al., 2010). Os resultados de Turconi, Boldrin e Astrup (2013) são da mesma ordem de magnitude, e os autores ainda discutem que desde uma perspectiva de ACV, os aspectos mais críticos que afetaram a coerência e transparência dos resultados foram a definição da unidade funcional (fronteiras do objeto de estudo), o método de ACV empregado e o tipo de alocação de impactos.

Esta grande variação nos resultados de emissões de GEE para 1 MWh de eletricidade deve-se a falta do uso padronizado de uma mesma metodologia na modelagem de cada inventário, como no exemplo das divergências conceituais mostradas por Medeiros, Oliva e Kiperstock (2013). Quanto aos métodos de avaliação de impacto dos GEE, alguns dos estudos revisados por Medeiros, Oliva e Kiperstock (2013) seguem as recomendações do IPCC a risca enquanto outros incluem o CO_2 de fonte renovável ou usa algum outro critério de inclusão ou exclusão de emissões de GEE que causa diferenças nos resultados.

Segundo Vahl (2014), o gás natural será a base para o plano de desenvolvimento da rede elétrica brasileira, deixando a geração solar fotovoltaica em segundo plano até 2030 - eólica e de biomassa também seguem este ritmo lento de desenvolvimento. Vahl (2014) realizou análises de regressão usando dados históricos do ONS e EPE, concluindo que se a taxa de crescimento real do despacho térmico ocorrer similar à capacidade instalada, até o ano de 2022 o mix elétrico brasileiro possuirá maioria de participação de usinas térmicas, e as emissões associadas ao consumo de eletricidade Brasil podem aumentar entre 44,4% a 90,3% em 2020, e entre 72% e 180,7% em 2030.

Quanto à energia solar, atualmente, a capacidade instalada ainda é pouco representativa, incluindo projetos de P&D, usinas instaladas nos estádios da Copa do Mundo 2014 e usinas enquadradas como mini ou microgeração distribuída, conforme resolução Aneel n° 482/2012 (BRASIL, 2015). Centrais geradoras heliotérmicas não

foram contempladas no horizonte do PDE 2024, servindo apenas como complemento às fontes renováveis intermitentes, a exemplo da eólica.

Percebe-se nesse contexto que, mesmo com a redução na emissão de kg CO_2 - eq/kWh observada a partir do ano de 2015, como consequência da inserção da energia solar fotovoltaica na matriz energética brasileira, ainda não seria possível pensar na substituição de usinas termelétricas por usinas solares. Apesar do seu alto potencial de mitigação ambiental, principalmente se comparada à geração por termelétricas, esse tipo de recurso, tão amplamente disponível no Brasil, possui pouca capacidade de inserção considerando a previsão para a matriz energética brasileira para os próximos anos.

4 Comentários Finais

O objetivo deste estudo foi aplicar a metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) para calcular as emissões de gases de efeito estufa (GEE) associadas à introdução progressiva da energia solar fotovoltaica na matriz energética brasileira. Utilizaram-se processos brasileiros presentes na base de dados EcoInvent, disponível no software SimaPro. O método de avaliação de impacto escolhido foi o IPCC 2013 GWP 100a, devido às preocupações recentes com as mudanças climáticas e para facilitar a comparação com a literatura científica existente. Os documentos de referência utilizados para as projeções energéticas foram o Plano Decenal de Expansão de Energia 2024 e o Plano Nacional de Energia 2030.

Os resultados obtidos demonstram o benefício ambiental da introdução de energias renováveis no mix elétrico brasileiro, embora também se demonstre que o impacto ambiental desses sistemas não é nulo, uma vez é provocado principalmente durante a fabricação de seus materiais e implantação do sistema. Ainda que o resultado tenha sido o esperado, a ACV possibilitou a quantificação das emissões de GEE associadas a cada cenário, para verificação do potencial de mitigação.

A energia solar fotovoltaica, apesar de estar em pleno crescimento no Brasil e apresentar um alto potencial para mitigação ambiental, com a consequente redução na emissão de kg CO_2-eq/kWh, ainda é inexpressiva na matriz energética brasileira. A previsão de inserção desse recurso a partir do ano de 2024 não permite visualizar a substituição das termelétricas pela energia solar fotovoltaica.

Trabalhos futuros dos autores incluem extensão da ACV até a baixa tensão, considerando todas as etapas do Sistema Elétrico de Potência (SEP) com a inclusão da geração distribuída nessa análise.

5 Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Projeto Universal, nº 475879/2013-9).

Referências Bibliográficas

ALVIM, C. F. et al. Comparação da emissão de gases de efeito estufa (GEE) na geração nuclear de eletricidade no Brasil com as de outras fontes. *Economia & Energia*, v. 15, n. 79.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e estrutura: NBR ISO 14040, Rio de Janeiro: ABNT, 2009 – versão corrigida 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Gestão ambiental — Avaliação do ciclo de vida — Requisitos e orientações: NBR ISO 14044, Rio de Janeiro: ABNT, 2009 – versão corrigida 2014.

BRASIL. Agência Nacional de Energia Elétrica ANEEL. Disponível em <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>. Acesso em 03/04/2016.

BRASIL. Empresa de Pesquisa Energética. Disponível em <http://www.epe.gov.br/AnuarioEstatisticodeEnergiaEletrica/20111213_1.pdf> Acesso em 03/04/2016.

BRASIL. Empresa de Pesquisa Energética. Disponível em < http://www.epe.gov.br/AnuarioEstatisticodeEnergiaEletrica/Anu%C3%A1rio%20Estat%C3%ADstico%20de%20Energia%20El%C3%A9trica%202015.pdf>. Acesso em 03/04/2016.

BRASIL. Empresa de Pesquisa Energética. *Plano Decenal de Expansão da Energia 2024*. Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética. Brasília: MME/EPE, 2015 2v.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial – CONMETRO. Resolução no 04, de 15 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a Aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Plano Nacional de Energia 2030. Brasil: MME, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente.O Protocolo de Quioto. 2015a. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/protocolo-de-quioto >. Acesso em 01 mar 2016.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia.Plano Decenal de Expansão de Energia 2024. Empresa de Pesquisa Energética. Brasília, Brasil: MME/EPE, 2015b.

CURSINO, A. Emissões de CO_2 pela geração de eletricidade no Brasil superam em 2014 a previsão do governo para o ano de 2030. 2015. Disponível em: < http://www.mitsidi.com/emissoes-de-co2-pela-geracao-de-eletricidade-no-brasil-superam-em-2014-a-previsao-da-epe-para-o-ano-de-2030/?lang=pt-br >. Acesso em 04 abr 2016.

ECOINVENT. Base de dados. 2015. Disponível em: <www.ecoinvent.ch> Acesso em 01 mar 2016.

GARSIDE, B. Brazil flags INDC of 2030 goal to cut GHGs 43% below 2005 levels. 2015. Disponível em: <http://carbon-pulse.com/9450/>. Acesso em 01 mar 2016.

GUINÉE, J.B. (ed) Life Cycle Assessment: An operational guide to the ISO Standards; LCA in Perspective; Guide; Operational Annex to Guide. Centre for Environmental Science, Leiden University, The Netherlands, 2001.

GUINÉE, .JB. Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers, Boston, 2002.

IEA - International Energy Agency. World Energy outlook 2008. 2008. Disponível em: <http://www.worldenergyoutlook.org/media/weowebsite/2008-1994/weo2008.pdf> Acesso em 04 abr 2016.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE . Revised supplementary methods and good practice guidance arising from the kyoto protocol. 2013. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/> Acesso em 01 mar 2016.

MEDEIROS, D.L.; OLIVA, S.T.; KIPERSTOCK, A. Inconsistências Metodológicas em Estimativas de Emissões de Gases do Efeito Estufa na Matriz Elétrica Brasileira. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 4., 2013, São Paulo. Anais... São Paulo: USP, 2013.

MIRANDA, M.M. Fator de emissão de gases de efeito estufa na geração de energia elétrica no Brasil: implicações da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012.

ONS. Informativo Preliminar Diário de Operação. Disponível em< http://www.ons.org.br/publicacao/ipdo/>. Acesso em 03/04/2016.

PRé Consultants. SimaPro software. 2015 Disponível em: <http://www.simapro.nl>. Acesso em 01 mar 2016.

SEEG. Evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2013): setor de energia e processos industriais. São Paulo: Observatório do Clima, 2015.

TURCONI, R.; BOLDRIN, A.; ASTRUP, T. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies:Overview, comparability and limitations. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 28, p. 555-565, 2013.

VAHL, F. P. Avaliação dos Impactos Ambientais e no Mercado da Trajetória Tecnológica Contemporânea para Geração de Eletricidade no Brasil. 2014. Tese de doutorado, programa de pós-graduação em engenharia de produção, Universidade Federal de Santa Catarina.

WORLD BANK. Brazil Low-carbon Country Case Study. 2010. Disponível em: <http://siteresources.worldbank.org/BRAZILEXTN/Resources/Brazil_LowcarbonStudy.pdf >. Acesso em 01 mar 2016.

Uso de ACV para otimização ambiental de uma biorrefinaria integrada em plantas de celulose

Bernstad Saraiva, A.[1]

[1]*SAGE/COPPE, UFRJ, anna.bernstad.saraiva(a)sage.coppe.ufrj.br*

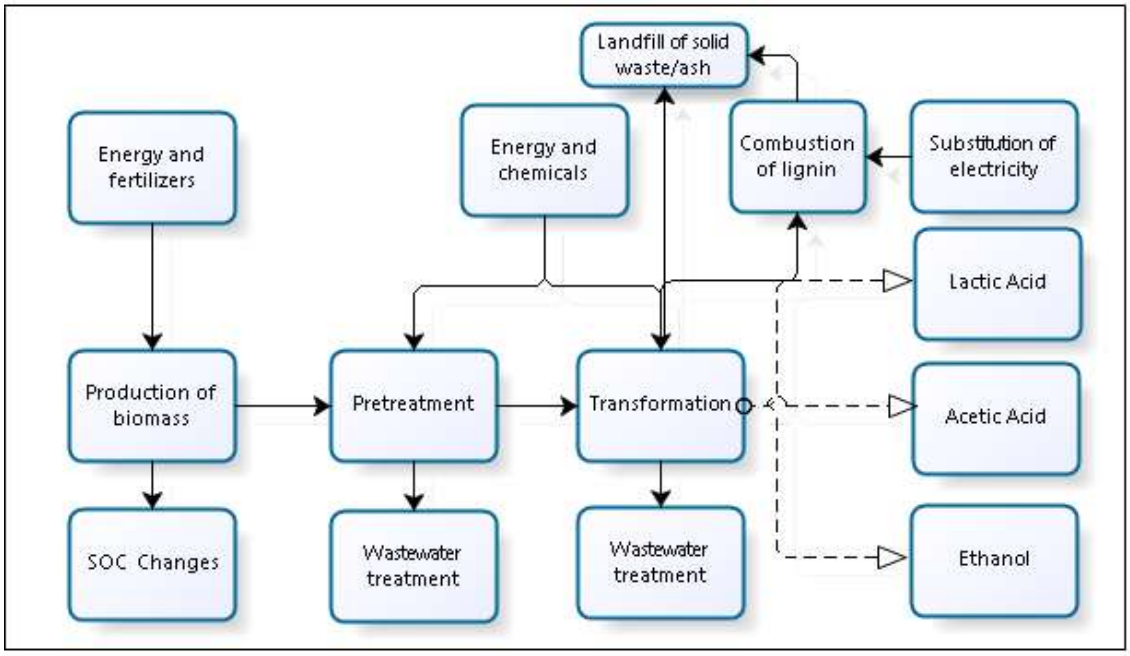
O objetivo do ACV foi de efetuar uma comparação dos impactos ambientais da produção de etanol, ácido láctico e ácido acético, com base em três diferentes tipos de biomassa (celulose de eucalipto, eucalipto de curta rotação e de cana-energia), dentro de uma biorrefinaria integrada em uma planta de celulose. Os resultados foram usados para identificar a melhor combinação (produto/biomassa) de um ponto de vista ambiental. Os subprodutos (lignina usada para recuperação de energia elétrica e subprodutos químicos recuperados para uso interno), foram contabilizados como benefícios aos produtos gerados na biorrefinaria. Os resultados mostram que a produção de etanol de eucalipto gerou as menores emissões de GEE por kg de produto (0,359 kg CO_2-eq./kg etanol) e também foi visto como o mais benéfico em relação à acidificação. A produção de ácido láctico foi vista como preferível em relação à eutrofização. Contudo, o uso do dióxido de carbono do biogás gerado por tratamento anaeróbico do lodo gerado na planta de celulose tem a possibilidade de reduzir significativamente as emissões de GEE da produção de ácido láctico e ácido acético, fazendo do ácido láctico o produto principal de maior interesse.

Palavras-chave: b*iorrefinaria, bioquímicas, biocombustível.*

Introdução

Dentro de uma estratégia de diversificação da indústria de papel e celulose, foi desenvolvido um conceito de biorrefinaria integrada à uma planta de celulose. O conceito tem a possibilidade de produção de biocombustíveis ou bioquímicos, junto com lignina sem enxofre (considerado um subproduto). Além disto, a biorrefinaria também contará com a recuperação de químicos utilizados na planta de celulose. O conceito conta com a possibilidade de produção de três tipos de produtos principais: etanol, ácido láctico ou ácido acético. Também seria possível usar três tipos de biomassa na biorrefinaria: celulose de eucalipto, eucalipto de curta rotação e de cana-energia (Figura 1).

Figura 1: Sistemas investigados no estudo. Linhas pontilhadas representam produtos principais possíveis da biorrefinaria.



Testes laboratoriais foram feitos para investigar as possibilidades de transformação bioquímicas da biomassa e o conceito foi modelado no software WinGEMS para investigar a viabilidade técnica e a necessidade de inputs no processo. O objetivo da ACV pode ser resumido da seguinte forma: efetuar uma comparação dos impactos ambientais da produção de etanol, ácido láctico e ácido acético, com base em três diferentes tipos de biomassa (celulose de eucalipto, eucalipto de curta rotação e de cana-energia), para identificar a melhor combinação (produto/biomassa) de um ponto de vista ambiental. A avaliação será feita para gerar material para a decisão sobre a combinação de produto e biomassa mais interessante para comercialização. A unidade funcional é: a produção de 1 kg de produto principal do berço até saída da fábrica.

Inventário de dados

Dados relacionados a produção de eucalipto foram coletados através um dos maiores produtores de eucalipto no pais (BOSQUE, 2014). Parte dos dados relacionados a produção de cana-energia foram fornecidos por uma empresa que está atualmente desenvolvendo esse sistema de produção (MATUSOKA, 2014), e completadas com dados da literatura (GALDOS et al., 2010). Os efeitos diretos do uso da terra foram abordados, com base no pressuposto conversão de pastagens para o cultivo de matéria-prima, e limitadas a mudanças no carbono orgânico no solo (SOC), usando dados do IPCC (2006).

Dados sobre uso de energia, químicas e biomassa na transformação de matéria-prima para produtos foi fornecido através modelagem da biorrefinaria no software WinGEMS (METSO, 2014). A modelagem também resultou em dados da energia recuperada através incineração da lignina gerada como subproduto nos processos, também como a quantidade de resíduos gerados da planta de celulosa recuperados como inputs para a biorrefinaria. Uso e geração de energia elétrica foi modelada usando dados do ecoinvent (v3.0), ajustando emissões de gases efeito estufa (GEE) com dados da média brasileira em 2014 (MME, 2015). Dados da literatura (DUNN et al, 2012), ajustadas para refletir uso de eletricidade brasileiro, foram usadas para modelagem da produção de encimas.

Um dos principais motivos atrás a integração da biorrefinaria, foi os possíveis benefícios ligadas a recuperação de resíduos da planta de celulosa. Portanto, somente mudanças netos nos inputs e outputs da planta de depois a integração da biorrefinaria foram considerados (Tabela 1).

Fornecimento de biomassa foi alocado integralmente para respectivo produto. Tratamento evitado de resíduos da planta de celulosa e geração de energia da incineração de lignina, foram considerados benefícios para os produtos principais. A modelagem dos sistemas foi feito no SimaPro, usando a metodologia CML2001 (baseline). Do total das 11 categorias de impactos investigados nesta metodologia, os resultados apresentados aqui foram limitados a mudanças climáticas, acidificação e eutrofização, por causa do limite de espaço.

Tabela 1: Inventários considerados nos sistemas investigados. Pp = Produto principal, AL = Ácido lático, Et = Etanol, AA = Ácido acético, E = Eucalipto, ECR = Eucalipto curta rotação, CE = Cana-energia.

Input	Unidade	AL_E	AL_ECR	AL_CE	Et_E	Et_ECR	Et_CE	AA_E	AA_ECR	AA_CE
Biomassa	kg/t pp	2706	2714	3913	5844	5588	7500	2709	2714	3913
Químicas	kg/t pp	505	522	1641	923	959	1200	505	522	2237
Eletricidade	MWh/t pp	3.3	3.3	7.6	6.7	6.9	14.6	3.3	3.3	7.6
Encimas	kg/t pp	35	35	27	73	73	54	35	35	27
Resíduos sólidos	kg/t pp	154	154	48	12	10	343	154	154	831
Lignina	kg/t pp	849	849	500	998	971	958	849	849	500

Resultados e discussão

Entre as combinações investigadas, uso do eucalipto para a produção de etanol gerou as menores emissões de GEE por kg de produto (0,359 kg CO_2-eq./kg de produto) e também foi visto o mais benéfico em relação à acidificação. Produção de ácido láctico foi visto preferível em relação à eutrofização, principalmente divido á necessidade maior de biomassa por produto principal neste sistema comparando com o sistema de etanol. Uso de cana-de-energia como matéria-prima gerou impactos superiores em comparação com o uso do eucalipto e eucalipto de curta rotação, devido um uso maior de químicos e eletricidade na transformação dessa biomassa (Figura 2 e 3). No presente estudo, a fração de GEE ligada a fornecimento de biomassa varia entre 52% no caso de produção de etanol de eucalipto e15-20% na produção de ácido acético e ácido láctico de eucalipto e etanol de cana-de-energia, para 7% no caso de ácido acético e ácido láctico de cana-de-energia. Isso é inferior, comparando com estudos similares anteriores. Segundo Cavalett et al. (2012), mais de 80% dos GEEs foram ligados a produção de biomassa (cana de açúcar) numa biorrefinaria gerando etanol, eletricidade e vinhaça. Souza et al. (2012) obteve resultados similares de uma biorrefineria gerando etanol, eletricidade e biodiesel, baseado principalmente em cana de açúcar, com uma quantidade menor de coco de palma. O principal motivo dessa deferência relativa é relacionado a uma necessidade maior de energia e químicas na transformação de biomassa de lignocelulose para biocombustíveis e bioquímicas de segunda geração, comparando com a transformação de açúcar a produtos de primeira geração. Isso, junto com uma eficiência maior no caso de produção de eucalipto e cana-de-energia comparando com cana de açúcar (i.e. maiores safras por hectare e por input de fertilizante, pesticida etc.), faz que as emissões da produção de biomassa são relativamente inferiores nos resultados apresentados aqui.

Além disso, as mudanças no carbono de solo relacionadas à conversão de pasto para plantagem de eucalipto ou cana-de-energia, terá um efeito de sequestro de carbono, fato que também diminui os impactos relacionados a produção de biomassa no presente estudo. Souza et al. (2012) obteve resultados similares em pressupor produção de cana de açúcar em áreas com pasto degradado em vez de áreas com bioma natural de Cerradão. Os impactos de uso de áreas com floresta com cobertura de copa de arvores acima de 30% foram investigadas em um analise de sensibilidade. No caso de energia elétrica, dados médios foram usados no cenário de referência. Divido um crescimento nas emissões de GEE nos últimos anos da matriz elétrico nacional, foi também investigado a sensibilidade a um crescimento radical nessas emissões, representado por um uso de gás natural como fonte de energia elétrica. Finalmente, dióxido de carbono foi usado na transformação de biomassa para ácido acético e láctico. No caso de referência foi considerado que o gás seria fornecido de matéria prima fóssil. O efeito de uma integração dos sistemas com um processo de produção de degradação anaeróbico de lodo gerado na planta de celulosa, onde dióxido de carbono seria recuperado para uso internamente foi investigado num analise de sensibilidade. Deve ser lembrado que isso será apenas uma estimativa dos efeitos, já que fatores como a necessidade de input de macro nutrientes no tratamento do lodo e os benefícios da geração de energia elétrica do metano gerado no processo não foram consideradas (Figura 4).

Figura 2. Emissões de GEE dividido em diferentes fases, para cada uma das combinações de biomassa e produto investigados. AL = Ácido lático, Et = Etanol, AA = Ácido acético, E = Eucalipto, ECR = Eucalipto curta rotação, CE = Cana-de-energia.

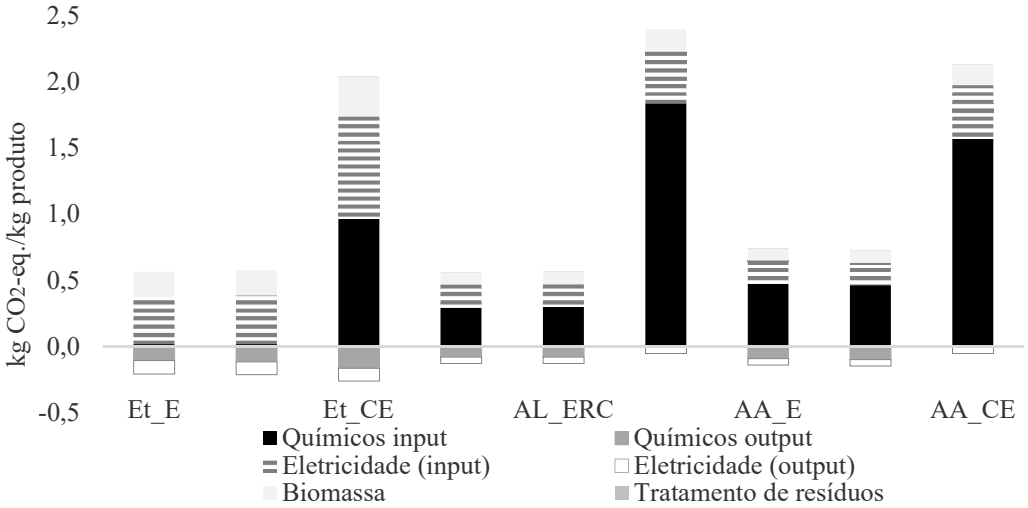


Figura 3. Acidificação e eletrificação dividido em diferentes fases, para cada uma das combinações de biomassa e produto investigados. AL = Ácido lático, Et = Etanol, AA = Ácido acético, E = Eucalipto, ECR = Eucalipto curta rotação, CE = Cana-de-energia.

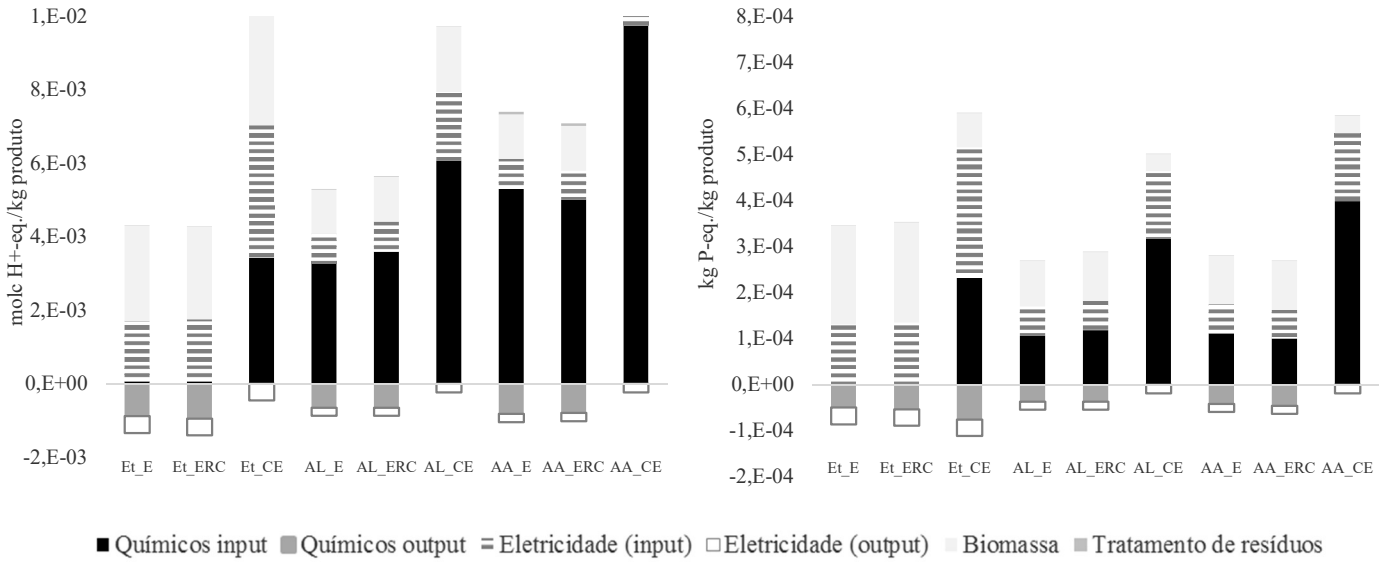
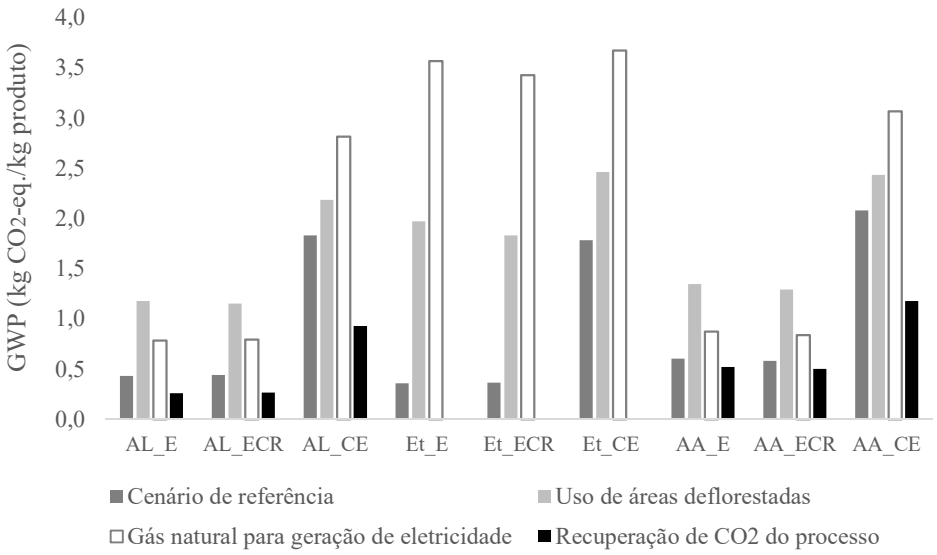


Figura 4. Emissões de GEE no cenário de referência e nos analises de sensibilidade para cada uma das combinações de biomassa e produto investigados. AL = Ácido lático, Et = Etanol, AA = Ácido acético, E = Eucalipto, ECR = Eucalipto curta rotação, CE = Cana-de-energia.



Divido o alto consumo de energia elétrica na transformação de cana-de-energia comparando com o uso de eucalipto, também como na transformação de biomassa a etanol comparando com ácido láctico e acético, estes sistemas tem uma sensibilidade maior em relação a fonte da energia elétrica. Todos os sistemas têm uma sensibilidade grande em relação ao tipo de área convertida para produção de biomassa, mas o efeito é menor nos sistemas usando cana-de-energia, divido uma produção supostamente maior por hectare dessa biomassa. Foi visto que uma recuperação interna de dióxido de carbono tem um potencial grande de diminuir os GEE relacionados à produção de ácido láctico e acético, tornando ácido láctico de eucalipto o sistema mais favorável em termos de impactos ligados a mudanças do clima.

Conclusões

O estudo mostra os potenciais no uso do ACV no processo de desenvolvimento de produtos ambientalmente amigáveis. Os resultados darão uma orientação na tomada de decisões para os próximos passos no desenvolvimento da biorrefinaria – tanto no aspecto de mostrar as combinações mais interessantes dum ponto de vista ambiental, quanto no aspecto de mostrar as áreas onde os impactos são grandes e, portanto, deve estar no foco para diminuir ainda mais os impactos dos diferentes sistemas. Portanto, o estudo apresenta um caso onde o ACV foi usado como um feramenta no processo de desenvolvimento de novos produtos.

Referências Bibliográficas

BOSQUE, E. S. J. (2014). Fibria Celulose S.A. Comunicação pessoal por e-mail. Assunto do e-mai: Dados produção de eucalipto. Setembro de 2014.

CAVALETT, C., FERREIRA CHAGAS, M., SEABRA, J.E.A. AND BONOMI, A. (2012). Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *Int J Life Cycle Assess*. 18, pp. 647–658. DOI 10.1007/s11367-012-0465-0.

DUNN, J.B., MUELLER, S., WANG, M. AND HAN, J. 2012. Energy consumption and greenhouse gas emissions from enzyme and yeast manufacture for corn and cellulosic ethanol production. *Biotech. Lett.* DOI 10.1007/s10529-012-1057-6.

METSO (2014). Metso Process Simulator (Metso WinGEMS). http://wingems.software.informer.com/.

MME – Ministério de Minas e Energia. Balanço Energético Nacional 2014. Disponível em: http://www.mme.gov.br/web/guest/publicacoes-e-indicadores/balanco-energetico-nacional, acessado em: 16/02/2015.

SOUZA, S.P., DE ÁVILA, M.R.T., PACCA, S.R. 2012. Life cycle assessment of sugarcane ethanol and palm oil biodiesel joint production. *Biomass and Bioenergy*. 44, pp. 70-79.

Seleção de alternativas de processamento de álcool laurílico etoxilado sulfatado baseada na variável ambiental

Maria da Graça C.B. Popi[1], Lorena B. de Jesus[1], Luiz A. Kulay[2]

[1] *Oxiteno S/A Indústria e Comércio, maria.busica@oxiteno.com*
[2] *Departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo*

Resumo. O álcool laurílico etoxilado sulfatado (SLES) é um tensoativo utilizado em escala mundial principalmente em formulações de detergentes para lavagem de louças e roupas, devido às suas propriedades de emulsificação e limpeza. Muito embora o SLES traga benefícios para a sociedade, seu processamento não está isento de gerar impactos ao meio ambiente. A intensificação das sanções governamentais e as pressões de mercado, aliadas a um aumento do senso de responsabilidade ambiental, têm levado a indústria química a exercitar práticas de gestão mais ambientalmente sustentáveis, baseadas em uso adequado de recursos naturais e redução de perdas ao longo da cadeia produtiva. Consciente dos ganhos que esta mudança pode trazer ao negócio, uma empresa do segmento químico decidiu revisar a tecnologia empregada para produção de SLES, com vistas a identificar potenciais oportunidades de melhoria de desempenho, reduzir custos e capitalizar a postura proativa exercitada junto ao mercado. A fim de atender a tais propósitos empregou-se uma metodologia baseada nos princípios de Life Cycle Management (LCM) composta de quatro fases: (I) Diagnóstico do desempenho ambiental da produção de SLES; (II) Estudo de novos arranjos tecnológicos voltados à redução de efeitos adversos ao ambiente; (III) Definição de critérios econômico-ambientais e identificação de soluções potenciais de melhoria; e (IV) Verificação da efetividade ambiental das variantes tecnológicas propostas. Para a elaboração do diagnóstico (Fase I da metodologia), aplicou-se a técnica de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) com escopo do berço-ao-portão, para um Fluxo de Referência correspondente a 'produzir 1,0 t de SLES'. A avaliação de impactos ocorreu via método ReCiPe Midpoint (H) v1.11 para as categorias: Mudanças climáticas; Eutrofização de água doce; Ecotoxicidade terrestre e de água doce; Ocupação de solos agrícolas; Depleção de recursos hídricos e fósseis. Os resultados obtidos mostram que os principais impactos do processamento de SLES ocorrem nas seguintes etapas de processo: (i) no cultivo de palma e extração do óleo de palmiste (PKO), realizados na Malásia; (ii) durante a geração de energia térmica e (iii) na síntese de óxido de etileno. Para cada uma das etapas identificadas foram propostas como soluções de melhoria (Fase III): (a) uso de PKO produzido no Brasil, (b) mudança da fonte de suprimento para álcool laurílico de origem sintética; (c) uso de combustíveis alternativos para geração de energia térmica; (d) uso de óxido de etileno de origem renovável. Neste momento, o projeto encontra-se na Fase IV, de verificação e análise do grau de efetividade das soluções propostas.

Palavras-chave. Álcool Laurílico Etoxilado Sulfatado, Melhoria de Processo, Gestão Ambiental, Indústria Química.

1. Introdução

Os tensoativos aniônicos são insumos do setor de detergentes cujo consumo médio mundial atinge 8,2 Mt /ano (JANSHEKAR et al., 2013) e que se destacam como uma classe importante de produtos utilizados para fabricação de bens de consumo de uso cotidiano. Dentre os tensoativos aniônicos mais utilizados para aplicações em detergentes estão os álcoois graxos etoxilados sulfatados. Tais intermediários de processo são obtidos a partir da etoxilação e posterior sulfatação de álcoois graxos alifáticos primários de alto peso molecular, contendo doze ou mais átomos de carbono por molécula e possuindo no mínimo 35% de cadeia sem ramificações (JANSHEKAR, GREINER E INOGUCHI, 2013).

Os álcoois etoxilados sulfatados são objetos de estudos interessantes para a implementação de práticas voltadas à melhoria de desempenho ambiental, pelo fato de apresentarem tecnologias de processo consagradas e cadeias de produção bem constituídas, que podem se associar a outros segmentos de base, como o agrícola, por exemplo. Além disso, esses produtos mostram ter potencial de disseminação de conceitos de responsabilidade ambiental não apenas a montante de seu processamento, mas também junto ao consumidor final.

O exercício da abordagem sistêmica, sobretudo para efeito de identificação de oportunidades de melhoria de desempenho ambiental, predispõe a utilização de ferramentas consistentes com precisão adequada ao exercício que se pretende. A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) aparece como uma alternativa atraente e efetiva, pelo fato de ser capaz de quantificar impactos ambientais proporcionados pelo exercício de certa função por um produto, processo ou serviço, ao longo de todo seu ciclo de vida (SILVA, 2012).

A ACV é uma técnica de diagnóstico que possibilita a incorporação da variável ambiental no processo de tomada de decisão nos níveis operacional, tático e estratégico das corporações. Isso ocorre devido às possibilidades que a metodologia proporciona de comparação entre alternativas de processamento para a fabricação de um produto (variantes tecnológicas e de matérias-primas; utilidades; e de logísticas de distribuição de insumos ou do produto acabado) com o objetivo de identificar a alternativa de menor impacto ambiental associado, além da verificação das etapas do ciclo de vida em que esses efeitos sejam mais significantes (SILVA e KULAY, 2006).

O presente trabalho tem por objetivo avaliar os efeitos ambientais proporcionados pela implantação de variações processuais realizadas sobre a cadeia produtiva de álcoois graxos etoxilados sulfatados. Espera-se que essa análise venha a fornecer subsídios que permitam fundamentar ações de tomada de decisão gerencial associada ao processamento que levem em consideração a variável ambiental.

2. Método de Trabalho

O Método de Trabalho usado na condução desse trabalho se baseia em princípios de *Life Cycle Management (LCM)*, e compreende quatro fases:

I. Elaboração de um diagnóstico do desempenho ambiental para produção de SLES de acordo com as condições em que este processamento se desenvolve. O diagnóstico serve para identificar pontos desta cadeia de produção para os quais cabe propor ações de mitigação, redução, ou até, minimização de impactos;

II. Levantamento e análise de arranjos tecnológicos capazes de atender àquela expectativa;

III. Definição e aplicação de critérios econômico-ambientais para seleção de soluções de melhoria;

IV. Avaliação do grau de efetividade ambiental das variantes tecnológicas analisadas.

No desenvolvimento da Fase I do método, a técnica de ACV foi aplicada segundo o enfoque do 'berço-ao-portão', e tendo por Fluxo de Referência (FR) '*produzir 1,0 t SLES*'. Depois de identificados os principais focos de geração de impactos ambientais da cadeia produtiva do ativo, foram mapeadas alternativas (Fase II) capazes de melhorar esse desempenho ambiental. Para tanto empregou-se uma abordagem baseada nos conceitos de Eficiência de Produção e Gestão Ambiental disseminados pela filosofia de *Resource Efficiency and Cleaner Prodution (RECP)* (UNEP-UNIDO, 2010).

Na Fase III as alternativas antes identificadas são avaliadas a partir de critérios econômicos e ambientais para, então, selecionar-se as soluções de melhoria mais adequadas. Feito isso será possível levar adiante a Fase IV do método, que compreende a especificação dos cenários e sua incorporação ao modelo original sob a forma de variantes tecnológicas. Cada novo arranjo passa a constituir um cenário potencial de melhoria de processo, cuja efetividade ambiental deverá ser verificada a partir da aplicação da técnica de ACV, para as mesmas condições do diagnóstico inicial para o cenário base.

3. Modelagem do sistema de produto

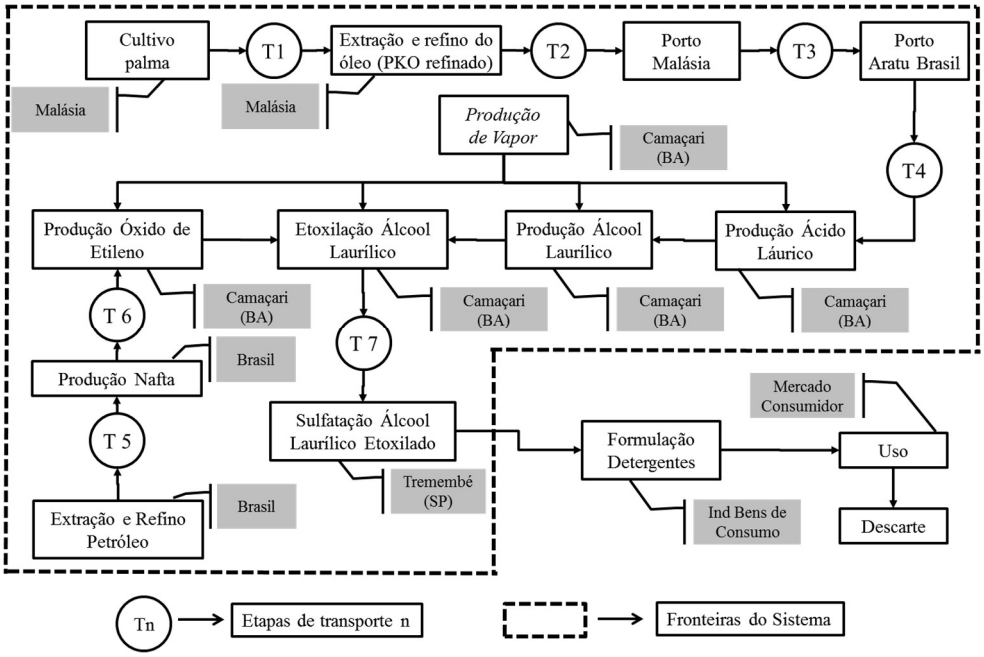
O ciclo de vida do produto no cenário base inicia-se na etapa de cultivo de palma em localidades agrícolas instaladas na Malásia e Indonésia. Após a colheita, a semente do fruto de palma (*palm kernel*) serve de matéria-

prima para os processos de extração e beneficiamento de óleo de palmiste (*palm kernel oil* - PKO). Do PKO se obtém ácido graxo com distribuição carbônica entre C_8 e C_{18}. Esta produção, assim como a destilação do referido produto, consome energia térmica – disponibilizada na forma de vapor – e ocorre em Camaçari (BA). A partir da esterificação e da hidrogenação de ácido graxo destilado (C_{12}-C_{18}), obtém-se álcoois graxos, que por destilação geram o intermediário químico de interesse para a continuidade do processo: o álcool laurílico (C_{12}-C_{14}).

O álcool laurílico (C_{12}-C_{14}) é combinado com óxido de etileno – ativo de origem petroquímica – sob condições controladas, ainda na mesma planta industrial em Camaçari (BA). Dessa transformação decorre a formação do álcool laurílico etoxilado com 3 mols de óxido de etileno (EO). A etapa seguinte de produção tem lugar em planta química localizada na cidade de Tremembé (SP), e consome enxofre líquido e álcool laurílico etoxilado 3EO. Deste processo obtém-se álcool laurílico etoxilado 3EO sulfatado de concentração 70% em água (SLES 3EO).

As etapas de transporte envolvidas nesse arranjo foram também consideradas para efeito de modelagem do sistema de produto; o mesmo ocorreu com a produção de utilidades industriais (água industrial, água para caldeira, vapor e energia elétrica) envolvidas nas transformações. Constam ainda do sistema de produto perdas para o ambiente na forma de rejeitos de processo – descritas em termos de lançamentos de efluentes hídricos e emissões atmosféricas – incluindo suas destinações finais. O sistema de produto do álcool laurílico etoxilado sulfatado aparece esquematizado na Figura 1.

Figura 1: Sistema de produto e respectivas fronteiras – Cenário Base



Fonte: adaptado de Popi (2015)

4. Bases conceituais, requisitos técnicos e premissas

Este estudo foi realizado em consonância com o arcabouço conceitual estabelecido pelas normas ABNT ISO NBR 14040 (ABNT, 2009a) e 14044 (ABNT, 2009b). Assim sendo, definiu-se como objetivo: avaliar o desempenho ambiental do produto álcool laurílico etoxilado sulfatado. Os propósitos a que o estudo se destina consistem da identificação de pontos potenciais de melhoria do referido arranjo processual. O público-alvo a que se destina a iniciativa é composto de gestores e demais *stakeholders* associados ao referido processamento.

Quanto à definição de escopo, foram estabelecidos os requisitos técnicos indicados a seguir:

a. Função: por tratar-se de uma abordagem do tipo "berço-ao-portão da fábrica", os aspectos ambientais de pós-produção (e seus respectivos impactos) deixam de ser observados. Por conta disso, não procedeu-se a definição da função do produto neste caso.
b. Fluxo de referência (FR): em estudos para os quais a técnica de ACV venha a ser com enfoque "do berço ao portão da fábrica" a unidade funcional deixa de ter sentido. Isso porque em casos como esses, deixa de existir a etapa de atendimento de uma função, ou seja, o 'uso do produto'. Assim, a UF passa a ser substituída pelo Fluxo de referência, que no presente estudo foi estabelecida como "produzir 1,0t álcool laurílico etoxilado sulfatado".
c. Definição das fronteiras do sistema de produto: foram incluídos os processos elementares relacionados a: (i) cultivo da palma, incluindo as etapas de extração e beneficiamento do óleo, ambos na Malásia; (ii) transporte transoceânico do óleo refinado até o Brasil; (iii) processamentos industriais do óleo até a obtenção de álcool laurílico etoxilado sulfatado por meio de etapas intermediárias de produção de ácido láurico, álcool laurílico, etoxilação e sulfatação. A estrutura do sistema de produto é apresentada na Figura 1.
d. Tipo e Qualidade dos dados: a modelagem do sistema ocorreu majoritariamente a partir de dados primários. Para os casos em que isso não foi possível fez-se uso de dados secundários obtidos de fontes referenciáveis. Como cobertura temporal foi adotado o ano de 2011. A cobertura geográfica compreendeu os estados da Bahia e de São Paulo, além das produções de palma que ocorrem na Malásia e Indonésia. A cobertura tecnológica considerou aspectos processuais descritos na modelagem do sistema de produto.
e. Critérios de exclusão: foram desconsiderados fluxos elementares de entrada e saída cujas contribuições cumulativas em termos de massa e energia estivessem abaixo de 1% exceto para contribuições de elevada relevância ambiental, que foram mantidas no sistema mesmo nas situações em que tais aspectos ambientais fossem desconsiderados pelos critérios quantitativos antes citados (ABNT, 2009b).
f. Tratamento de multifuncionalidade: para situações de multifuncionalidade fez-se uso do procedimento de alocação. Isso ocorreu durante a produção de PKO que ocorre na Malásia em que fez-se uso do critério econômico a partir de referência já utilizada em inventários deste produto na base de dados Ecoinvent (JUNGBLUTH et al., 2007).
g. Categorias de impacto e método de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV): a avaliação de impactos ambientais foi conduzida a partir da aplicação do método ReCiPe Midpoint (H) v1.11 (GOEDKOOP et al., 2009) para as categorias: Mudanças climáticas (CC); Eutrofização de água doce (EUT); Ecotoxicidade terrestre (TET); Ecotoxicidade de água doce (WET); Ocupação de solos agrícolas (ALO); Depleção de recursos hídricos (WD) e Depleção de recursos fósseis (FD).

Além das premissas acima, também foram estabelecidas condicionantes específicas para o estudo. São estas:

- Não foram considerados aspectos ambientais associados à construção de bens de capital, uso de mão-de-obra e fabricação de embalagens, independentemente de atenderem aos critérios de exclusão.
- Apenas aspectos ambientais que puderam ser aferidos e verificados foram incluídos na presente análise.
- Emissões atmosféricas derivadas da queima de combustíveis em caldeiras para geração de vapor foram determinadas por meio de balanço estequiométrico.
- Para insumos de processo cuja origem não é conhecida, adotou-se o valor padrão de distância de 50 km desde os portões do fabricante até o local de sua utilização.
- A geração e o transporte de energia elétrica foram caracterizados a partir de bancos de dados internacionais que foram adaptados para as condições brasileiras pela equipe do projeto, o que introduz imprecisão, avaliada como aceitável para este estudo.

5. Resultados e Discussões

A Tabela 1 sumariza o perfil de impacto ambiental da produção de 1,0 t de SLES 3EO, via aplicação do método ReCiPe Midpoint (H) v1.11 (GOEDKOOP et al., 2009).

Tabela 1: Perfil de impacto ambiental para a produção de 1t de SLES 3EO – Cenário Base

Categoria de impacto	Unidade	Total
CC	kg $CO_{2\ eq}$	1,86E+03
EUT	kg P eq	1,01E-01
TET	kg 1,4-DB eq	9,07E+02
WET	kg 1,4-DB eq	1,42E+02
ALO	m^2a	1,17E+03
WD	m^3	1,98E+02
FD	kg oil eq	6,00E+02

Este diagnóstico corresponde à primeira etapa da iniciativa, na qual se formula e analisa o perfil de impactos associados ao referido produto, com vistas a identificar as etapas em que se concentram as principais contribuições em termos de impacto. A partir desta análise pretende-se juntar subsídios para dar andamento à iniciativa, propondo ações que mitiguem, minimizem, ou mesmo, exauram esses mesmos efeitos. Adiante-se que os desdobramentos dessas ações serão testados, mais uma vez por meio da aplicação da técnica de ACV, com vistas a verificar efeitos ambientais que delas possam decorrer.

As principais contribuições em termos de CC foram analisadas e estão relacionadas às seguintes etapas do ciclo de vida: transformações de solo para cultivo de palma e tratos culturais para promover o crescimento da palma somando 41%; a queima de combustíveis fósseis para geração de energia térmica e a própria produção do gás natural consumido nesta ação contribuem com 19%. Os transportes rodoviários que ocorrem ao longo de toda a cadeia produtiva aportam 9%; outros 6% são herdados da geração de energia elétrica no Brasil; 4% advêm da produção de óxido de etileno, e mais 3% são devidos ao transporte transoceânico do PKO desde a Ásia até o Brasil. As demais contribuiões, que somam cerca de 18%, estão estratificados entre diversos processos elementares que também integram o sistema de produto.Em termos de EUT, 79% das contribuições são provenientes da produção e transporte do álcool laurílico etoxilado e 19% do hidróxido de sódio utilizados na produção do álcool etoxilado sulfatado, principalmente originárias de perdas de fósforo para a água.

Praticamente a totalidade dos impactos em TET e WET que decorrem da produção e transporte do álcool laurílico etoxilado e referem-se às perdas do pesticida agrícola Cipermetrina para as águas superficial e profunda durante o cultivo da palma.

Os resultados em termos de ALO foram profundamente afetados pela participação de insumos de origem renovável no sistema de produto; dentre estes, deve merecer especial destaque o óleo de palmiste. Tal constatação ocorreu também para WD em que os processos agrícolas mostram ter participação efetiva, representando 98% dos impactos nesta categoria.

94% de impacto em FD provenientes da produção e transporte do álcool laurílico etoxilado podem ser explicados pelo consumo de combustíveis derivados de petróleo nos transportes, assim como, de gás natural para geração de energia térmica para os processamentos. A síntese de óxido de etileno completa a relação de estágios contribuidores deste impacto.

A análise direta dos resultados revela que os impactos ambientais associados à produção SLES 3EO têm as seguintes origens:

- Produção de álcool laurílico, com os respectivos aportes provenientes das transformações de solo e dos tratos culturais para cultivo de palma na Ásia; e do transporte transoceânico do óleo de palmiste para o Brasil;
- Geração de energia térmica via aportes provenientes da queima de combustíveis fósseis;
- Síntese de óxido de etileno, por conta de sua procedência (a partir de etileno) de origem fóssil.

6. Considerações Finais e Próximas Etapas

Partindo dos resultados obtidos realizou-se um estudo para identificação de potenciais soluções de melhoria. Após um processo de seleção baseado em critérios econômicos e ambientais, novos arranjos tecnológicos foram especificados e modelados. No momento atual essas alternativas estão sendo verificadas em termos dos benefícios ambientais que, de fato, podem proporcionar. Tais ações são detalhadas a seguir.

Para o Grupo I: Álcool laurílico, foram delineadas alternativas de substituição do PKO importado da Malásia por homólogo nacional. Este cenário busca verificar a influência das mudanças geográficas e seus impactos em termos de transformação do solo e cultivo de palma no Brasil. Também serão aferidos os efeitos do transporte dentro do Brasil em comparação com o de origem transoceânica. Finalmente, será avaliada a influência em termos de perfil de impactos ambientais da substituição de um insumo de origem renovável pelo seu congênere de origem petroquímica:

a. PKO produzido localmente (incluindo o cultivo de palma e a produção de óleo de palma) no estado do Pará, Região Norte do Brasil;
b. Álcool laurílico sintético obtido de fonte fóssil a partir de olefinas de petróleo produzido nos Estados Unidos;
c. Álcool laurílico sintético obtido de fonte fóssil a partir de olefinas de petróleo produzido na Europa;
d. Álcool laurílico sintético obtido de fonte fóssil a partir de olefinas de petróleo produzido na Ásia.

Para o Grupo II: Energia térmica para processamentos industriais que ocorrem no Brasil – foram identificadas quatro alternativas:

a. Geração de energia térmica a partir de biomassa;
b. Geração de energia térmica a partir de gás natural;
c. Geração de energia térmica a partir de gás residual – tail gas;
d. Geração de energia térmica a partir de óleo combustível.

Por fim, para o Grupo III: Síntese de óxido de etileno, duas possibilidades de melhoria foram propostas, a fim de medir as diferenças em termos de perfil de impactos ambientais da substituição de um insumo de origem petroquímica pela alternativa de origem renovável.

a. Substituição de óxido de etileno fóssil por sucedâneo derivado de etileno de cana-de-açúcar proveniente do Brasil;
b. Substituição de óxido de etileno fóssil por sucedâneo derivado de etileno de cana-de-açúcar proveniente da Índia.

A classificação das soluções de melhoria selecionadas para seguir com a Fase IV do método compuseram quatro cenários alternativos ao cenário base, destacados a seguir:

- Cenário I: PKO produzido no estado do Pará, Região Norte do Brasil (incluindo o cultivo de palma e a produção de óleo de palma).
- Cenário II: Álcool laurílico sintético obtido de fonte fóssil a partir de olefinas de petróleo produzido nos Estados Unidos.
- Cenário III: Energia térmica para as etapas de processamento industrial que ocorrem no Brasil gerada a partir de biomassa.
- Cenário IV: Substituição de óxido de etileno fóssil por sucedâneo derivado de etileno de cana-de-açúcar proveniente do Brasil.

7. Referências Bibliográficas

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009a) *NBR ISO 14040:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura.* ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. 21 p.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009b) *NBR ISO 14044:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações.* ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p.

GOEDKOOP M. et al. (2009) ReCiPe 2008 – *A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level* - First edition - Report I: Characterisation. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, The Netherlands. http://www.lcia-recipe.net

JANSHEKAR, H.; GREINER, E.; INOGUCHI, Y. (2013) Chemical Economics Handbook. *Surfactants, Household Detergents and Their Raw Materials (583.8000)*. IHS Chemical.

JANSHEKAR, H. et al. (2013) Specialty Chemicals Update Program. *Surfactants.* IHS Chemical.

JUNGBLUTH, N. et al. (2007) Life Cycle Inventories of Bioenergy. *Ecoinvent Report Nº 17 - Data V2.0*. Ecoinvent Centre - Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Uster, p.755.

POPI, M.G.C.B. (2015) *Avaliação da efetividade de arranjos processuais na melhoria do desempenho ambiental da produção de álcool laurílico etoxilado sulfatado*. Dissertação de mestrado. Departamento de Engenharia Química, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo.

SILVA, G. A. (2012) Disciplina PQI 5849: Fundamentos da Proteção Ambiental e Segurança de Processos Industriais. São Paulo: Programa de Pós Graduação em Engenharia Química da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

SILVA, G.A.; KULAY, L. (2006) Avaliação do ciclo de vida. In: VILELA JUNIO, A. e DEMAJOROVIC, J. (Ed.). Modelos de ferramentas de gestão ambiental: desafios e perspectivas para organizações. Editora SENAC.

UNEP-UNIDO (2010) United Nations Environment Program & United Nations Industrial Organization. *Taking Stock and Moving Forward*. The UNIDO–UNEP National Cleaner Production Centres. Sustainable Production in Practice in Developing and Transition Countries. Joint UNIDO-UNEP Programme on Resource Efficient and Cleaner Production. Disponível em: < http://www.unep.org/resourceefficiency/Business/CleanerSaferProduction/ResourceEfficientCleanerProduction >. Acesso em: 25 out 2015.

Pegada de carbono do melão em sistemas alternativos de cultivo, na região de Tibau, Rn.

Viviane da Silva Barros[1], Ebenézer Silva de Oliveira.[2], Tayane Lima Santos[3], Maria Cléa Brito Figueiredo[2].

[1] *Universidade Federal Rural do Semiárido-UFERSA, email: vivianebarros1@hotmail.com*
[2] *EMBRAPA– Agroindústria Tropical*
[3] *Universidade Federal do Ceará-UFC*

***Resumo**: Nos últimos anos, o melão tornou-se um dos mais importantes produtos do agronegócio brasileiro, tanto para o mercado interno quanto de exportação. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2014, foram produzidos no Brasil 589.939 toneladas de melão, com um valor de R$ 491.792,00 e com uma área plantada de 22.001 ha. Atualmente, tanto o mercado europeu como o norte americano, valorizam a importação de melões de regiões que apresentem certificações da pegada de carbono desse produto. Assim, esse trabalho avalia a Pegada de carbono da produção de melão, com o objetivo de determinar a eficiência de sistema de cultivo atualmente praticado (convencional) em comparação com sistemas alternativos, baseados no uso de práticas agrícolas que promovem a conservação do solo. Esse estudo se baseia na avaliação do ciclo de vida do berço ao portão, com foco na categoria de impacto Mudança Climática. Os gases de efeito estufa foram estimados utilizando os mesmos fatores de emissão utilizados nos inventários do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas e no Inventário Brasileiro de Gases de Efeito Estufa. Os dados primários para essa avaliação foram coletados em experimento de campo localizado em Tibaú-RN em 2011 e os secundários são provenientes da literatura e das bases de dados do ecoinvent 3.01. Os sistemas de cultivo de melão considerados foram: i) o Convencional, onde o melão foi cultivado utilizando-se adubação mineral e composto orgânico e incorporação de vegetação espontânea ; ii) Conservacionista com incorporação, onde o melão é plantado após a incorporação da adubação verde, proveniente da biomassa vegetal produzido do Feijão guandu (Cajanus cajan L.) e do Milho (Zea mays L.) consorciado com braquiária brizantha (CV. Marandu); (iii) Conservacionista sem incorporação, onde o melão é plantado sobre a palhada da biomassa vegetal também proveniente do Feijão Guandu (Cajanus cajan L.) e do milho (Zea mays L.) consorciado com braquiária brizantha (CV. Marandu). A pegada de carbono média do sistema i (convencional), foi de 756,90 kg CO_2-eq/t. Já nos sistemas conservacionistas, o melhor resultado é de 647,82 kg CO2-eq/t de melão no sistema com incorporação de milho e braquiária e que também apresentou o melhor resultado em termos de produtividade com 26,49 t/ha. Observou-se que a mudança do uso da terra e o transporte do melão do Porto do Pecém, no Ceará, para o porto de Rotterdam na Europa, nesse sistema, são os processos que mais contribuem para a pegada de carbono, com 33,18% e 21,72%, respectivamente. Outros processos como atividades pós-colheita também contribuem para o incremento da pegada de carbono. Esses resultados mostram que a resposta da cultura em termos de pegada de carbono é melhor na adubação verde com incorporação de milho consorciado com braquiária, sendo essa uma alternativa viável ao sistema convencional para os produtores da região em estudo, por gerar menor pegada de carbono e maior produtividade.*

Palavras-chave: Gases de efeito estufa, mudanças climáticas, impacto ambiental.

1 Introdução

O Brasil possui uma Política Nacional sobre mudança do clima (PNMC), que, por meio da Lei no 12.187/2009, definiu o compromisso nacional voluntário de adoção de ações com vistas a reduzir em torno de 6,5% suas emissões de gases de efeito estufa (GEE) projetadas até 2020. Sabe-se que os setores agropecuário e de mudança do uso da terra foram responsáveis por 37% e 15% das emissões de CO_2-eq no ano de 2012, respectivamente, com um aumento de 17% no setor agropecuário em relação ao levantamento de 2005.

Nesse contexto, estudos de pegada carbono de produtos agrícolas tornam-se cada vez mais importantes, já que podem ser requeridos (como barreira não tarifária) pelas cadeias de suprimento e podem servir como base para

definição de ações de redução das emissões de gases de efeito estufa. Protocolos internacionais e normas de certificação de pegada de carbono já estão disponíveis, podendo-se citar: a norma PAS 2050 (BSI, 2008), a ISO 14067 (2013) e as normas do *World Resources Institute* (WRI), lançadas em 2008 em parceria com o *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD).

No Brasil, o melão é um produto estratégico, visto como fonte de geração de emprego e renda, sendo um dos principais produtos de exportação da região Nordeste do país tendo produzido 589.939 toneladas em 2014, gerando um valor de R$ 491.792,00, com uma área plantada de 22.001 ha. A maior parte da produção nacional (75,92%) esteve concentrada na região Nordeste, principalmente nos estados do Ceará e Rio Grande Norte, com 28,89% e 32,11%, respectivamente (IBGE, 2015).

Visando intensificar ações de mitigação das emissões nessa cadeia produtiva, assim como apoiar produtores em programas de certificação de carbono, foi realizado um experimento em uma unidade produtora de melão, em Tibau-RN, Brasil, no ano de 2011, com o objetivo de determinar a pegada de carbono do melão amarelo Goldex. Nesse experimento, foram considerados diferentes sistemas de cultivo e avaliadas comparativamente as pegadas de carbono desses sistemas.

Os sistemas de cultivos avaliados foram o convencional, praticado na fazenda e em outras unidades produtivas da região, e quatro sistemas conservacionistas, baseados na incorporação ou não dos adubos verdes: milho consorciado com braquiária e feijão guandu anão solteiro. Os resultados desse estudo fornecem aos produtores de melão da região informações sobre sistemas de cultivo com menor pegada de carbono, assim como aponta alternativas para redução da pegada.

2 Materiais e Método

A pegada de carbono do melão amarelo produzido em diferentes sistemas de cultivo foi fundamentada na avaliação de ciclo de vida, segundo as normas ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a, 2006b), focando-se na categoria de impacto ambiental mudança climática.

2.1 Fronteira do sistema e Unidade funcional

O sistema de produto em estudo abrange: (a) processos à montante, referentes à produção e transporte de insumos, como sementes de melão, de Feijão Guandu, de Braquiária e Milho; fertilizantes, agrotóxicos, plásticos, combustível, energia entre outros; (b) processos que ocorrem na área de estudo, referentes a produção da biomassa vegetal proveniente das culturas de adubação verde, a produção de mudas de melão, a produção de melão e a embalagem dos frutos; e (c) processo à jusante, relacionado ao transporte marítimo do melão para os portos de destinos localizados na Europa.

A avaliação dos sistemas de cultivo é relativa a um quilo de melão amarelo exportado da área experimental em Tibau/RN para o porto de Rotterdam, na Holanda.

2.2 Inventário de insumos e das emissões de gases de efeito estufa.

O inventário dos dados primários foi realizado durante o ano de 2011 na unidade experimental da fazenda agrícola Formosa na região de Tibau -RN, durante esse período foi realizado o cultivo dos adubos verdes (Feijão Guandu e do consórcio de milho com braquiária), que foram manejados de acordo com cada sistema de cultivo conservacionista com e sem incorporação da biomassa vegetal produzida. Após este manejo, foi realizado o cultivo da cultura principal, o melão. Já no sistema de cultivo convencional, houve o crescimento da vegetação espontânea que foi incorporada antes do plantio da cultura principal.

Os dados secundários referentes à produção e transporte dos insumos – como fertilizantes, pesticidas, plásticos e papelão - foram obtidos no banco de dados ecoinvent 3.01 (FRISCHKNECHT; JUNGBLUTH, 2007). Os

inventários dos processos de produção de sementes de melão, produção de mudas de melão e embalagem do melão foram retirados do estudo de Figueirêdo et al. (2013), conduzido na mesma região onde se instalou a área experimental. Já os inventários referentes à produção de sementes e biomassa de leguminosas e gramíneas foram obtidos de: i) França (2005), para produção de Braquiária brizantha (CV. Marandu); ii) VALENTINI et al. (2009), para produção de milho; e iii) Souza et al. (2007), para produção de feijão Guandu.

As emissões de GEE, referentes ao gás carbônico (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) foram estimadas segundo metodologia proposta pelo IPCC (2006) e inventários nacionais de emissões de GEE (MCT, 2010).

Foram consideradas as seguintes atividades que emitem gases de efeito estufa no processo de produção do melão: mudança no uso da terra (de caatinga para área produtora de melão, que ocasiona supressão da vegetação nativa e mineralização da matéria orgânica no solo), fertilização (orgânica e inorgânica), queima de combustíveis fósseis por tratores e incorporação de restos culturais (biomassa de adubos verdes e restos culturais do meloeiro).

2.3 Tipo de transporte e cálculo das distâncias

Considerou-se que os insumos agrícolas são oriundos de outros países, devido à política de *drawback* praticada pela fazenda, chegando a fazenda por via marítima até o Porto do Pecém e por via rodoviária até a fazenda. As distâncias foram calculadas como a média das distâncias de cada país que exporta esses materiais ao Brasil, ponderada pela participação de cada país no total importado do insumo, de acordo com MDIC (2011) e Figueirêido et al. (2013). Considerou-se que os melões exportados são transportados por caminhão da fazenda para o Porto de Pecém, no Ceará (260 km), e que de lá seguiram de navio para o Porto de Rotterdam, na Holanda (7465 km). O transporte de melão em navio é realizado em contêineres refrigerados e com capacidade de 20 t. Já os insumos foram transportados por caminhões tipo baú para área experimental na fazenda localizada no polo de Tibau/RN.

2.4 Método para cálculo da pegada de carbono e análise de incerteza

A avaliação do impacto é expressa em kg de CO_2-equivalente, ou kg CO_2-eq, medida que resulta da multiplicação da massa de cada GEE pelo seu potencial de aquecimento global (*global warming potential* – GWP), considerando um período de 100 anos, de acordo com IPCC (2006).

Foi realizada determinação da pegada de carbono no *software* SimaPro versão 8.04.

Utilizou-se o método de simulação Monte Carlo para análise de incerteza nos resultados da avaliação da pegada de carbono. A matriz Pedigree foi utilizada para calcular o desvio-padrão geométrico de cada parâmetro dos inventários (GOEDKOOP et al., 2008).

2.5 Análise de cenários

Realizou-se uma análise comparativa da pegada de carbono do melão produzido nos seguintes cenários de produção, visando a identificar possibilidades de redução da pegada:

- Situação de Referência: O cenário de referência considerado foi aquele que obteve o menor impacto na pegada de carbono, para a categoria de mudanças climáticas.

- Cenário 1 (redução do nitrogênio inorgânico): reduz-se 50% no uso de fertilizante nitrogenado inorgânico no cenário de referência. No experimento realizado por Calonego et al. (2012), avaliando a liberação de nutrientes em palhada de milho e braquiária, os autores concluíram que após 135 dias de deposição dos resíduos vegetais sobre o solo, ocorreu liberação semelhante nas palhas de milho e braquiária, sendo de aproximadamente 41%, onde em torno de 35% foram liberados nos primeiros 70 dias. Avalia-se, portanto, que é teoricamente possível uma redução de até 50% do nitrogênio inorgânico utilizado nas parcelas, que seria reposto durante o ciclo da cultura, pelo potencial de liberação de

nitrogênio da biomassa utilizada na adubação verde.

- Cenário 2: sem desmatamento: Considera-se que se realiza o plantio das culturas (adubos verdes e melão) em uma área desmatada a mais de 20 anos, não havendo, portanto, emissões por mudança do uso da terra.

- Cenário 3 (combinação de cenários): realiza-se a avaliação conjunta dos cenários 1e 2.

3 Resultados

3.1 Pegada de Carbono

Na análise da pegada de carbono dos sistemas de cultivo convencional e conservacionistas (Figura 1), observa-se que o sistema conservacionista de adubação verde com incorporação, utilizando-se o consórcio de milho e braquiária, obteve a menor pegada de carbono de 647,83 kg CO2-eq/t de melão bem como obteve o melhor resultado em termos de produtividade com 26,50 t/ha. Já o sistema de cultivo sem incorporação desses adubos verdes obteve a maior pegada de carbono 944,15 kg CO2-eq/t de melão.

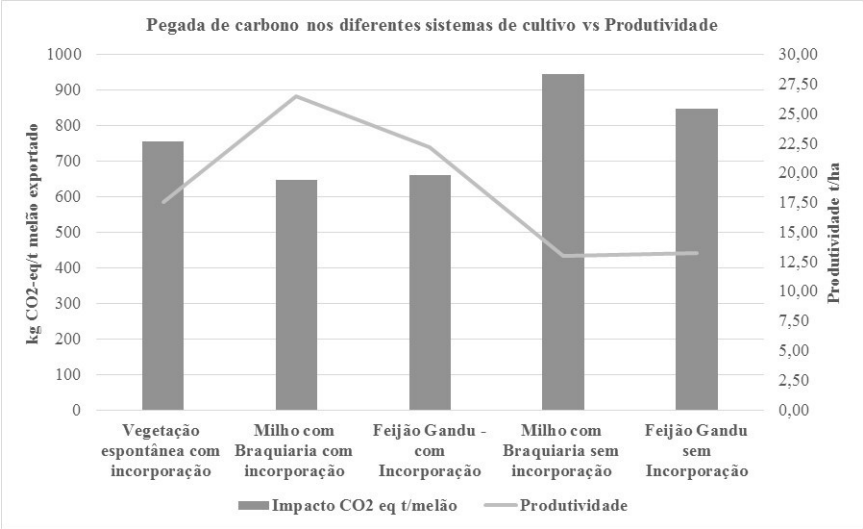


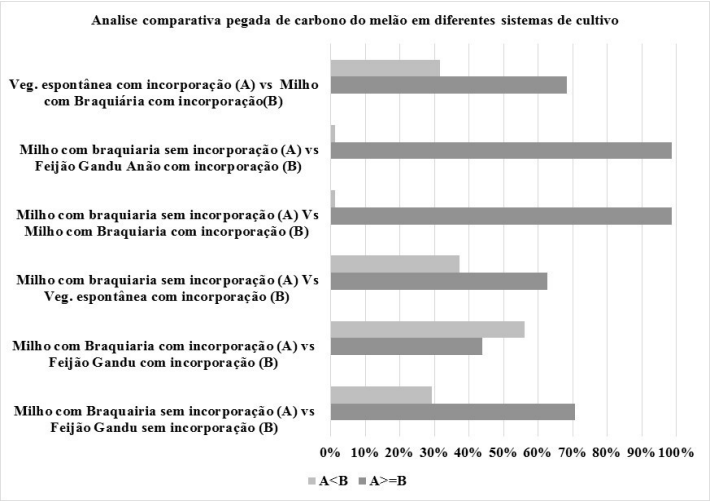
Figura 1 - Pegada de carbono em diferentes sistemas de cultivo e produtividades.

3.2 Análise de incerteza

Na análise de incerteza das pegadas oriundas do tratamento milho consorciado com braquiária em cada sistema de cultivo em análise (Figura 2), observa-se que em nível de 95% de significância, o tratamento milho com braquiária com incorporação difere significativamente quando comparado com o tratamento de milho com braquiária sem incorporação. Constata-se também que o tratamento feijão guandu anão no sistema de cultivo com incorporação difere do tratamento milho com braquiária no sistema de cultivo sem incorporação, porém não difere significativamente quando comprado com o tratamento de milho e braquiária dentro do sistema de cultivo

com incorporação. O melhor resultado obtido para o sistema com incorporação de milho com braquiária não difere significativamente do sistema convencional, onde a vegetação espontânea é incorporada.

Figura – 2 Análise comparativa da pegada de carbono dos diferentes sistemas de cultivo do melão.



Fonte: Elaborado pela autora.

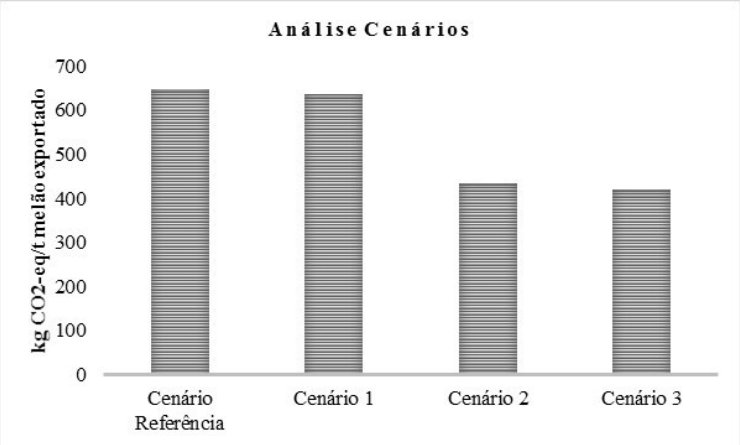
3.3 Análise de cenários

No cenário 1, considera-se que a palhada de milho e braquiária apresenta no momento do corte e incorporação120 kg/ha de N, fundamentado na média das análises de nutrientes na biomassa seca realizadas nas amostras coletadas nas parcelas experimentais (CRUZ, 2015) e aplicando o percentual de liberação de 35% (CALONEGO et al., 2012). Assim, conclui-se que o milho com braquiária libera 42,23 kg de N/ha, que equivale a 72% do nitrogênio aplicado no cultivo de melão no experimento. Nesse cenário, optou-se em reduzir 50% do total do N inorgânico aplicado, observando-se que essa redução de nitrogênio acarreta uma redução de apenas 1,73% na pegada de carbono do melão produzido em sistema de adubação verde com incorporação de milho e braquiária (Figura 3).

No cenário 2, onde se considerou que a área agrícola foi desmatada há mais de 20 anos, observa-se 33,18% de redução na pegada de carbono (Figura 3). Esses resultados demonstram a importância da otimização do uso das terras agrícolas, evitando-se novos desmatamentos, e que o uso da adubação verde nas áreas de produção contribui para a redução das emissões GEE em áreas agrícolas. Isso ocorre devido ao maior rendimento da cultura do melão, bem como, a redução da demanda por fertilizante inorgânico, elevada no cultivo convencional do melão.

No cenário 3, onde se fez a análise conjunta dos dois cenários anteriores, observa-se uma redução de 35,11% na pegada de carbono. Assim, esse cenário deve ser recomendado para se obter melhor desempenho do cultivo de melão com relação à pegada de carbono (Figura 3).

Figura 3 – Análise de cenários em sistema conservacionista com incorporação de milho com braquiária.



Fonte: Elaborado pela autora.

4. Conclusão

O sistema conservacionista onde se realizou a incorporação de milho consorciado com braquiária apresentou a menor pegada de carbono.

A mudança do uso da terra é um processo determinante para o incremento da pegada de carbono da produção de melão. A adubação verde com incorporação da biomassa de milho com braquiária contribui positivamente para a redução dessa pegada.

O estudo de cenários mostra que a pegada do melão produzido com incorporação de adubo verde pode ser ainda menor, principalmente se realizado o cultivo em áreas já agrícolas, ou seja, desmatadas há mais de vinte anos e se reduzir em ao menos 50% o uso de nitrogênio inorgânico.

5. Agradecimentos

Embrapa Agroindústria Tropical, CNPq, Universidade Federal Rural do Semiárido – UFERSA

6. Referências Bibliográficas

CALONEGO, J. C.; GIL, F. C.; ROCCO, V. F.; DOS SANTOS, E. A. Persistence and nutrient release from maize, brachiaria and lablab straw. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 28, n. 5, p. 770-771, 2012.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; CROEZE, C.; POTTING, J.; BARROS, V.B.; ARAGÃO, F. A. S.; GONDIM, R. S.; SANTOS, T. L.; BOER, I. J. M. The carbon footprint of exported Brazilian yellow melon. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 404-414, 2013.

FRISCHKNECHT, R.; JUNGBLUTH, N. **Ecoinvent e Overview and Methodology.** Swiss Center for Life Cycle Inventories, Dubendorf. 2007.

GOEDKOOP, M.; SCHRYVER, A.; OELE, M. **Simapro 7**: introduction to LCA. Netherlands: Pré-Consultants, 2008.

GOEDKOOP, M.; OELE, M.; VIEIRA, M.; LEIJTING, J.; PONSIOEN, T.; MEIJER, E. **SimaPro Tutorial**. Netherlands: Pré-Consultants, 2014.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14001:2004-Sistemas da gestão ambiental, Requisitos com orientações para uso**. Rio de Janeiro: ISO, 2004.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14040:2006- Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework.** Geneva: ISO, 2006a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). **ISO 14044:2006- Environmental management - Life cycle assessment - requirements and guidelines.** Geneva: ISO, 2006b.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC).**Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Geneva: IPCC, 2006. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/>. Acesso em: 20 fev. 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Produção agrícola municipal. Disponível em: <http://www.sidra.ibge.gov.br>. Acesso em: 15 Fev. 2015.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC), 2007. **Climate Change (2007): Synthesis report: Contributions of working group I, II and III to the fourth Assessment Report**. IPCC, Geneva. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_sp.pdf>. Acesso em: 20 fev. 2014.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT). **Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas por Fontes e Remoções por Sumidouros de Gases de Efeito Estufa não Controlados pelo Protocolo de Montreal**. Brasília: MCT, 2010.

MORETTI, C. L.; ARAUJO, J. L. P. **Melão:** produção aspectos técnicos. Brasília, DF: Embrapa Informações Tecnológica; Embrapa Hortaliças, 2003. Cap. 16, p. 121 (Frutas Brasil, 33).

SANTOS, T. L.; BARROS, V. S.; FIGUEIREDO, M. C. B.; NUNES, A. B. A.; GONDIM, R. S.; OLIVEIRA, E. S.; ARAGÃO, F. A. S.; SOUSA, J. A. **Pegada de Carbono de Produtos Agrícolas:** Estudo de Caso do Melão. Embrapa Agroindústria Tropical, Fortaleza, CE, 2013.

SOUZA, F. H. D.; FRIGERI, T.; MOREIRA, A.; GODOY, R. **Produção de sementes de Guandu.** São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2007.

VALENTINI, L.; OLIVEIRA, L. A. A.; FERREIRA, J. M. **Produção de sementes de milho variedade para uso próprio em propriedades de microbacias hidrográficas**. Programa Rio Rural-Manual Técnico, 15. Niterói- RJ, 2009. ISSN 1983-5671.

Estudo da variabilidade do impacto ambiental devido à produção de soja em relação ao tempo

Giovanna Gabriela Crem Silva[1], Ramon de Andrade Gonçalves[1], Raphael Tavares Callado[1], José Tomadon Júnior [1]

[1]Universidade Tecnológica Federal do Paraná, giovannacrems@hotmail.com

Resumo. *Dentre todas as oleaginosas cultivadas mundialmente, a soja é a mais importante e participa também do conjunto das principais atividades agrícolas do mundo. O crescimento de sua produção é perceptível ao longo dos anos, devido principalmente ao aumento da demanda do grão como fonte de proteínas, além da sua utilização na forma de óleo comestível e como matéria-prima na produção de biocombustíveis. A produção da soja é baseada em um sistema de agricultura moderna, extremamente mecanizada, na qual o consumo de energia fóssil, fertilizantes químicos e agrotóxicos, dentre outros recursos não renováveis, é bastante elevado. Neste contexto, a cada nova safra são utilizados diferentes tipos de defensivos agrícolas devido à necessidade de controlar diferentes pragas que podem acometer a plantação. Com isso é importante realizar uma avaliação dos impactos ambientais por eles causados. Este estudo pretende analisar a variabilidade do potencial impacto ambiental do sistema de produção de soja em relação ao tempo. Para tanto, foram coletados dados primários diretamente com os produtores de soja, referentes a quatro safras (de 2009 a 2013), em propriedades regionais, da quantidade específica de cada defensivo agrícola utilizado por hectare de plantação, como fungicidas, herbicidas, inseticidas, entre outros produtos químicos utilizados como fertilizantes. Além disso, outras entradas relativas ao consumo de sementes, água e consumo energético (diesel) foram coletadas. Logo, para realizar a avaliação dos impactos causados ao meio ambiente devido a este sistema produtivo, foi utilizada a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Assim, sob a ótica da ACV, os dados obtidos foram organizados em um inventário (com todas as entradas e saídas do sistema). O potencial impacto ambiental deste sistema foi calculado com o auxílio do método ReCiPe em ponto médio de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Assim, analisando os resultados ano após ano, em safras sucessivas, observa-se uma variabilidade do impacto ambiental no tempo, principalmente nas categorias relacionadas à toxicidade, sendo a ecotoxicidade de água doce a mais afetada. Como o sistema agrícola estudado constitui-se em um sistema aberto, acaba ficando suscetível a diversas pragas e por isso são utilizados diferentes tipos de defensivos entre as safras. Estes apresentam diferentes potenciais de toxicidade humana e ambiental, sendo necessário um maior cuidado ao se avaliar os impactos desse sistema ao longo do tempo.*

Palavras-chave. *Soja; Avaliação do Ciclo de Vida; Toxicidade; Ecotoxicidade; Impacto Ambiental.*

Introdução

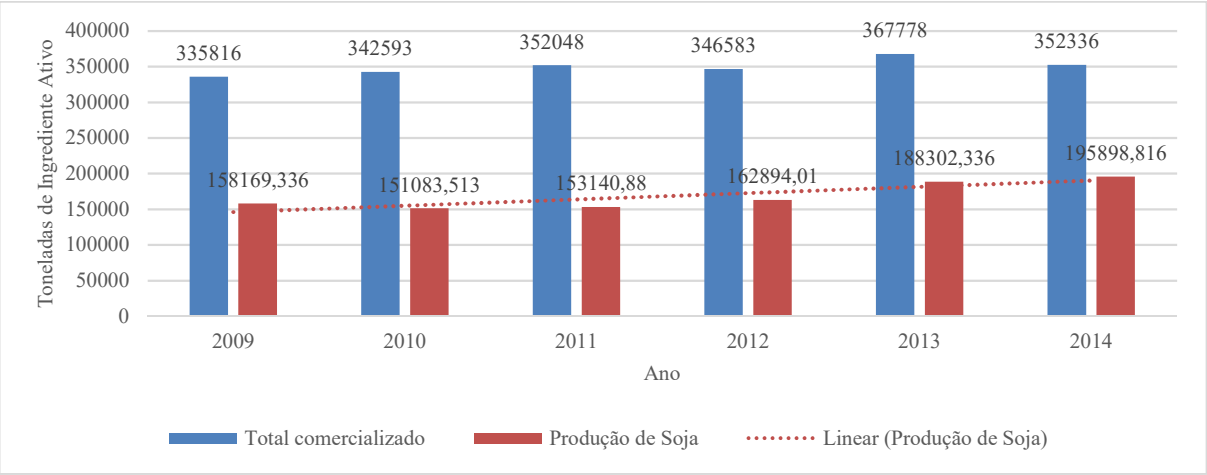
Dentre todas as oleaginosas cultivadas mundialmente, a soja (*Gluycine max. L. Merril*) é a mais importante e participa também do conjunto das principais atividades agrícolas do mundo. Isto ocorre devido à demanda pelo grão como fonte de proteínas para consumo animal, através de farelo de soja, além da sua utilização na forma de óleo comestível e como matéria-prima na produção de biocombustíveis.

O Brasil é atualmente o segundo maior produtor mundial de soja, tendo produzido, de acordo com o levantamento da Conab (2015), um volume de 96.243,3 mil toneladas na safra de 2014/15, representando um incremento de 11,8% em relação à produção total do grão na safra anterior. Isto deriva do aumento de área plantada: 32.093,1 mil hectares na safra de 2014/15, o que corresponde a um crescimento de 6,4% em relação ao ano anterior.

Na safra de 2004/05, a área utilizada para a cultura de soja no Brasil era de 23.301,1 mil hectares (CONAB, 2005). Observando-se juntamente à safra 2014/15, é possível verificar um acréscimo de 8.792 mil hectares, ou seja, a área destinada à produção de soja cresceu 37,7% em um período de 10 anos. Devido a esta expansão, o consumo de defensivos agrícolas para a cultura de soja cresceu continuamente, como apresenta a Figura 1.

Destaca-se que o uso de defensivos agrícolas na agricultura brasileira é bastante elevado, sendo o cultivo de soja o seu principal consumidor (IEA, 2015).

Figura 1: Vendas de defensivos agrícolas no Brasil, nos anos de 2009 a 2014, em toneladas de Ingrediente Ativo total comercializado e montante destinado à cultura de soja.



Nota: Dados retirados do Instituto de Economia Agrícola (2015).

A produção de soja é realizada sob um sistema de agricultura moderna industrial, em que o consumo de energia fóssil, insumos industriais, fertilizantes químicos e agrotóxicos é extremamente elevado. É totalmente mecanizada, acarretando baixa necessidade de mão-de-obra, e faz uso de variedades geneticamente modificadas de alto potencial produtivo além de muitos outros recursos não renováveis. Os resultados apontam a produção agrícola de soja como a etapa que utiliza a maior quantidade de recursos e, consequentemente, representa a maior parte impacto ambiental avaliado (CAVALETT, 2008).

Além disso, como observa-se nos dados apresentados pela Figura 1, a cultura de soja é responsável pelo consumo de mais da metade de todo o defensivo agrícola comercializado nacionalmente. Salienta-se, neste contexto, que a quantidade de insumos agrícolas utilizados, principalmente defensivos agrícolas, é variável a cada safra, a depender das diferentes pragas que podem acometer a plantação. A maioria destes produtos vendidos no Brasil atualmente apresenta elevado potencial toxicológico, sendo consideradas tanto a toxicidade humana quanto ambiental.

A partir das considerações realizadas, que mostram as altas taxas de utilização de defensivos agrícolas, a grande quantidade de recursos necessária para a produção da soja, aliadas à intensa expansão agrícola deste ramo, constata-se a necessidade de avaliar mais profundamente a variabilidade do impacto ambiental entre as safras da produção de soja em seu sistema agrícola.

Para realizar esta avaliação, pode-se utilizar a técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Assim, sob a ótica da ACV, este estudo dará enfoque à variabilidade do impacto ambiental em relação ao tempo, causado pelo processo de produção de soja com sistema de Manejo Plantio Direto na região Oeste do Paraná, para as safras entre 2009 e 2013.

Materiais e Métodos

Para alcançar o objetivo deste estudo contou-se com a contribuição de uma Empresa (mantida anônima a pedido da mesma) que forneceu dados relativos às quantidades de insumos aplicados na produção de soja em fazendas para as quais prestava auxílio técnico. As informações obtidas correspondem às safras de 2009/10, 2010/11, 2011/12 e 2012/13.

As fazendas localizam-se na região Oeste do Paraná, sendo distribuídas entre os seguintes municípios:

- Cascavel;
- Cafelândia;
- Toledo;
- São Pedro do Iguaçú;
- Ouro Verde do Oeste;
- Assis Chateaubriand;
- Brasilândia do Sul.

Para compor o sistema agrícola de produção de soja foram coletados dados primários, ou seja, a quantidade real de insumo que foi aplicado nas safras estudadas. Nesta pesquisa foram consideradas as seguintes entradas da esfera tecnológica:

- diesel;
- fertilizantes químicos;
- calcário;
- defensivos agrícolas e;
- sementes.

Entre as entradas conhecidas da natureza, tem-se o dióxido de carbono presente no processo de sequestro de carbono da atmosfera. Para quantizá-lo considerou-se uma produção de 4,6 toneladas de matéria seca por hectare na produção de soja (PADUA, 2005), cujo teor de carbono é de 45%. Tem-se ainda que para cada quilo de carbono na matéria seca são necessários 3,66 kg de CO2 da atmosfera. (EMBRAPA, 2011).

As saídas do sistema agrícola foram divididas em: efluentes líquidos, emissões atmosféricas, e emissões para o solo. Como efluente líquido foram identificadas emissões de nitrato, fósforo e de defensivos agrícolas. Para quantificar o montante de nitrato lixiviado utilizou-se o modelo SQCB, como recomendado por Nemecek e Schnetzer (2011). Da mesma forma, o cálculo da quantidade de fosfato perdida para a água foi realizado tendo em vista o modelo proposto por Nemecek e Schnetzer (2011).

No âmbito das emissões atmosféricas, a quantidade de nitrato emitida devido ao uso de fertilizantes orgânicos e minerais e aos resíduos das colheitas foi calculada baseando-se nas recomendações de Nemecek e Schnetzer (2011), de acordo com IPCC 1996/2001 vs. 2006, sendo desconsiderada a volatilização da amônia, uma vez que não houve aplicação de fertilizantes a base de amônia no estudo considerado. Também foi estimada a emissão de óxido nitroso, que é produzido durante os processos de desnitrificação do solo, de acordo com as propostas de Nemecek e Schnetzer (2011).

As emissões de dióxido de carbono na atmosfera, devido a oxidação da matéria orgânica, foram baseadas nas informações fornecidas por Cavalett (2010). De acordo com ele, são produzidos 230 kg de dióxido de carbono por hectare de soja cultivada.

As emissões geradas pela queima de diesel foram coletadas de Winther *et al*. (2013), como apresentado na Tabela 1 a seguir.

Tabela 1: Emissões devido a queima de diesel

Substância	Emissões (g/t de diesel queimado)
N2O	136
NOx	35043
CO	10939
CO2	3160
CH4	55
NH3	8
NMVOC	3366
PM10	1738
PM2,5	1738
TSP	1738

Fonte: Winther *et al*. (2013)

Neste estudo foram consideradas emissões de defensivos agrícolas para água e solo. Para determinar o destino dos defensivos aplicados na lavoura foi utilizada a heurística proposta por Lewis, Newbold e Tzilivakis (1999), de modo adaptado, considerando-se que:

- de todo o defensivo aplicado, estima-se que 40% destina-se à cultura de soja e 60% ao solo;
- do total de defensivos que vai para a cultura, 20% é absorvido pela cultura e 80% é perdido por drenagem, podendo atingir águas subterrâneas e superficiais;
- do total de defensivos destinado ao solo, 90% é absorvido por ele, 5% é perdido por drenagem e 5% é perdido por erosão.

Seguindo a heurística descrita acima, foram totalizadas as frações dos defensivos aplicados: 57% destes devem atingir o solo e cerca de 35% tem como destino águas subterrâneas e superficiais.

Os dados coletados foram organizados em tabelas com informações e quantidades dos insumos aplicados. A partir dos dados foi possível a construção de inventários da produção de soja, sob a perspectiva da ACV, no qual estruturou-se as entradas e saídas do sistema agrícola. Os inventários foram feitos individualmente para cada safra, possibilitando a comparação do potencial impacto ambiental causado por cada uma delas, e o estudo da variabilidade deste impacto com o tempo.

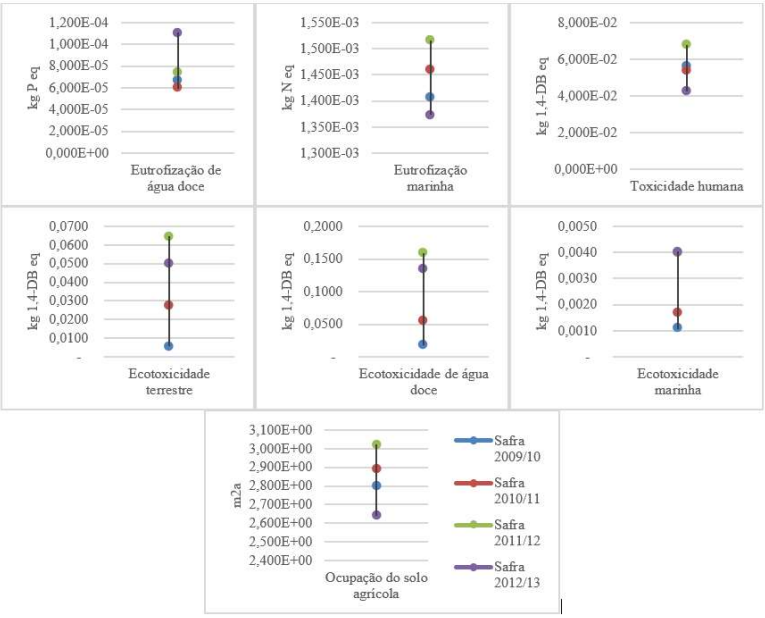
O potencial impacto ambiental do sistema agrícola Produção de Soja foi calculado empregando o método ReCiPe para a Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV), em ponto médio, individualista. As categorias de impacto consideradas são: eutrofização de água doce; eutrofização marinha; toxicidade humana; ecotoxicidade terrestre; ecotoxicidade de água doce; ecotoxicidade marinha; ocupação do solo agrícola.

Resultados e Discussão

Devido à grande quantidade de dados obtidos, serão apresentados neste artigo apenas aqueles referentes às médias do potencial impacto de cada uma das safras estudadas e o resultado da avaliação normalizada, de modo a propiciar a análise da variabilidade temporal do impacto ambiental devido ao sistema agrícola de produção de soja.

As categorias de impacto analisadas neste estudo foram selecionadas através da Avaliação de Impacto normalizada, que possibilitou a visualização daquelas que trariam maior impacto ao meio ambiente e são estas apresentadas na Figura 2 em forma de gráfico, que mostra a tendência de cada uma das categorias ao longo do tempo e a variação de impacto entre as safras estudadas.

Figura 2: Média do potencial impacto ambiental das safras 2009/10, 2010/11, 2011/12 e 2012/13, na categoria de impacto considerada.



Analisando-se a Figura 2, é possível perceber que existe uma variabilidade significativa no potencial impacto ambiental dentro das categorias de impacto, entre uma safra e outra. Verifica-se também que as categorias que obtiveram maior variabilidade entre as safras foram: ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade de água doce e ecotoxicidade marinha.

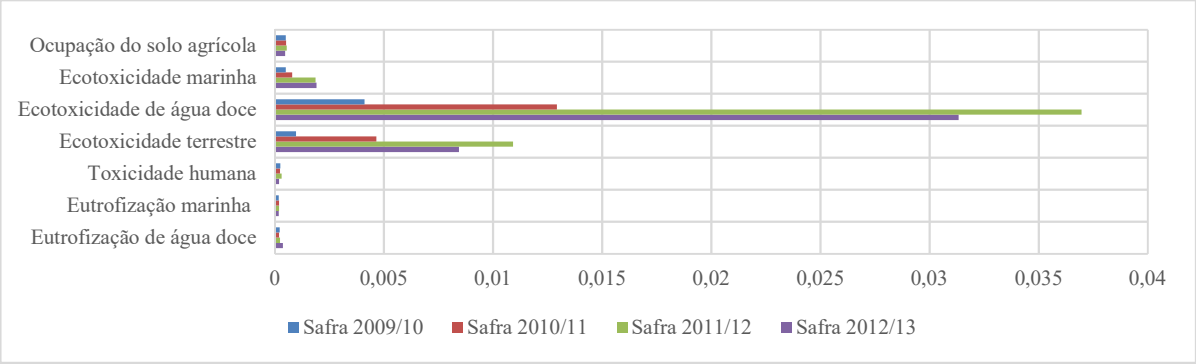
Tomando a categoria de impacto ecotoxicidade de água doce, enquanto na safra 2009/10 o impacto foi mínimo (de 0,0177 kg 1,4-DB equivalente), na safra 2011/12 o potencial impacto observado foi nove vezes maior, chegando a 0,1345 kg 1,4-DB equivalente. Para a ecotoxicidade terrestre, nota-se um impacto mínimo de 0,0058 kg 1,4-DB equivalente na safra 2009/10, enquanto na safra 2011/12 o potencial impacto foi onze vezes maior, no valor de 0,0646 kg 1,4-DB equivalente. Finalmente, para a categoria ecotoxicidade marinha constata-se nas safras 2009/10 e 2012/13 um impacto ambiental de 0,0011 e 0,0040 kg 1,4-DB equivalente, respectivamente, o menor e o maior potencial impacto observado para tal categoria.

Tais resultados confirmam a variabilidade esperada do impacto ambiental ao longo do tempo. Isso ocorre porque a produção de soja é uma atividade dinâmica de sistema aberto, que sofre a ação de diversos fatores capazes de provocar mudanças nas necessidades de insumos de uma safra para a outra. Também apontam a importância de monitorar o sistema agrícola de produção de soja, visto que este apresenta variabilidade de impacto significativa,

permitindo assim realizar a intervenção correta, de modo a reduzir os impactos causados pelo sistema ao meio ambiente e à saúde humana.

A Figura 3 apresenta a avaliação de impacto normalizada das safras estudadas, possibilitando melhor compreender a magnitude relativa do potencial impacto ambiental observado em cada categoria de impacto.

Figura 3: Avaliação de Impacto normalizada das médias das safras consideradas.



A partir da Figura 3, observa-se que algumas categorias de impacto acabam sofrendo impactos ambientais muito maiores, quando comparadas às demais categorias, em uma avaliação normalizada. No cenário apresentado para a região Oeste do Paraná, as categorias relacionadas à toxicidade são as mais afetadas pelo uso dos defensivos agrícolas, principalmente ecotoxicidades de água doce e terrestre.

Constata-se ainda que nas safras 2011/12 e 2012/13 foram obtidos os maiores índices de impacto ambiental para as categorias de ecotoxicidade. Assim, procedeu-se com a análise das principais substâncias promotoras do potencial impacto ambiental nas safras estudadas, com o objetivo de detectar as possíveis causas da variabilidade temporal observada entre elas.

Para a categoria ecotoxicidade de água doce, verificou-se que a cipermetrina apresentou um impacto mínimo de 0,00003 kg 1,4-DB equivalente na safra 2009/10 e um impacto ambiental 290 vezes maior, de 0,00872 kg 1,4-DB equivalente, na safra 2011/12. O impacto desse defensivo agrícola nas safras 2010/11 e 2012/13 também foi bastante elevado. Da mesma forma, ele atuou no impacto das categorias ecotoxicidade terrestre e ecotoxicidade marinha.

Analisando-se, paralelamente, o potencial impacto ambiental causado pela cipermetrina e a informação trazida pela Figura 3, percebe-se que a utilização desta substância está diretamente relacionada com o impacto ambiental nas categorias de ecotoxicidade de água doce, terrestre e marinha. Assim, os dados apontam-na como o principal responsável pelo impacto ambiental nas categorias de ecotoxicidade.

Além da cipermetrina, outros defensivos agrícolas são apresentados como contribuintes para o impacto, tais como: metomil, carbendazim e tiram. O método ReCiPe aponta as emissões de defensivos agrícolas como o principal agente causador do potencial impacto ambiental, com ênfase às categorias de ecotoxicidade.

Como a ecotoxicidade de água doce, terrestre e marinha foram as categorias de impacto mais afetadas, evidencia-se novamente a necessidade de monitorar o sistema agrícola de produção de soja, sem considera-lo estático, pois pôde-se notar que a variação na quantidade de determinados defensivos agrícolas utilizados nas safras resultou em grande variabilidade no potencial impacto causado pelas mesmas nestas categorias.

Conclusões

Os resultados apresentados por este artigo revelam a variabilidade do impacto ambiental em relação ao tempo, pois foram observadas variações significativas no impacto ambiental causado pelas safras 2009/10, 2010/11, 2011/12 e 2012/13, da região Oeste do Paraná, em que as categorias de ecotoxicidade foram as mais afetadas.

A grande variabilidade de impacto apresentada nas categorias de ecotoxicidade entre as safras avaliadas (variação temporal), demonstra a necessidade de monitorar o sistema agrícola de produção de soja, principalmente no que se refere à utilização de defensivos agrícolas, pois estes foram apontados como os principais agentes promotores do potencial impacto ambiental ocasionado por este sistema. Para a região Oeste do Paraná, nas safras estudadas, destaca-se a substância cipermetrina como o maior contribuinte ao impacto nas categorias de ecotoxicidade.

O sistema de produção de soja é considerado aberto e, portanto, suscetível a diversos fatores externos. Entre estes, ressalta-se as diferentes pragas que podem acometer a plantação a cada safra, sendo necessária a aplicação de diferentes produtos (ingredientes ativos), em diferentes quantidades, para controla-las. Estes produtos terão potenciais de toxicidade diferentes, devendo-se a isto a variabilidade do impacto ambiental entre as safras.

Assim, percebe-se a importância da avaliação do impacto ambiental devido à produção agrícola de soja ao longo do tempo, servindo como base para a tomada de decisões, sobretudo no que compete à aplicação de defensivos agrícolas, pois estes apresentam elevado potencial toxicológico e podem atingir o meio ambiente, denegrindo seus ecossistemas e comprometendo a qualidade destes últimos.

Referências Bibliográficas

CAVALETT, Otávio. **Análise do Ciclo de Vida da Soja.** 2008. 221 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos) – Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

CAVALETT, Otávio; ORTEGA, Enrique. Integrated environmental assessment of biodiesel production from soybean in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, Campinas, v. 18, p. 55-70, 2010.

Conab – **Companhia Nacional de Abastecimento.** Disponível em: http://www.conab.gov.br/. Acesso em: 25 mar. 2016.

EMBRAPA. **Tecnologias de Produção de Soja – região central do Brasil 2012 e 2013.** Londrina: Embrapa Soja, 2011.

IEA – Instituto de Economia Agrícola. Disponível em: http://www.iea.sp.gov.br/. Acesso em: 27 mar. 2016.

LEWIS, K. A.; NEWBOLD, M. J.; TZILIVAKIS, J. Developing an emissions inventory from farm data. **Journal of Environmental Management**, v. 55, p. 183-197, 1999.

NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. **Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems**. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Zurich, 2011.

PADUA, F. T. *et al.* Produção de matéria seca e composição químico-bromatológica do feno de três leguminosas forrageiras tropicais em dois sistemas de cultivo. **Ciência Rural,** v. 36, n. 4, p. 1253 – 1257, 2006.

WINTHER, Morten; SAMARAS, Zissis; ZIEROCK, Karl-Heinz, LAMBRECHT, Udo. Non-road mobile sources and machinery. **EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook.** 2013.

Estudo sobre os impactos para a produção do alumínio no Brasil e nos EUA utilizando-se a técnica de AICV

R. A. GONÇALVES[1], G. G. C. SILVA[1] , J. TOMADOM JUNIOR[1] e R. T. CALLADO[1]

[1]*Universidade Tecnológica Federal do Paraná, ramon_deandrade@hotmail.com*

O alumínio é amplamente utilizado pela indústria de diversas maneiras. A grande utilização se deve muito a versatilidade de suas propriedades e excelente desempenho na maioria das aplicações, além de sua capacidade de ser reciclado indefinidamente sem que perca suas propriedades. A produção mundial de alumínio primário em 2010 foi de 40,800 milhões de toneladas, no qual os Estados Unidos da América (EUA) foi o 5° maior produtor com 1,726 milhões de toneladas, e o Brasil o 7° com um total de 1.536 milhões de toneladas. Com o crescente aumento do uso doméstico do alumínio, o consumo no Brasil devera triplicar até 2025. Um dos grandes desafios para produção do alumínio é o alto gasto energético e seu alto custo, insumo este que chega a representar quase metade dos gastos com a transformação do alumínio. Neste artigo realizou-se um estudo comparativo entre a matriz energética utilizada nos EUA e a brasileira para a produção de 1 kg de alumínio, composto por 52% de alumínio primário, proveniente da mineração da bauxita, e 48% de alumínio secundário resultante da reciclagem. O objetivo do artigo é de avaliar os diferentes potenciais impactos ambientais causados pela produção do alumínio considerando a matriz energética brasileira e a dos EUA, assim como as diferentes contribuições nas emissões do alumínio primário e secundário. Os dados de produção do alumínio e de energia foram obtidos da base de dados Ecoinvent v.3. No inventário de produção de alumínio alterou-se, portanto, a matriz energética, inicialmente da América do Norte, pela matriz energética brasileira. Os resultados do potencial impacto foram calculados utilizando-se o método de avaliação de impacto ReCiPe (I). Para tabulação e apresentação dos resultados foi utilizado o Excel. A normalização dos dados mostrou que das 18 categorias de impactos inicialmente em estudo apenas 8 se mostram significativas, dentre estas 8, a matriz energética dos EUA obteve maiores valores de emissões em 6 delas, porem apesar da grande diferença entre as matrizes energéticas, as substâncias e os processos de maior impacto foram os mesmos para as duas matrizes, demonstrando que a mudança não apresentou uma grande influência nos valores totais finais das emissões. Já o alumínio secundário se demonstrou eficiente em termos de emissões comparado ao alumínio primário.

Palavras-chaves: Alumínio, ACV , Matriz energética.

Introdução

A produção do alumínio apresenta alguns desafios ambientais como: a grande quantidade de energia utilizada no processo, o resíduo chamado de lama vermelha que deve ser tratado adequadamente para a proteção do meio ambiente, o tratamento da água utilizado nos processos, emissões de gás de efeito estufa ligadas a produção, também necessita de tecnologia avançada, alto investimento e grandes quantidades de insumos. Para a purificação da bauxita, minério do qual o alumínio é extraído, o processo mais utilizado devido a sua viabilidade econômica, é o processo Bayer, que é utilizado em associação ao processo de obtenção de alumínio metálico através do óxido de alumínio, processo conhecido como hall-héroult (ESCOBAR,2004).

A produção do alumínio saltou de 2 milhões de toneladas em 1950 para 50 milhões de toneladas em 2008, além da grande versatilidade do metal, uma das razões para o aumento da produção foi o desenvolvimento na utilização da energia elétrica, insumo este que representa o maior custo na obtenção do alumínio metálico. A primeira célula eletrolítica comercial operava com uma corrente de 600A por célula, porem nos últimos anos houve um incremento gigantesco na corrente elétrica, atualmente verifica-se células comerciais operando com 300KA de corrente (SCHNEIDER, 2012).

Visto sua grande produção e os desafios ambientais para a sua obtenção, a avaliação de ciclo de vida (ACV) do alumínio pode promover mudanças tecnológicas pontuais e de grande impacto, possibilitando obter ganhos ambientais e econômicos com a melhoria da eco eficiência de produtos e serviços. Pode também ser de grande importância no mercado atual para manter a competividade na exportação, devido a algumas barreiras que poderão ser impostas por países europeus, com a necessidade da rotulagem ambiental de produtos brasileiros com base na ACV (TAKEDA, 2008).

Diante destes fatos este artigo tem a proposta de verificar qual a diferença nos impactos ambientais decorrente da produção de 1kg de alumínio composto por 52% de alumínio primário e 48% de alumínio secundário, utilizando-se a matriz energética dos Estados Unidos da América (EUA) e a brasileira, e se essas diferenças são realmente significativas e suas causas. Deseja-se também averiguar as diferentes contribuições do alumínio primário e secundário nos impactos ambientais em estudo.

A tabela 1 nos mostra o perfil do *mix* de energia para os dois países, os valores na tabela são referentes para obtenção de 1 KW de energia para as duas matrizes em estudo.

Tabela 1:Origem da produção de energia das duas matrizes energéticas

Matriz energética EUA	
Eletricidade , alta tensão (Carvão)	0,44634 KW
Eletricidade , alta tensão (Gás natural, usina convencional)	0,23399 KW
Eletricidade , alta tensão (Reator nuclear)	0,20292 KW
Eletricidade , alta tensão (Hidrelétrica)	0,06868 KW
Eletricidade , alta tensão (Eólica)	0,01901 KW
Eletricidade , alta tensão (Térmica, Petróleo)	0,01121 KW
Outras origens	0,01764 KW
Matriz energética BR	
Eletricidade , alta tensão (Hidrelétrica)	0,78630 KW
Eletricidade , alta tensão (Gás natural, usina convencional)	0,05989 KW
Eletricidade , alta tensão (Térmica, madeira)	0,04092 KW
Eletricidade , alta tensão (Térmica, Petróleo)	0,03623 KW
Eletricidade , alta tensão (Reator nuclear)	0,02822 KW
Eletricidade , alta tensão (Eólica)	0,00134 KW
Eletricidade , alta tensão (Carvão)	0,00064 KW
Outras origens	0,04838 KW

Pela tabela anterior pode se constatar uma grande diferença entre as matrizes energéticas. Enquanto a matriz energética brasileira apresentou 78,63% de sua eletricidade oriunda das hidrelétricas, para a matriz dos EUA 44,63% foi proveniente de usinas abastecidas por carvão. A matriz energética do EUA obteve maiores valores na obtenção de energia por reatores nucleares, eólica e gás natural. Já a matriz brasileira os valores para usinas térmicas abastecidas por combustíveis de origem do petróleo e termoelétricas abastecidas com madeira foram maiores.

Materiais e Métodos

O estudo foi realizado com dados secundários, obtidos da base de dados Ecoinvent v.03. Os inventários foram simulados no software SimaPro (versão *Faculty*). A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida foi realizada com o método ReCiPe (I) em ponto médio da cadeia de causa e efeito.

As seguintes categorias de impacto foram analisadas no estudo:

- Mudanças climáticas;
- Depleção da camada de ozônio;
- Acidificação terrestre;
- Eutrofização da água doce;
- Eutrofização marinha;
- Toxidade humana;
- Formação de oxidante fotoquímico;

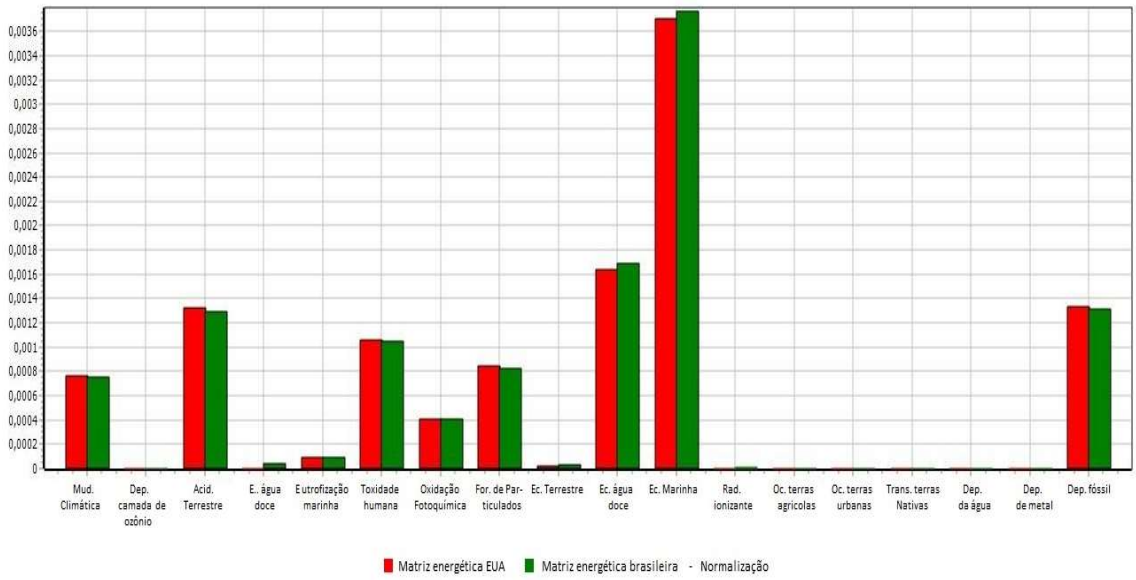
- Formação de particulados;
- Ecotoxidade terrestre;
- Ecotoxidade aquática em água doce;
- Ecotoxidade aquática marinha;
- Radiação ionizante;
- Ocupação de terras agrícolas;
- Ocupação de terras urbanas;
- Transformação de terras nativas;
- Depleção da água;
- Depleção de metal;
- Depleção fóssil.

Com todos os dados já calculados pelo software, e o perfil do mix de energia para as matrizes energéticas dos dois países, realizou-se a comparação dos impactos utilizando-se as diferentes matrizes, foram então construídos gráficos e tabelas com a ajuda do *software* Excel para uma melhor visualização. Para as categorias de impacto em estudo analisou-se as substâncias e os processos que geraram maiores contribuições ao potencial impacto ambiental. Posteriormente analisou-se os valores obtidos no inventário e as diferentes origens das matrizes energéticas para verificar os motivos das variações no potencial impacto e qual sua relevância. As contribuições do alumínio primário e secundário ao impacto total também foram consideradas e avaliadas.

Resultados e Discussão

Na figura 1 observa-se os dados normalizados com a utilização das duas matrizes energéticas em estudo. A normalização fornece informações sobre a significância relativa dos indicadores.

Figura 1: Comparação dos dados normalizados para as duas matrizes energéticas



Nota-se que as categorias de impacto com maior relevância na obtenção de 1kg do *mix* de alumínio, foram a ecotoxidade em água doce e a marinha, já as categorias de ocupação e transformação de terras, radiação

ionizante, depleção de água, metal e da camada de ozônio obtiveram pouca expressão. Visto o grande volume de dados obtidos, será apresentado na tabela a seguir os valores do potencial impacto apenas para as categorias mais significativas apontadas pelos dados normalizados, sendo elas: mudanças climáticas, acidificação terrestre, toxidade humana, oxidação fotoquímica, formação de particulados, ecotoxidade em água doce, ecotoxidade marinha e depleção fóssil.

Tabela 2: Comparação entre as substâncias e os processos com maiores emissões para as duas matrizes energéticas

Matriz energética brasileira				
Categorias de impactos	**Total**	**Maior emissor (Substância)**	**Maior contribuinte (Processo)**	**Unidade**
Mudança climática	7,153	Dióxido de Carbono 5,252	Eletricidade, carvão betuminoso 2,718	[kg CO2 eq]
Acidificação terrestre	0,0463	Dióxido de enxofre 0,0269	Eletricidade, carvão betuminoso 0,022	[kg SO2 eq]
Toxidade humana	0,221	Fluoreto de hidrogenio 0,105	Fundição alumínio primário 0,0823	[kg 1,4-DB eq]
Oxidação Fotoquímica	0,023	Oxidos de nitrogênio 0,016	Eletricidade, carvão betuminoso 0,00904	[kg NMVOC]
Formação de particulados	0,0116	Dióxido de enxofre 0,00539	Eletricidade, carvão betuminoso 0,00545	[kg PM10 eq]
Ecotoxidade Agua doce	0,0072	Bário 0,00459	Petróleo bruto (produção) 0,00445	[kg 1,4-DB eq]
Ecotoxidade marinha	0,00791	Bário 0,00473	Petróleo bruto (produção) 0,00434	[kg 1,4-DB eq]
Depleção fóssil	1,688	Carvão 0,993	Carvão betuminoso (mina) 0,990	[kg oil eq]
Matriz energética EUA				
Categorias de impactos	**Total**	**Maior emissor (Substância)**	**Maior contribuinte (Processo)**	**Unidade**
Mudança climática	7,224	Dióxido de Carbono 5,350	Eletricidade, carvão betuminoso 2,816	[kg CO2 eq]
Acidificação terrestre	0,0471	Dióxido de enxofre 0,0277	Eletricidade, carvão betuminoso 0,0229	[kg SO2 eq]
Toxidade humana	0,222	Fluoreto de hidrogenio 0,106	Fundição alumínio primário 0,0823	[kg 1,4-DB eq]
Oxidação Fotoquímica	0,0234	Oxidos de nitrogênio 0,0162	Eletricidade, carvão betuminoso 0,00937	[kg NMVOC]
Formação de particulados	0,0118	Dióxido de enxofre 0,00554	Eletricidade, carvão betuminoso 0,00565	[kg PM10 eq]
Ecotoxidade Água doce	0,00703	Bário 0,00463	Petróleo bruto (produção) 0,00448	[kg 1,4-DB eq]
Ecotoxidade marinha	0,00778	Bário 0,00476	Petróleo bruto (produção) 0,00437	[kg 1,4-DB eq]
Depleção fóssil	1,72	Carvão 1,025	Carvão betuminoso (mina) 1,02	[kg oil eq]

Observa-se na tabela 1 acima que das 8 categorias com maior representatividade pelos dados normalizadas, a matriz energética dos EUA obteve maiores valores em 6 delas. Nota-se também que a obtenção de energia nas usinas por meio do carvão betuminoso foi o processo com maior presença dentre as categorias em estudo para as duas matrizes energéticas, assim como para as substâncias os dióxidos de enxofre e carbono e o bário foram os maiores contribuintes. Vale salientar que para as duas matrizes as substâncias e os processos que causaram os maiores impactos são os mesmos, do mesmo modo que os valores totais obtidos foram próximos para todas as categorias.

Analisando os valores encontrados para a tabela 2, e observando os diferentes perfis das matrizes energéticas na tabela 1, pode-se perceber que a maior contribuição de combustíveis fósseis para a matriz EUA justifica as maiores emissões em categorias como mudanças climáticas, toxidade humana e depleção fóssil, assim como para a matriz brasileira com a maior utilização de hidrelétricas é a possível causa de maiores valores de emissão nas categorias de ecotoxidade marinha e de água doce.

Para o estudo das contribuições do alumínio primário e secundário, a tabela a seguir nos apresenta apenas os dados da matriz energética dos EUA, devido os valores encontrados serem muito próximos proporcionalmente para as duas matrizes em estudo.

Tabela 8: Comparação entre as proporções de alumínio primário e secundário nas emissões - Matriz EUA

Categoria	Total	Alumínio primário	Alumínio secundário	Unidade
Mudança climática	7,224	6,778712655	0,446127135	[kg CO2 eq]
Acidificação terrestre	0,0471	0,044147623	0,003050226	[kg SO2 eq]
Toxidade humana	0,222	0,216371083	0,006418573	[kg 1,4-DB eq]
Oxidação Fotoquímica	0,0234	0,022465341	0,000949863	[kg NMVOC]
Formação de particulados	0,0118	0,011120638	0,000701889	[kg PM10 eq]
Ecotoxidade Água doce	0,00703	0,006238559	0,000793984	[kg 1,4-DB eq]
Ecotoxidade marinha	0,00778	0,007059779	0,000729759	[kg 1,4-DB eq]
Depleção fóssil	1,72	1,584171063	0,136044472	[kg oil eq]

Os valores obtidos na tabela 3 mostram que as emissões encontradas para o alumínio primário foram significantemente maiores que a contribuição do alumínio secundário, totalizando 93,6% das emissões para as 8 categorias agora em estudo. A categoria de impacto com maior contribuição do alumínio primário foi a toxidade humana com 97,46% do total de emissões, já para ecotoxidade aquática em água doce observou-se a sua menor contribuição com 88,62% dos valores totais.

Conclusões

Os resultados apresentados neste artigo demonstram que houve diferenças nos valores das emissões para as matrizes energéticas em estudo para a produção do *mix* de alumínio, porem apesar das grandes diferenças encontradas entre as matrizes energéticas, estas não provaram ter grande influência nos resultados finais das emissões, pois as substâncias e os processos assim como os valores totais observados foram de forma geral próximos, demonstrando que as diferenças em termos de relevância pode ser consideradas pequenas. Por outro lado, o alumínio reciclado exibiu um significativo menor potencial emissor dentro do estudo, dado este valioso devido a possibilidade do alumínio ser reciclado indefinidamente sem perder as suas propriedades.

Vale ressaltar que apesar das pequenas diferenças nos resultados do estudo, a ACV é de grande importância para a produção do alumínio, devido aos grandes desafios que este proporciona, e que os EUA e o Brasil como grandes produtores necessitam investir em estudos na área para que possam diminuir suas emissões e otimizar processos.

Referências

ESCOBAR, Eduardo M. Determinação simultânea, em linha, da concentração de soda cáustica e de alumina em solução de aluminato de sódio do processo Bayer de produção de oxido de alumínio. 2004, 89 f. Dissertação de pós-graduação – Instituto químico, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004. http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000355003. Acesso em 01/04/2016 ás 19:00

SCHNEIDER, Guilherme Leal. Desenvolvimento de uma metodologia numérica para estimativa de espessura de LEDGE na produção de alumínio primário. 2012, 69 f. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012. http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/61135. Acesso em 28/03/2016 ás 19:00.

TAKEDA, Adriane. Levantamento de métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) e análise comparativa dos métodos mais utilizados. 2008. 387 f. Monografia (Graduação Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008. http://www.tcc.sc.usp.br/tce/disponiveis/18/180300/tce-30082010-144214/?&lang=br. Acesso em 01/04/2016 ás 20:00

Aplicação da Avaliação de Ciclo de Vida em uma Estação de Tratamento de Efluente de uma Empresa de Beneficiamento de Jeans

José Andro de Souza[1], Gilson Lima da Silva[2]

[1]*José Andro de Souza 1, andro-souza@hotmail.com*
[2]*Gilson Lima da Silva 2, glimasilva21@yahoo.com.br*

Resumo.

O surgimento da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) tornou possível avaliar os impactos ambientais em toda a etapa de produção de um produto, desde a extração de sua matéria-prima até a sua disposição final, permitindo que haja uma comparação entre produtos e/ou processos e auxiliando na tomada de decisão referente ao que causa um menor impacto ambiental. Sendo a ACV uma ferramenta muito nova e quase não utilizada no cenário brasileiro, existem ainda diversas lacunas na sua aplicação, entre elas a necessidade de elaboração de um inventário mais adaptado às condições e realidade de cada país, como também sua utilização em diferentes tipos de processos e serviços. Nessa perspectiva, o presente trabalho teve como objetivo aplicar a ACV em uma Estação de Tratamento de Efluente (ETE), de uma empresa de beneficiamento de jeans, visando o estabelecimento de uma gestão sustentável dos recursos ambientais. Na aplicação da ACV na referida empresa, utilizou-se o Software Simapro versão Faculty, levando-se em consideração como parâmetros de entrada, o efluente que iria ser tratado e como parâmetros de saída o efluente tratado e o lodo gerado no sistema de tratamento. Para elaboração do Inventário considerou-se como dados de entrada o efluente e a energia envolvida no processo e como dados de saída: a DBO, DQO, sólidos suspensos, sólidos totais e a quantidade de iodo gerado. Os resultados da aplicação da ACV demonstraram que a operação da ETE da empresa em estudo, ocasionava potenciais impactos ambientais nas onze categorias avaliadas (depleção abiótica, depleção abiótica dos combustíveis fósseis, aquecimento global, destruição da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxidade aquática de água doce, eco toxicidade aquática-marinha, ecotoxicidade terrestre, oxidação fotoquímica, acidificação e eutrofização). Os potenciais impactos identificados, podem ser atribuídos a algumas atividades, entre elas a utilização da energia elétrica, o uso de produtos químicos inorgânicos e a baixa eficiência da ETE. A energia elétrica destacou-se como sendo a de maior potencial de impacto, considerando a maioria das categorias estudadas, com exceção da categoria eutrofização, cuja ineficiência do tratamento foi o principal causador de impacto significativo na qualidade das águas dos rios da região.

Palavras-chave: Avaliação de Ciclo de Vida, Impacto Ambiental, Tratamento de efluentes.

Introdução

O mundo está se voltando à sustentabilidade, cada vez mais as empresas estão sendo pressionadas a mudar sua conduta. Diversas práticas ambientais iniciaram-se a partir dessa necessidade de produzir sem danificar o meio ambiente, porém nem todas essas ações traziam uma visão detalhada dos impactos ambientais decorrentes da produção de um produto e nem conciliavam os benefícios ao meio ambiente com os ganhos das empresas. Em vários países, inclusive no Brasil, por um longo período tempo se achou que a poluição ambiental era um indicativo de progresso. Essa percepção foi mantida até que os problemas relacionados à degradação do meio ambiente, contaminação do ar, água e solo se intensificaram, trazendo efeitos diretos sobre o ser humano (BRAGA, 2005).

A necessidade de Gestão Ambiental nas organizações está caracterizada pela responsabilidade ambiental de tornar sustentável o desenvolvimento da empresa, no que diz respeito ao meio ambiente. Assim, a Gestão Ambiental atua como um referencial para que as organizações possam atingir essa meta (PACHER, 2011). A gestão sempre se inicia pela realização de um diagnóstico ambiental, o qual consiste em interpretar uma situação problemática de uma área ou atividade a partir da interação e da dinâmica de seus componentes, que se relacionam aos elementos físicos, biológicos e aos fatores socioculturais (PIMENTA, 2010).

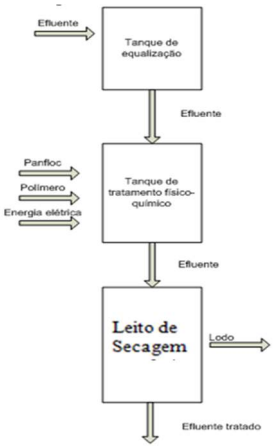
A atividade de lavagem do jeans é responsável pelo maior problema de poluição observada na região do Agreste Pernambucano, sendo caracterizada pela geração de poluentes hídricos, proveniente da etapa de tingimento das peças de jeans realizado pelas lavanderias, o qual possui um potencial poluidor elevado, em função da formulação dos corantes e outros aditivos, que conferem ao efluente final, além de coloração acentuada elevada níveis de DBO, DQO e metais pesados (SILVA, 2005). Ainda de acordo com o mesmo autor essa poluição é potencializada levando-se em conta que a grande maioria das lavanderias realiza o descarte dos seus efluentes sem tratamento, diretamente nos principias corpos hídricos da região, alguns dos quais são considerados importantes mananciais de abastecimento de água. Como se não bastasse, o processo ainda gera emissões atmosféricas provenientes da queima inadequada de lenha como combustíveis nas caldeiras, comprometendo a qualidade do ar daqueles municípios.

A Análise de Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta que possibilita a avaliação do impacto ambiental referente a um produto e/ou um processo durante seu ciclo de vida, sendo capaz de compilar e avaliar as entradas, saídas e os potenciais impactos ambientais de um sistema produtivo (COLTRO, 2007; FERREIRA, 2004). É uma técnica que permite a verificação e a avaliação dos aspectos ambientais e impactos potenciais referentes a um produto e/ou serviço, envolvendo etapas que vão desde o "nascimento" até "morte" do produto – "from cradle to grave", ou seja, desde a extração das matérias-primas (berço), até a disposição final do produto (túmulo) (BERNARDES, 2006; FERREIRA, 2004). Incluir a ACV no processo de tomada de decisão possibilita uma compreensão abrangente dos impactos ambientais e dos impactos na saúde humana, parâmetros que geralmente não são considerados quando se seleciona um produto ou um processo (FINNVEDEN, 2010; FERREIRA, 2004). De acordo com a Norma ISO 14040, o objetivo de um estudo ACV deve se expor de forma não ambígua a aplicação planejada, as razões para levar a cabo o estudo e a audiência pretendida, i.e, a quem irão ser comunicados os resultados do estudo.

Metodologia

A Análise de Ciclo de Vida foi aplicada na ETE, com o objetivo de diagnosticar quais os potenciais impactos ambientais causados pela sua operação no seu ciclo de vida. A lavanderia possui um sistema de tratamento de efluentes líquidos, mas ainda não utiliza o reuso do mesmo no processo de lavagem. Esse processo está sendo estudado para um futuro uso. Por ser uma lavanderia de caráter urbano e possuir geração de resíduos sólidos e líquidos em seu processo de tratamento físico-químico, é de grande importância à aplicação de uma ferramenta de gestão ambiental. A construção de inventário representou a coleta de dados e cálculos para quantificar as entradas e saídas para todos os processos dentro dos contornos do sistema do produto, de forma a representar por unidade funcional. A partir da definição dos parâmetros, o estudo realizado na ETE, foi estabelecido um fluxograma para que auxilie na identificação do objetivo e escopo, o mesmo fluxograma se aplica as duas LBJ, pois ambas possuem o mesmo sistema se tratamento, conforme Figura 1.

Figura 1: Fluxograma de entradas e saídas da ETE



Para aplicação da ACV foi utilizado o software SimaPro® Versão Faculty 8.0.4.30, que é uma ferramenta flexível que possibilita a análise e o monitoramento ambiental de produtos, serviços e processos dentro da perspectiva de Pensamento do Ciclo de Vida. A coleta de dados foi realizada na lavanderia de beneficiamento de jeans através do levantamento quantitativo de todos os parâmetros de entrada e saída utilizados no referido estudo de caso pelos autores do trabalho.

Resultados e Discussões

Na aplicação da ACV na LBJ, foram considerados para construção do ICV como parâmetros de entrada o efluente bruto industrial a ser tratado, a energia e os elementos químicos envolvidos nesse processo. Como elementos de saída a qualidade ambiental do efluente industrial tratado (em função dos parâmetros DBO, DQO, Sólidos em suspensão e Óleos e graxas em kg/d) e o lodo proveniente do processo em kg.

Para utilização desses parâmetros, fizemos uma média dos resultados das análises do efluente produzido e tratado pela ETE que são enviadas ao órgão ambiental de PE, dos meses de janeiro a novembro de 2014. Não foi utilizado o mês de dezembro, pois na época ainda não tinha sido realizada as análises. Esses parâmetros foram estendidos para 20 anos, que é o período de vida útil da ETE para formação do ICV (Figura 2).

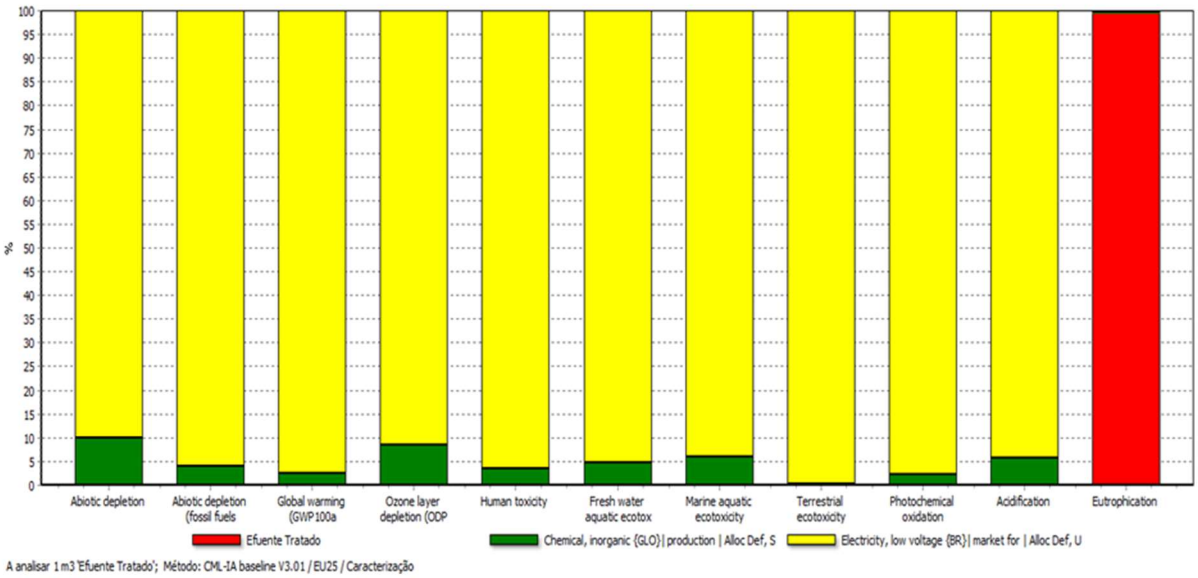
Figura 2: ICV para fase de operação da ETE da LBJ

Saída conhecida para esfera tecnológica. Produtos e co-produtos		**Total em 20 anos**
Efluente final tratado da ETE em estudo		720.000 m^3
Entradas conhecidas da natureza (recursos)	**Processo Simapro**	**Total em 20 anos**
Efluente bruto industrial		
DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio)	BOD, Biological Oxygen Demand	265.752 kg
DQO (Demanda Química de Oxigênio)	COD, Chemical Oxygen Demand	6829.70,4 kg
Sólidos em Suspensão	Suspended solids, unspecified	567.440,882 kg
Óleos e graxas	Oils, unspecified	939.262,313 kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (materiais/combustíveis)	**Processo Simapro**	**Total em 20 anos**
Cloreto de Polialumínio (Panfloc TE)	Chemical, Inorganic {GLO} production/ Alloc Def, S	220 kg
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade/calor)	**Processo Simapro**	**Total em 20 anos**
Eletricidade	Electricity, low voltage {BR} electricity voltage transformation from medium to low voltage	69.600 kW
Emissões para água	**Processo Simapro**	**Total em 20 anos**
DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio)	BOD, Biological Oxygen Demand	89.985,6 kg
DQO (Demanda Química de Oxigênio)	COD, Chemical Oxygen Demand	20.3918,4 kg
Sólidos em Suspensão	Suspended solids, unspecified	181.746,922 kg
Óleos e graxas	Oils, unspecified	190.537,435 kg
Fluxo final de resíduo	**Processo Simapro**	**Total em 20 anos**
Lodo	Sludge	380 toneladas

O método utilizado para aplicar a ACV no SOFTWARE SIMAPRO foi o CML 2 por propiciar acesso a um banco de dados que contém fatores de caracterização para a avaliação de impacto do ciclo de vida e por ser facilmente lido e rodado pelo software.

Após a criação do ICV, fez-se a avaliação do processo, chegando-se aos seguintes resultados que estão destacados na Figura 4. Tal avaliação permitiu verificar quais os potenciais impactos ambientais da ETE no que diz respeito a: depleção abiótica, depleção abiótica (combustíveis fósseis), aquecimento global, destruição da camada de ozônio, toxicidade humana, água doce, eco toxicidade aquática marinha, eco toxicidade terrestre, oxidação fotoquímica, acidificação e eutrofização.

Figura 4: Distribuição das categorias de impacto da ACV na ETE da LBJ



Analisando os resultados apresentados na Figura 4, percebe-se que a ETE gera impactos importantes com a sua operação. Impactos esses causados pela utilização de energia elétrica, pela falta de eficiência da ETE no tratamento de seu efluente e pela utilização de produtos químicos no processo de beneficiamento do jeans.

Para categoria de impacto depleção abiótica o material de maior potencial de impacto foi à eletricidade (80%) e os de menor potencial foram os químicos inorgânicos (20%). Para categoria de impacto Depleção Abiótica (combustíveis fósseis), o material de maior potencial de impacto foi à eletricidade (95,5%) e os de menor potencial de impacto foram os químicos inorgânicos (4,5%). Para categoria de impacto Aquecimento Global o material de maior potencial de impacto foi à eletricidade (97,5%) e os de menor potencial de impacto foram os químicos inorgânicos (2,5%).

Das dez primeiras categorias de impactos analisadas, percebe-se que a eletricidade é a de grande potencial de impacto ambiental, tal fato se dá pela LBJ-A consumir muita eletricidade em seu processo de operação, apesar do Brasil utilizar energia proveniente de hidrelétricas que teoricamente se apresenta como uma energia limpa, não se pode por sua vez desconsiderar que para sua instalação ocorre a geração de grandes impactos ambientais, como também no seu processo de distribuição. A matriz de geração elétrica é uma fonte de possível discrepância entre as avaliações realizadas em diferentes países. A produção de energia a partir de diferentes fontes em cada país pode afetar a caracterização dos resultados das categorias de impacto

Os químicos inorgânicos são os insumos que contribuem com menor potencial de impacto nas nove categorias, tal impacto é proveniente das várias etapas de produção desses produtos químicos, incluindo o impacto da infraestrutura e extração das matérias-primas para sua produção, como também o impacto do seu uso no processo de beneficiamento de jeans.

Para categoria de impacto eutrofização a fonte de maior potencial de impacto é o efluente tratado (99,5%) e o de menor potencial de impacto são os químicos inorgânicos (0,5%). Percebe-se que a não eficiência do tratamento do efluente por parte da ETE, compromete em quase 100% a qualidade do corpo hídrico receptor dos rios da região, podendo gerar eutrofização.

As emissões atmosféricas não foram consideradas nessa ACV, pois a ETE utiliza um tratamento físico-químico, o que não acarreta a geração de gases durante a sua operação.

Considerações Finais

Com aplicação da ACV na ETE da lavanderia do estudo de caso, percebemos que sua operação ocasiona potencias impactos ambientais nas onze categorias avaliadas depreciação abiótica, depreciação abiótica combustíveis fósseis, aquecimento global, destruição da camada de ozônio, toxicidade humana, água doce, eco toxicidade aquática-marinha, eco toxicidade terrestre, oxidação fotoquímica, acidificação e eutrofização.

Os potencias impactos diagnosticados são gerados pela utilização de energia elétrica, pelos químicos inorgânicos e pela falta de um tratamento eficiente da ETE em seu efluente industrial. O impacto do uso de energia elétrica foi muito significativo, visto que das onze categorias avaliadas, em dez ela causa um maior potencial de impacto e apenas na categoria eutrofização, apresenta um impacto insignificativo.

A falta de um tratamento eficiente do efluente caracterizou impactos na categoria de eutrofização, visto que os rios da região recebem esse efluente tratado, e a não eficiência nesse processo gera esse problema ambiental na região.

O lodo gerado no processo de tratamento dos efluentes não apresentou resultado significativo na aplicação do ACV, pelo fato da ETE não fazer o tratamento desse resíduo. Eles são armazenados em sacos de 20 kg e são recolhidos por empresas terceirizadas. Logo, o potencial de impacto que pode ser gerado pelo resíduo não foi avaliado nesse momento, porém, não podemos esquecer que tal lodo armazenado traz grandes impactos ao meio ambiente, tais como, contaminação do solo, das pessoas que entrarem em contato com ele, além do risco da chuva que pode provocar uma poluição difusa pelo escorrimento superficial e/ou lixiviação dos contaminantes do lodo.

Sugerimos para futuros trabalhos a aplicação dessa ferramenta em toda a LBJ, considerando todos seus setores, permitindo caracterizar os potenciais impactos ambientais causados por todo o seu processo e não apenas na etapa de tratamento de seus efluentes.

Agradecimentos

A RENTED e FACEPE, pelo apoio financeiro e GAMA e PROPESQ/UFPE pelo suporte de infraestrutura.

Referências Bibliográficas

BERNARDES, M. A. dos S. Breve introdução à metodologia Avaliação do Ciclo de Vida. CEFET MG. Belo Horizonte, 2006.

BRAGA, B, et al. Introdução à Engenharia Ambiental, 2 ed. Editora: PRENTICE-HALL, 2005.

COLTRO, L. Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão. CETEA/ITAL. Campinas, 2007.

FERREIRA, J. V. R. Análise de Ciclo de Vida dos Produtos. Gestão Ambiental. Instituto Politécnico de Viseu. 2004.

FINNVEDEN, G.(2010) "Life cycle assessment". In: Encyclopedia of Earth. Eds. Cutler J. Cleveland (Washington, D.C.: Environmental Information Coalition, National Council for Science and the Environment). Retirado em 13 de Setembro de 2012.

ISO 14040, (2006). Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Genève: Switzerland.

PACHER, B. A.;VAZ, C. R., OLIVEIRA, I. L. Análise do gerenciamento de resíduos sólidos de lavanderias de ponta grossa; 2011.

PIMENTA, H. C; GOUVINHAS, D. R. P. Implantação da Produção mais Limpa em uma indústria têxtil: vantagens econômicas e ambientais. Anais: Cleaner Production Initiatives na Challenges for a Sustainable Word. Natal, 2010.

SILVA, G. L.; BARROS, C. R.; REZENDE, R. B. Diagnóstico ambiental das lavanderias de jeans de Toritama, Pernambuco. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Saneamento Ambiental Brasileiro: Utopia ou realidade? Rio de Janeiro, ABES, 2005. p.1-4.

Avaliação comparativa do ciclo de vida de materiais usados em blocos de motor

Raphael Tavares Callado[1], Ramon de Andrade Gonçalves[2],Giovanna Gabriela Crem Silva[3], José Tomadon Júnior[4]

[1]UTFPR - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, raphaelcallado@hotmail.com
[2]UTFPR - Universidade Tecnológica Federal do Paraná
[3]UTFPR - Universidade Tecnológica Federal do Paraná
[4]UTFPR - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

***Resumo**. As decisões inerentes ao desenvolvimento de novos produtos são de grande responsabilidade. Com mercados cada vez mais exigentes em relação à performance e sustentabilidade, as empresas buscam alternativas para manter a competitividade de seus produtos, portanto a análise de materiais e processos é indispensável para a obtenção de seus objetivos. Este trabalho questiona, a partir destas premissas, o desenvolvimento sustentável da indústria automobilística brasileira, mais especificamente no campo dos motores de combustão interna, propondo a utilização da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como ferramenta comparativa de impactos ambientais. Dentro desta análise, dados de dois blocos de motores, um constituído em sua maior parte de ferro fundindo, e o outro, de alumínio, foram coletados e confrontados. As informações foram analisadas de forma a caracterizar o ciclo de vida do produto, desde a extração de matéria-prima até seu descarte. Devido à falta de dados consistentes, o escopo foi restringido a fase de extração e produção das matérias-primas necessárias para a produção dos blocos. A metodologia do estudo ACV baseou-se em diretrizes de órgãos de padronização, como a ISO 14040. Os dados referentes ao peso do bloco do motor de ferro fundido foram encontrados em uma empresa automotiva, através do trabalho de Vasconcellos (2015). Já para o bloco de alumínio foi utilizada o banco de dados Ecoinvent 3. Para a avaliação de impacto foi escolhido o método ReCiPe, ponto médio. Observou-se nos resultados que o bloco de alumínio obteve impactos sobremaneira menores quando comparado com o bloco de ferro fundido, devido ao modo de extração de matérias-primas e o processo de fabricação do metal. Quanto às categorias de impacto, o indicador ecotoxidade marinha representou as maiores emissões do bloco de ferro fundido e de todo o estudo. Outros indicadores de grande discrepância foram ecotoxidade de água-doce e toxidade humana,todas favorecendo o alumínio. Concluiu-se que o bloco de motor de alumínio em questão tem grandes vantagens ambientais e possivelmente econômicas quando comparado com o motor de ferro fundido. O resultado do presente trabalho ilustrou o potencial do alumínio como material automotivo, trazendo benefícios para a indústria aplicando o desenvolvimento sustentável.*

***Palavras-chave.** Avaliação do ciclo de vida, comparação de motores, análise de materiais, sustentabilidade.*

Introdução

A redução de emissões no meio ambiente tornou-se um objetivo constante na agenda mundial. Metas de redução são firmadas regularmente em conferências mundiais por vários países, num esforço mútuo em direção à preservação ambiental. Com isso, as empresas tiveram que se adaptar às novas metas, introduzindo essa esfera ambiental às tomadas de decisões (FUNDAÇÃO DOM CABRAL, 2003).

A indústria automotiva, como todos os outros ramos, viu-se obrigada a investir em tecnologias para adequar-se às regulamentações e assim reduzir o impacto de seus produtos ao meio ambiente. Para atingir esta meta, uma das alternativas é a diminuição do peso do veículo, mais especificamente o peso do motor, que deve contribuir para uma melhor economia de combustível e redução de emissões. Analisando os componentes do motor, o bloco do motor tem uma massa considerável, por ser constituído de ferro fundido, material que é usado na maioria da frota brasileira, portanto é razoável escolhê-lo como objeto de estudo (CASSIANO, 2014).

O aumento da conscientização com a proteção do meio ambiente, e os possíveis impactos associados com produtos, criaram um maior interesse em desenvolver métodos que pudessem avaliar e melhor entender estes impactos. Uma das ferramentas criadas foi a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (ABNT, 2001).

Seguindo este caminho de diminuição de peso de componentes automotivos, Alcoa(2012) comparou, através de ACVs, os impactos causados pela produção e uso de conjuntos de rodas de caminhão distintos: um de alumínio forjado, de fabricação própria, e a outra, de aço. Seus resultados mostraram que, apesar da roda de aço emitir 3,8 toneladas de CO_2-equivalente a menos do que a de alumínio, em uma análise parcial *cradle-to-gate*("do berço ao portão"), as rodas de alumínio reverteram o resultado na análise completa, notadamente nas fases de uso e descarte, totalizando uma redução de 15,3 toneladas de CO_{2eq} , quando comparado com as rodas de aço. O desempenho em outras categorias mostrou-se semelhante, demonstrando a superioridade ambiental do alumínio em relação ao aço. A superioridade do alumínio também foi presente no trabalho de Teksid(2006), que realizou a comparação de blocos de motor de ferro fundido com blocos de alumínio. Os indicadores mostraram uma carga de 41,3 pontos para o bloco de ferro fundido, e 28,9 pontos para o bloco de alumínio. Evidenciou-se a larga participação da categoria de impacto "Combustíveis Fósseis" em ambos os materiais e na maioria das fases analisadas, e a diminuição de cargas ambientais de acordo com o aumento da participação do alumínio secundário na fase de produção.

Diante da situação ambiental mundial e da indústria nacional, do conhecimento dos resultados mostrados na literatura e pela facilidade que a avaliação do ciclo de vida aparenta proporcionar como método, este trabalho realizou uma análise comparativa de produção de materiais usados na fabricação de blocos de motor, utilizando a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida, tendo como objetivo identificar o material de menor carga ambiental, através da quantificação do potencial impacto ambiental causado pelo processo de produção do alumínio e do ferro fundido.

Materiais e Métodos

A Avaliação do Ciclo de Vida pode ser definida como a avaliação de entradas e saídas de um processo de produção de um produto, avaliação esta que irá quantificar os dados em questão de maneira padronizada, ao mesmo tempo que há também um tratamento qualitativo dos mesmos (SAIC, 2006).

Para Ferreira(2004), "A metodologia ACV é a única que permite identificar a transferência de impactos ambientais de um meio para outro [...] e/ou de um estágio de ciclo de vida para outro." Portanto, um produto usar uma quantidade menor de matérias-primas do que outro não significa que ele vai desenvolver um menor impacto ambiental. Sem um estudo ACV, estas informações não serão visíveis. Segundo SAIC(2006), os métodos mais tradicionais não consideram alguns impactos que são abordados em um estudo ACV, como os de extração de matérias-primas, transporte e descarte. Assim, o estudo ACV revela-se de grande importância para uma real análise de processos/produtos.

A metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida é padronizada pelas normas ISO 14040-44, e no Brasil, tem sua respectiva equivalência feita pela ABNT (ABNT, 2001)

Definição do escopo e dos objetivos

O objetivo principal deste estudo é calcular e comparar o impacto ambiental causado pela obtenção de matéria-prima para produção de dois blocos de motores: um feito em ferro fundido, e o outro, em alumínio.

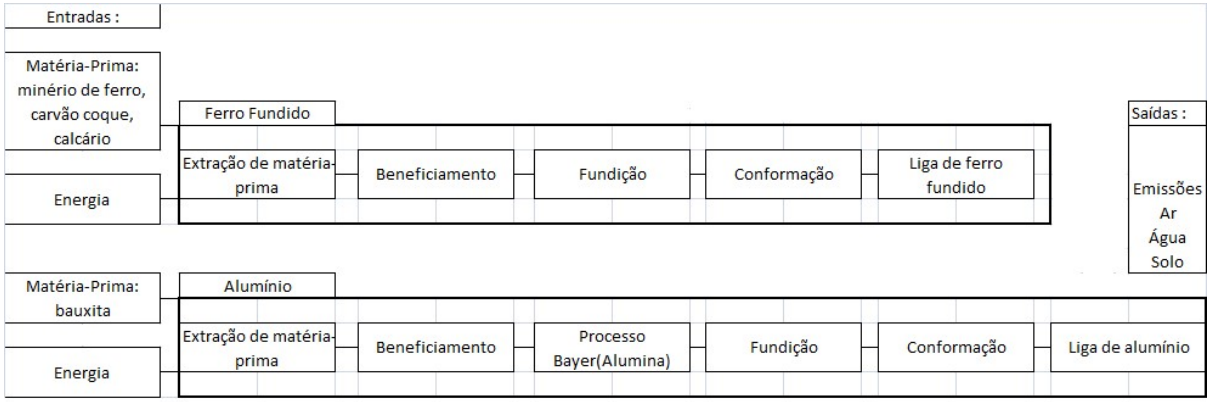
O escopo do trabalho ficou limitado à extração e produção de matéria-prima pela falta de dados correspondentes às fases de uso e descarte dos blocos. Também foi decidido pelo descarte da fase de transporte, pois o estudo considerou que a produção fosse feita à nível nacional, não sendo interessante, portanto, o uso dos dados globais que estavam à disposição do trabalho. Para todos os efeitos, a distância de transporte será considerada a mesma para ambos os blocos, e assim, desconsiderada.

Acerca das composições das ligas metálicas constituintes do bloco, será avaliado apenas o material proeminente da liga para o estudo, que corresponde praticamente à totalidade na liga, ou seja, alumínio e ferro fundido, respectivamente. Elimina-se assim a necessidade de escolha de ligas, e são consideradas as mais otimizadas para as necessidades do bloco.

Os blocos diferem-se principalmente pelo material utilizado e pela arquitetura, mas como desempenham a mesma função, a unidade funcional é a " capacidade de fazer um motor de combustão interna funcionar por 200.000 quilômetros".

A Figura 1 mostra, de forma simplificada, os limites dos sistemas estudados:

Figura 1: Limites dos sistemas de extração e produção dos materiais dos blocos.



Inventário do ciclo de vida

Definidas as metas e escopo do estudo, é realizado a etapa de análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV), que é o processo baseado em dados que identifica e quantifica as entradas e saídas do ciclo de vida do produto (EPA, 1993).

Os inventários do ciclo de vida foram calculados predominantemente por dados secundários, obtidos através da base de dados *EcoInvent 3*, e foram tratados e compilados no *software* SimaPro 8. Os dados relativos ao peso dos blocos foram alcançados por pesquisas em campo. Será utilizado um bloco de motor de ferro fundido pesquisado por Vasconcellos(2015), cujo peso(40kg) será utilizado como base para o inventário do bloco de ferro fundido; o bloco de alumínio teve seu peso(13,3kg) encontrado após pesquisas em campo, por meio de concessionárias de veículos, e pela internet, por meio de sites especializados em automóveis.

Devido a enorme quantidade de dados, o inventário ficou impossibilitado de ser exibido, sendo contabilizado diretamente na caracterização dos impactos ambientais.

Avaliação do impacto do ciclo de vida

Após quantificados, os dados reunidos na análise de inventário são tratados qualitativamente na Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Esta fase consiste inicialmente na seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e de modelos de caracterização. Em seguida, os dados de inventário são classificados segundo as categorias de impacto selecionadas, para então ser calculados os resultados dos indicadores de categoria. Estes passos têm caráter obrigatório na AICV (EPA, 1995).

O método ReCiPe, desenvolvido por Goedkoop et al(2008) foi utilizado para avaliar 18 categorias de impacto, através dos resultados dos indicadores e posterior caracterização. Os resultados podem ser então normalizados, ou seja, por meio de um fator de normalização, é possível expressar os impactos comparados com valores de referência de determinado local. Assim, os resultados alcançam um melhor grau de consistência. Os impactos caracterizados e normalizados, bem como suas principais emissões podem ser vistos na Tabela 1:

Tabela 1: Caracterização e normalização dos inventários dos blocos de alumínio e ferro fundido.

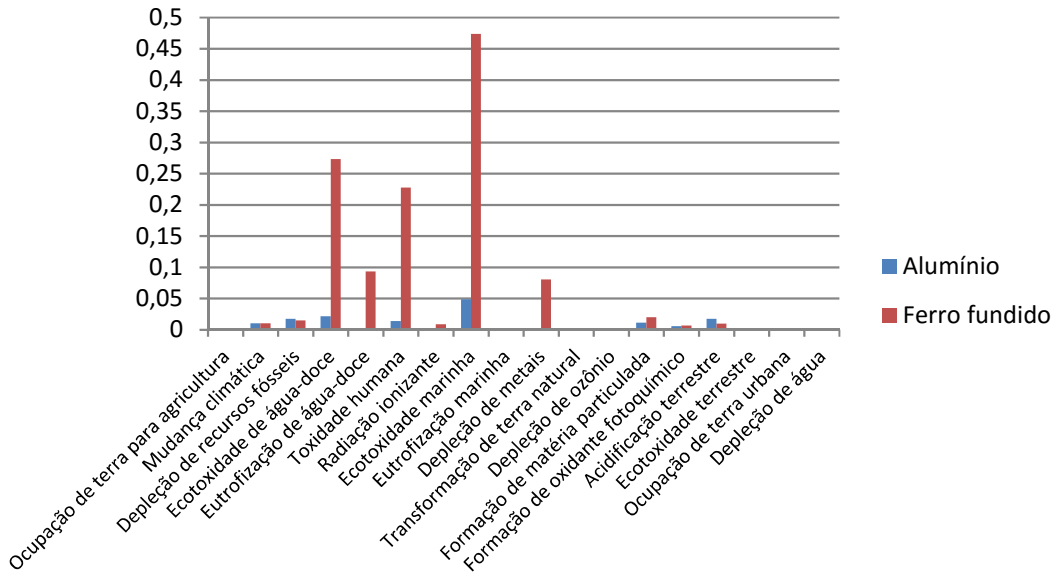
	Material/ Categoria de Impacto	Ocupação de terra para agricultura (m2a)	Mudança climática (kg CO2 eq)	Depleção de recursos fósseis (kg oil eq)	Ecotoxidade de água-doce (kg 1,4-DB eq)	Eutrofização de água-doce (kg P eq)	Toxidade humana (kg 1,4-DB eq)	Radiação ionizante (kBq U235 eq)	Ecotoxidade marinha (kg 1,4-DB eq)	Eutrofização marinha (kg N eq)
Caracterização (total)	Alumínio	0	95,367885	22,706845	0,0928296	2,663E-08	2,9408235	0	0,1028219	0,0088539
	Ferro fundido	0,9950936	96,744563	18,862251	1,1720037	0,0270285	48,146701	3,6902921	0,9951529	0,0136805
Normalização (total)	Alumínio	0	0,0100136	0,0176205	0,0216293	9,189E-08	0,0139101	0	0,0489432	0,0012041
	Ferro fundido	0,0001831	0,0101582	0,0146371	0,2730769	0,0932482	0,2277339	0,0085246	0,4736928	0,0018605
	Principais emissões	Ocupação	CO , NOx SO, CH4, HFC, ?	Carvão, óleo, gás natural	Cobre, Zinco, Níquel, Bário	Fosfatos	HF, Mercúrio, Bário	Césio-137, Carbono-14, Rádon-222	Cobre, Zinco, Níquel, Bário	Cianetos, Amônia, Nitrogênio
	Material/ Categoria de Impacto	Depleção de metais (kg Fe eq)	Transformação de terra natural (m2)	Depleção de ozônio (kg CFC-11 eq)	Formação de matéria particulada (kg PM10 eq)	Formação de oxidante fotoquímico (kg NMVOC)	Acidificação terrestre (kg SO2 eq)	Ecotoxidade terrestre (kg 1,4-DB eq)	Ocupação de terra urbana (m²a)	Depleção de água(m³)
Caracterização (total)	Alumínio	0	0	1,15E-07	0,1560573	0,3090807	0,6230116	0,0015819	0	0
	Ferro fundido	35,665711	0,0089699	3,095E-06	0,2812082	0,3810826	0,3431006	0,0156462	0,9526393	106,98339
Normalização (total)	Alumínio	0	0	3,059E-06	0,0110957	0,0054398	0,0174443	0,0002673	0	0
	Ferro fundido	0,0802478	0,0007454	8,232E-05	0,0199939	0,0067062	0,0096068	0,0026442	0,0012289	0
	Principais emissões	Cobre, Crômio, Ferro, Manganês	Transformação de florestas	Hidrocarbonetos	Óxidos de enxofre e nitrogênio, Amônia	Óxidos de enxofre e nitrogênio, Hidrocarb	Óxidos de enxofre e nitrogênio	Zinco, Vanádio, Cobre, Selênio,	Ocupação para indústrias, mineração	Água para uso em turbinas

Resultados e discussão

Os impactos ambientais comparativos dos blocos de motor selecionados são mostrados adimensionalmente na Figura 2. Embora alguns indicadores obtiveram resultados ínfimos, pode-se visualizar no gráfico que há indicadores de impacto elevados relacionados ao bloco de ferro fundido, notadamente *ecotoxidade marinha*, *ecotoxidade de água-doce, eutrofização de água-doce, depleção de metais e toxidade humana*. Esses resultados mostram-se mais discrepantes quando comparados aos respectivos indicadores do bloco de alumínio, que atingiram valores predominantemente baixos. Até mesmo o indicador mais alto de alumínio, *ecotoxidade marinha*, aparenta-se reduzido frente ao indicador de ferro fundido correspondente.

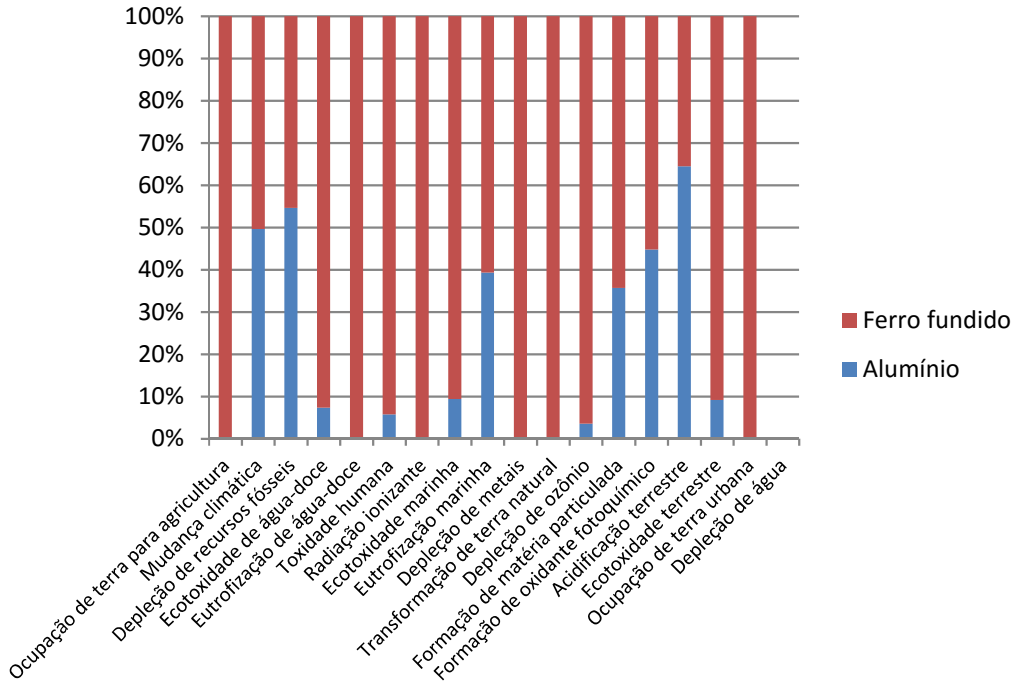
O resultado absoluto na fase de extração e produção é correspondente com a literatura, quanto a comparação com outras fases de uma ACV *cradle-to-grave*(do berço ao túmulo). Apesar de representar uma pequena parcela do total, a fase de extração e produção é sem dúvida essencial, pois o desempenho dos impactos ambientais relacionados às fases restantes é dependente desta fase inicial. Uma redução significativa no peso de um veículo certamente pode traduzir-se em menor quantidade de combustível, que provocará uma diminuição dos impacto ambientais atrelados à fase de uso. De modo similar, materiais altamente recicláveis podem desempenhar papel importante na redução dos impactos relacionados ás fases de extração e de descarte. Portanto, os resultados atingidos não devem ser interpretados de maneira clássica, e sim de uma forma mais ampla.

Figura 2 : Resultados absolutos normalizados dos indicadores de impacto.



A Figura 3 ilustra os indicadores normalizados de impacto em porcentagens, possibilitando assim a análise mais esclarecida dos indicadores quando comparados entre si, mesmo os de baixa contribuição. Nestes resultados percentuais, nota-se o predomínio do alumínio nos indicadores *acidificação terrestre* e *depleção de recursos fósseis*. Entretanto, é absurdamente menor sua participação se comparada ao ferro fundido, afirmando portanto a correlação das Figuras 2 e 3, mesmo em diferentes bases.

Figura 3: Resultados normalizados dos indicadores de impacto, em porcentagens.



Conclusão

Por meio do presente trabalho, foi possível avaliar as cargas ambientais relativas à extração e produção dos materiais necessários para a produção de blocos de motor. Os blocos analisados, de alumínio e ferro fundido, foram comparados através da ferramenta de Avaliação do ciclo de vida, que qualificou e quantificou as informações, traduzindo-as em indicadores ambientais a serem interpretados. Avaliados ambos os blocos, fica evidente a grande diferença entre os materiais estudados no quesito ambiental, com ampla vantagem em favor do alumínio. Este resultado, apesar de suas restrições, mostra não só o potencial do alumínio como material, mas também atesta o uso de ferramentas como a avaliação do ciclo de vida como meio para elucidar questões de difícil abordagem e compreensão.

Referências Bibliográficas

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2001.

ALCOA. Comparative Life Cycle Assessment of Aluminum and Steel Truck Wheels.2012.

CASSIANO, Carolina. Olho no futuro. Revista Alumínio, São Paulo: Cecom, Julho, set. 2014. Disponível em: <http://www.revistaaluminio.com.br/recicla-inovacao/40/artigo334078-1.asp>. Acesso em: 15 abr. 2015.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Life cycle assessment: Inventory guidelines and principles. Washington, DC, 1993.

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Life cycle impact assessment: A conceptual framework, key issues, and summary of existing methods. Research Triangle Park, 1995.

FERREIRA, José Vicente Rodrigues. Análise de ciclo de vida dos produtos. 2004. Instituto Politécnico de Viseu.

FUNDAÇÃO DOM CABRAL. Sustentabilidade e poder nas organizações: Temas Emergentes. 2003. Disponível em: <http://www.fdc.org.br/hotsites/mail/livro_sustentabilidade_poder/temas-emergentes/dimensao-meio-ambiente/metas-de-reducao-de-CO2-na-cadeia-produtiva.html >. Acesso em: 20 abr. 2015.

GOEDKOOP, Mark et al. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment methodwhich comprises harmonised category indicatorsat the midpoint and the endpoint level. Holanda, 2008.

SAIC. SCIENTIFIC APPLICATIONS INTERNATIONAL CORPORATION. Life cycle assessment: principles and practice. Cincinatti, 2006.

TEKSID ALUMINUM. Life cycle assessment in the automotive industry: comparison between aluminium and cast iron cylinder blocks. Metallurgical Science and Technology. Itália, 2006.

VASCONCELLOS, Douglas Pereira. AVALIAÇÃO DO IMPACTO AMBIENTAL CAUSADO PELA PRODUÇÃO DE UM MOTOR FLEX. Cornélio Procópio, PR, 2015.

Avaliação do ciclo de vida de veículos elétricos e de veículos *flex fuel* nas condições brasileiras

Jorge Enrique Velandia Vargas [1a], Daniela G. Falco [2a], Joaquim E. A. Seabra [3a], Carla K. N. Cavaliero [4a], Arnaldo C. S. Walter [5a](coordenador)

[a]*Faculdade de Engenharia Mecânica, Unicamp, Campinas, Brasil.*
[1] *jevelandiav@fem.unicamp.br*
[2] *falco@fem.com*
[3] *jseabra@fem.unicamp.br*
[4] *cavaliero@fem.unicamp.br*
[5] *awalter@fem.unicamp.br*

Resumo. *Este artigo apresenta resultados parciais do Projeto de Mobilidade Elétrica, P&D, da CPFL em parcería com a Faculdade de Engenharía Mecânica (FEM) da Unicamp e o Nucleo interdisciplinar de Planejamento Energético. O principal objetivo do artigo é avaliar os potenciais impactos ambientais do transporte leve de passageiros e cargas, com um escopo referente ao cenário brasileiro no ano de 2014. São considerados veículos elétricos à combustão interna (tipo flex fuel, a etanol e gasolina),tanto os ciclos de vida dos veículos quanto de suas fontes de energia. Para esse fim, utiliza-se da metodologia proposta pela série 14040 da International Organization for Standardization (ISO), de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). A principal base de dados é oriunda de inventários consolidados , entre eles; Seabra et al. (2011), Silva (2013), EPE (2015) e Ecoinvent v 3.2 (2015), além de dados da operação de veículos elétricos. Modelando o inventário por meio de uma abordagem atribucional, com tratamento dos coprodutos baseado em alocação energética, utiliza-se como unidade funcional "1 km rodado". O método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é de tipo midpoint, baseado no Centrum voor Milieukunde Leiden (CML) – Instituto de Ciências Ambientais da Universidade de Leiden, sendo consideradas as seguintes categorias de impacto ambiental: depleção de recursos abióticos (fósseis e não fósseis); aquecimento global; depleção da camada de ozônio; toxicidade humana; ecotoxicidade terrestre; oxidação fotoquímica; acidificação; e eutrofização. Com isso, como principais resultados da AICV , para o veículo elétrico observa-se os piores resultados para quatro catergorias de impacto, Depleção Abiótica, Toxicidade Humana, Ecotoxicidade Terrestre e Eutrofização. Porém, os grandes valores para a Eutrofização, mudam consideravelmente se as emissões de longo prazo fossem excluidas. O veículo flex abastecido com Etanol anidro apresenta os piores resultados nas categorias de Acidificação e Oxidação Fotoquímica em quanto que o veículo flex com gasolina apresenta os piores resultados para as categorias de Depleção abiotica de Recursos fosseis,Aquecimento Global e Depleção da Camada de Ozônio.*

Palavras-chave. *Avaliação de ciclo de vida; Veículos elétricos; Veículos flex.*

Introdução

O setor de transportes é grande responsável pela emissão de gases na atmosfera, no solo e nos corpos de agua, os efeitos dessas emissões são percebidos por diferentes receptores (humanos, ecossistemas, etc.) tanto no âmbito local quanto global. A contribuição do transporte rodoviario nas emissões antrópicas na Europa, em 2012 foi de perto de um quinto das emissões de Dióxido de Carbono (CO_2), o CO_2 é um Gás de Efeito Estufa (GEE) emitido, entre outros, por combustíveis de origem fóssil (European Commission, 2015). De acordo com o Quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), caso as emissões continuarem nas taxas atuais de crescimento ao longo das próximas décadas, a temperatura média do planeta poderá aumentar em até 4,8 °C ainda neste século, causando a elevação do nível do mar e danos importantes na maior parte das regiões costeiras do planeta (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2014).

Para reverter essa situação, estratégias deverão ser implementadas de forma integrada, associando medidas de aumento da eficiencia energética, redução de emissões nos setores de uso final e descarbonização do suprimento de energia. Nesse contexto, e ainda diante a perspectiva de aumento da frota mundial de veículos leves, todas as

rotas tecnológicas que promoverem sistemas de transporte mais sustentáveis deverão ser consideradas e analisadas. É nesse sentido que os Veículos Elétricos (VEs) estão assumindo um protagonismo cada vez maior nos cenários futuros de mobilidade ao ser considerados como uma alternativa para a mitigação das emissões de GEE dos Veículos de Combustão Interna (VCI) (e.g., óxidos de nitrogênio, monóxido de carbono e material particulado) e de outras substâncias que podem trazer efeitos negativos nos ecosistemas, na saude humana e animal.

Do ponto de vista das emissões de GEE, os potenciais benefícios da adoção de carros elétricos dependerão do perfil de geração de eletricidade (o que inclui a matriz de geração em um dado local) e como as baterias serão recarregadas (horário, frequência, período de recarga, etc.) uma vez que um possível choque na demanda de eletricidade poderia ter um impacto direto no despacho do sistema elétrico e, consequentemente, nas emissões.

Isso quer dizer que, não obstante os VEs apresentam vantagens ambientais durante a fase de operação uma avaliação dos impactos restrita apenas ao uso final mostra-se incompleta, uma vez que não considera àqueles associados à demanda de materiais, insumos e energia para a fabricação, funcionamento e manutenção do veículo.

Muitos estudos de ACV em Veículos Elétricos têm sido realizados em vários países (Faria et al., 2013; Helms, Pehnt, Lambrecht, & Liebich, 2010; Ma, Balthasar, Tait, Riera-Palou, & Harrison, 2012; Rajagopal et al., 2012), porém os resultados encontrados não podem ser extrapolados para outros locais em virtude das peculiaridades que cada cenário exibe. No Brasil, Choma et al. (2013) consideram características particulares presentes no Brasil para as fases do-poço-ao-tanque e do-poço-a-roda, baseando-se em publicações de dados e estimações nacionais.

O objetivo do projeto é definir as vantagens (e disvantagens) ambientais que a adoção de VEs vai trazer ao Centro-sul Brasileiro mediante a comparação da motorização convencional e as opções elétricas (não híbridas). Os resultados aquí apresentados são parte do ano um do projeto de P&D PA0060 realizado em parceria com a CPFL.

Metodologia

Na definição do escopo devem ser especificados; a fronteira de análise; os limites temporais e espaciais; a unidade funcional a ser usada; o método de AICV e os procedimentos de alocação de impactos entre os coprodutos gerados. Os principais elementos metodológicos são apresentados na Tabela 1.

Tabela 9.Elementos metodológicos do estudo.

Sistemas considerados	Transporte de passageiros por veículos leves nas seguintes versões: veículo elétrico; veículo com motor *flex* abastecido com gasolina; veículo com motor *flex* abastecido com etanol.
Fronteira do sistema	Abordagem do poço-à-roda, contemplando a produção do veículo (sem desmontagem) e o posto de recarga para o caso dos veículos elétricos.
Escopo geográfico	Brasil; uso dos veículos no estado de São Paulo.
Escopo temporal	2014.
Unidade funcional	1 km rodado
Tratamento dos coprodutos	Alocação em base energética
Modelagem do inventário	Abordagem atribucional

Método de AICV	CML 2000 Baseline.
Categorias de impacto ambiental	Depleção de recursos abióticos; depleção de combustíveis fósseis; aquecimento global; acidificação; eutrofização; toxicidade humana; ecotoxicidade; depleção de ozônio estratosférico e oxidação fotoquímica.
Fonte de dados	Levantamento de dados primários (CPFL, CPqD), bases de dados Ecoinvent e literatura científica.

Do Poço-ao-Tanque

Etanol

O escopo do etanol hidratado abrange a condição média atual baseada nos dados médios relativos à safra 2006/2007 na região Centro-Sul do Brasil (Seabra & Macedo, 2011) a qual é responsável por cerca de 90% da produção nacional desse combustível. Tratam-se dos dados mais recentes disponíveis e que apresentam o nível de detalhe e coerência interna requeridos, principalmente com relação à agricultura da cana-de-açúcar.

Considera-se importante assinalar que, como a abordagem adotada na ACV é atribucional, somente os impactos diretos das mudanças no uso da terra (Land-Use Change ou LUC) serão contabilizados, excluindo-se os efeitos indiretos; o aspecto é potencialmente importante no caso do etanol

Adicionalmente, com respeito à cultura da cana, assume-se que 100% da colheita é mecânica (sem queima da palha), do mesmo jeito assume-se que as emissões causadas pelo uso de fertilizantes e pelos resíduos são estimadas utilizando a metodologia do IPCC (2006) e seguem a estrutura apresentada no material suplementar do documento apresentado por CAVALETT et al.(2013) o qual compara os efeitos ambientais da Gasolina C e o Etanol hidratado no Brasil por meio de vários métodos de AICV.

Por outra parte e em consequência de se-considerar que o Nitrogênio presente na cinzas da Caldeira e na Fuligem ficam no solo, sem se espalhar, e portanto ficando só no Canavial , não se consideraram esse dois residuos na modelagem do processo da cana no software Simapro

Finalmente, assinalas-e que uma das hipóteses adotadas no projeto envolveu a decisão de anular as emissões de CO_2, cuja origem fosse biogénico,incluindo a etapa de combustão do bagaço da cana em Caldeira. Essa iniciativa se baseou no fato de que esse tipo de emissões de CO_2 ficam restritas ao sistema local de ciclagem de Carbono.

Da mesma forma, outra adequação apresentada no inventário do etanol foi a exclusão da vinhaça como um resíduo da cana-de-açúcar. Essa decisão foi baseada no fato dessa substância ser caracterizada como uma entrada do sistema, ao ser utilizada no solo como fonte de água e nutrientes na etapa agrícola.

Gasolina C

A Gasolina C, disponibilizada ao consumidor, é uma mistura, cujo teor de etanol anidro pode variar entre 18% e 27,5% (base volumétrica). Para o presente caso o perfil ambiental da gasolina C será modelado considerando inicialmente uma mistura, em volume, de 78% de Gasolina A (gasolina pura) e 22% de etanol anidro.

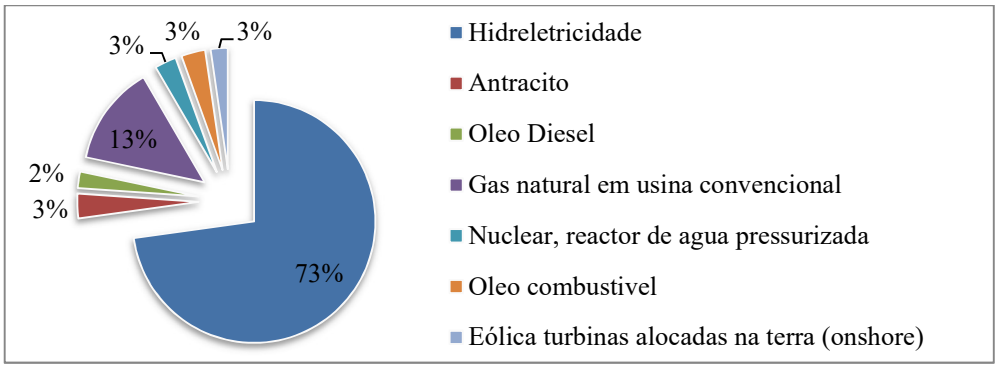
Para o modelamento do refino da Gasolina considera-se que a Gasolina refinada no Brasil vai prover da Refinaria Duque de Caxias (Reduc) e a Refinaria de Paulínia (Replan). Por outra parte assume-se que só uma porção do petróleo utilizado como matéria prima nessas refinarias é de procedência nacional e o resto é importado na modelagem do processo considera-se que o petróleo importado tem duas origens, Oriente Medio (31,2%) e Nigêria (68,8%).

Baseado nas informações de CHAGAS (2011), as condições brasileiras de exploração e produção offshore de petróleo são semelhantes às da Noruega, onde há produção conjunta de petróleo e gás natural em lâminas de água de grande profundidade. Portanto, a base de dados do Ecoinvent para a exploração e produção de petróleo na Noruega foi adotada para representar as condições de produção de petróleo e gás natural na Bacia de Campos. Paralelamente, as condições de exploração e produção de petróleo em terra (onshore) no Brasil são consideradas similares às da Nigéria. Assim, o inventário do Ecoinvent para esse processo na Nigéria foi usado como referência para a adaptação às condições brasileiras.

Eletricidade

O Balanço Energético Nacional – BEN 2015 (Empresa de Pesquisa Energética, 2015) foi utilizado como documento base para definir o perfil de geração elétrica do Brasil referente ao Sistema Interligado Nacional (SIN) nas condições atuais. A Figura 1 ilustra as informações de geração de eletricidade por fonte, descritas pelo BEN 2015. Optou-se por considerar apenas a geração a partir de Centrais Elétricas de Serviço Público, excluindo a autoprodução de energia, uma vez que esse tipo de eletricidade é majoritariamente destinado ao consumo próprio, não sendo ofertado ao SIN. Além disso, devido à sua menor contribuição ao montante brasileiro, algumas fontes Não Renováveis incluidas no BEN 2015 não foram consideradas; o Gás de coqueria; as Fontes não renováveis secundárias e outras fontes não renováveis. Do mesmo jeito, algumas Fontes Renováveis como a Lenha, o Bagaço de cana, a Lixívia e Outras Renováveis também não foram consideradas.

Figura 6.Perfil de geração elétrica utilizada no estudo.



Comparando as eficiências dos dados do Ecoinvent v3.2 com as eficiências de conversão por fonte de energia apresentadas na Figura 1, constatou-se uma diferença significativa. Por isso, optou-se por alterar o perfil proposto pelo Ecoinvent para o Brasil *"Electricity, high voltage {BR} |Market for |Alloc Def U"* e criar um novo processo que modelara de jeito mais adequado as eficiências obtidas do BEN 2015, para tal fim adotaram-se processos já cadastrados no Ecoinvent, independentemente do país onde ocorre a geração de energia, o critério de escolha foi a semelhança da eficiência de cada fonte de geração presente no Ecoinvent e as eficiências no BEN.

Do Tanque-à-Roda

O modelo do VE será baseado nas informações disponíveis no Ecoinvent v3.2. Os processos "*Passenger car, electric, without battery {GLO}/production/Alloc Def, U*" e "*Battery, Li-ion, rechargeable, prismatic {GLO}/production/Alloc Def, U*" sofrem modificações a fim de refletir as condições do projeto no ano um, nas quais ainda não se incluim os processos de desmontagem (fim da vida) do veículo, considerouse um avida util de 150000 km. Considera-se que aqueles processos refletem as condições de manufatura do Renault Kangoo ZE,

importado por navio (10600 km) desde a fábrica localizada em Maubeuge, França e transportado por caminhão >32 ton uma distancia total de 755 km.

Para fase de uso do veículo elétrico recorre-se aos dados obtidos das FADU (Formulário de Acompanhamento Diário de Uso) o qual contem as informações de desempenho (autonomia) de um veículo elétrico que fez percursos na região de Campinas, durante o ano 2015 obtendose um valor de consumo de 0,228 kWh/km.

Paralelamente, na modelagem dos veículos *flex* recorre-se aos inventarios fornecidos pelo Ecoinvent. O processo nomeado "*Passenger car, petrol/ natural gas {GLO}/production/Alloc Def, U"* sofre um processo de ajuste no qual o subprocesso de desmontagem é substraido, do mesmo jeito que foi feito no veículo *flex,* esse processo inclui tanto os fluxos elementares da manufatura da carroceria do veículo, e trem de potência i.e.- Motor e transmissão- quanto os transportes desde a usina de Renault, localizada em Córdoba, Argentina, até Campinas, por caminhão em terra, e por navio. Assume-se que o veículo *flex* tem uma vida util de 200000 km.

Por outra parte é fundamental sublinhar quão importante é a contribução da fase de uso do veículo no total do ciclo de vida. As emissões de CO_2 e outras substancias reguladas (CO,NOx,Aldeidos) apresentam grandes impactos para diversas categorias de impacto *e.g.* Aquecimento Global e Depleção da Camada de Ozônio.

As emissões de CO_2, por quilômetro rodado foram estimadas com base no IPCC (2002), o qual assinala que o fator de emissão no caso da gasolina A é 18,9 ton C/TJ, e a fração de Carbono oxidado é de 0,99. A fim de determinar um fator de emissão adequado que refleta as condições Brasileiras, se faz um ajuste para incluir 22% em volume de etanol anidro na gasolina.

Os dados de autonomía dos veículos *flex* foram obtidos do INMETRO (2014) e os valores de emissões não reguladas, foram obtidos de ANFAVEA (2015).

Resultados e Conclusões.

A Tabela 2 apresenta os resultados do Inventario do Ciclo de Vida (ICV) para as três opções de motorização. O críterio para inclusão das subtancias na tabela foi uma relevancia maior do que 5% para, pelo menos, uma categoria de impacto. A tabela 2, adicionalmente apresenta as categorías de impacto para as quais uma substancia tem uma relevancia de pelo menos 5% e o processo ao qual pertence. Leia-se fe=*flex* etanol; fg=*flex* gasolina; ve=veículo elétrico. Por exemplo, a presencia de Niquel tem uma relevancia de mais do 5% na as categorias de Toxicidade Humana (para o veículo abastecido com etanol) e Ecotoxicidade Terrestre (para o veículo abastecido com gasolina e o elétrico).

A partir da Análise do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) observa-se que o Veículo Elétrico apresenta os piores resultados para quatro catergorias de impacto Depleção Abiótica, Toxicidade Humana, Ecotoxicidade Terrestre e Eutrofização.Porém, os grandes valores para a Eutrofização, mudam consideravelmente se as emissões de longo prazo fossem excluidas. O veículo *flex* abastecido com Etanol anidro apresenta os piores resultados nas categorias de Acidificação e Oxidação Fotoquímica em quanto que o veículo *flex* com gasolina apresenta os piores resultados para as categorias de Depleção abiotica de Recursos fosseis,Aquecimento Global e Depleção da Camada de Ozônio.

Embora pode-se esperar que o Veículo Elétrico apresente o menor impacto com respeito ao aquecimento global,isso não acontece no modelo estabelecido, a contribuição da fase de uso é muito grande. O fato do consumo do veículo elétrico ser muito maior do que foi esperado inicialmente (0,115 kWh/km e 0,228kWh/km) influenciou para o elétrico ter piores resultados nessa categoria.

Tabela 1. ICV consolidado para as três opções de transporte.

	Substância	Unid	Et. Hid	Gas C	Eletrico	Depl.Abiot.	DAF	Aq.Glob	Cam.Ozô	T.Human	E.Terr.	Ox.Fotoq	Acidific	Eutrofiz
Mat	Cadmium	mg	0,3	0,3	1,0	fe,fg								
Mat	Coal, hard	g	6,5	8,4	20,9		fe,ve							
Mat	Gas, natural/m3	dm3	3,5	6,8	17,9		fe,fg,ve							
Mat	Gold	µg	3,2	3,2	17,1	fe,fg,ve								
Mat	Gold, Au 7.1E-4%	µg	1,5	1,5	8,2	fe,fg,ve								
Mat	Oil, crude	g	4,9	61,0	8,8		fe,fg,ve							
Ar	Ammonia	mg	350,9	70,0	5,2								fe,fg	fe,fg
Ar	Carbon dioxide	g	4,5	0,8	0,0			fe						
Ar	CO_2, fossil	g	50,4	218,3	107,0			fe,fg						
Ar	CO_2, land transform	g	0,0	0,1	20,2			ve						
Ar	CO, fossil	g	1,0	0,9	0,4							fe,fg		
Ar	Chromium VI	µg	5,1	5,0	9,8					fe,fg,ve	fe,fg,ve			
Ar	N_2O	mg	66,2	14,2	15,1			fe						fe
Ar	CFC-114	µg	0,2	0,3	1,4				fe,ve					
Ar	Ethanol	mg	628,9	34,4	2,3							fe,fg		
Ar	Mercury	µg	3,1	3,8	8,4						fe,fg,ve			
Ar	CH_4, biogenic	mg	2,0	4,2	387,7			ve						
Ar	Halon 1211	ng	49,7	92,4	123,4				fe,fg					
Ar	Halon 1301	µg	0,2	1,3	0,6				fe,fg,ve					
Ar	CFC-12	µg	0,1	0,1	1,2				ve					
Ar	CH_4, fossil	mg	117,5	319,2	335,1			ve						
Ar	Nickel	µg	58,5	72,3	378,0					fe	fg,ve			
Ar	NOx	mg	506,7	280,0	281,2								fe,fg,ve	fe,fg,ve
Ar	SO_2	mg	137,0	176,1	602,4							fg,ve	fe,fg,ve	
Água	Antimony	mg	2,8	2,8	5,3					fe,fg,ve				
Água	Nitrate	mg	318,9	151,1	317,1									fe,fg,ve
Água	Phosphate	mg	61,7	64,1	289,4									fe,fg,ve
Água	Selenium	µg	152,1	154,1	866,6					fe,fg,ve				
Água	Thallium	µg	17,31	17,30	103,56					fe,fg,ve				

Figura 7.Comparação das três alternativas de transporte por categoría de impacto.

Categoria de impacto	Unidade	Etanol Hidrat.	Gasolina	Elétrico
Depleção Abiótica	kg Sb eq	1,12E-06	1,10E-06	6,09E-06
Depleção Abiótica (Fosseis)	MJ	7,33E-01	3,28E+00	1,52E+00
Aquecimentro Global	kg CO2 eq	7,99E-02	2,32E-01	1,49E-01
Depleção Camada de ozônio	kg CFC-11 eq	4,13E-09	1,73E-08	1,16E-08
Toxicidade Humana	kg 1,4-DB eq	5,96E-02	6,15E-02	2,03E-01
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DB eq	1,36E-04	1,49E-04	3,55E-04
Oxidação Fotoquímica	kg C2H4 eq	2,94E-04	5,36E-05	5,16E-05
Acidificação	kg SO2 eq	9,93E-04	4,66E-04	8,79E-04
Eutrofização	kg PO4--- eq	3,12E-04	1,53E-04	3,76E-04

Referencias Bibliográficas

ANFAVEA. (2015). Emissões veículos leves. Retrieved from http://www.anfavea.com.br/Emissoes/otto/TABELAEMISSOESOTTORENAULT.pdf

Cavalett, O., Chagas, M. F., Seabra, J. E. A., & Bonomi, A. (2013). Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, *18*(3), 647–658. http://doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0

Chagas, M. F. (2011). Atualização do Banco de Dados EcoInvent Para a Utilização no Software SimaPro. In *15ª Jornada de Seminários dos Estagiários.* Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol.

Choma, E. F., & Ugaya, C. M. L. (2013). Environmental impact assessment of increasing electric vehicles in the Brazilian fleet. *Journal of Cleaner Production*. http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.07.091

Empresa de Pesquisa Energética. (2015). *Balanço Energético Nacional 2015. Relatório Síntese: Ano base 2014*.

European Commission. (2015). Climate action. Retrieved from http://ec.europa.eu/clima/policies/transport/index_en.htm

Faria, R., Marques, P., Moura, P., Freire, F., Delgado, J., & de Almeida, A. T. (2013). Impact of the electricity mix and use profile in the life-cycle assessment of electric vehicles. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *24*, 271–287. http://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.063

Helms, H., Pehnt, M., Lambrecht, U., & Liebich, a. (2010). Electric vehicle and plug-in hybrid energy efficiency and life cycle emissions. *18th International Symposium Transport and Air Pollution*, 113–124. http://doi.org/http://ifeu.de/verkehrundumwelt/pdf/Helms%20et%20al.%20(2010)%20Electric%20vehicles%20(TAP%20conference%20paper)%20final.pdf

INMETRO. (2014). *Programa Brasileiro De Etiquetagem. Tabelas de Consumo/Eficiência Energética Veículos Automotores Leves 2015.*

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006). *N2O Emissions From Managed Soils, and CO2 Emissions From Lime and Urea application. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). *Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. *Fifth Assessment Report.*

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2002). Emission Factor Detail (ID: 17170). Retrieved from http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/EFDB/ef_detail.php

Ma, H., Balthasar, F., Tait, N., Riera-Palou, X., & Harrison, A. (2012). A new comparison between the life cycle greenhouse gas emissions of battery electric vehicles and internal combustion vehicles. *Energy Policy*, *44*, 160–173. http://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.01.034

Rajagopal, D., Aguirre, K., Eisenhardt, L., Lim, C., Nelson, B., Norring, A., … Tu, N. (2012). *Lifecycle Analysis Comparison of a Battery Electric Vehicle and a Conventional Gasoline Vehicle Kimberly Aguirre*.

Seabra, J. E., & Macedo, I. C. (2011). Comparative analysis for power generation and ethanol production from sugarcane residual biomass in Brazil. *Energy Policy*, *39*(1), 421–428. http://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.10.019

Swiss Centre for Life Cycle Inventories. (2015). Ecoinvent database. Version 3.2. Retrieved from http://www.ecoinvent.ch

Aplicação da análise de ciclo de vida na etapa de tingimento de jeans em uma lavanderia industrial

Gilson Lima da Silva[1], André Tavares de Aquino[2], Armando Dias Duarte[3], Luana Lagedo Santos[4], José Andro de Souza[5]

[1]*Universidade Federal de Pernambuco, glimasilva21@yahoo.com.br*
[2]*Universidade Federal de Pernambuco, tavares_aquino@hotmail.com*
[3]*Universidade Federal de Pernambuco, armando01.dias@gmail.com*
[4]*Universidade Federal de Pernambuco, luanalsantos@hotmail.com*
[5]*Universidade Federal de Pernambuco, andro-souza@hotmail.com*

Resumo

O aumento de competitividade oriundo da globalização fez com que as empresas buscassem maior profissionalização, aumento da eficiência, redução de custos e melhoria da qualidade. Não obstante, a busca pela sustentabilidade, vem se destacando como um fator de diferencial mercadológico, face às limitações cada vez maior de acesso aos recursos ambientais, como também pela imagem associada deresponsabilidade social e ambiental. Na tipologia têxtil de beneficiamento de jeans, observa-se um perfil de empresas de pequeno e médio porte, cuja competitividade se apresenta de forma mais agressiva e cujas decisões gerencias acabam acarretando num maior impacto sobre seu desempenho e competitividade. A avaliação de ciclo de vida (ACV) surgiu como uma ferramenta de gestão ambiental bastante útil para apoio na tomada de decisão da melhor alternativa para um processo, produto ou serviço, que minimize os impactos ambientais associados e maximize os lucros frente a redução do desperdício. Embora ainda nova, a aplicação da ferramenta, apresenta algumas lacunas metodológicas a serem vencidas, entre elas a adaptação e validação dos inventários para diferentes realidades de tipologias. O presente trabalho buscoua aplicação da ACV em uma das principais etapas do beneficiamento do jeans, o tingimento, focando no efluente líquido gerado nessa etapa. Para aplicação da ACV foi selecionado o Software Simapro versão Faculty. A unidade funcional utilizada foi um metro cúbico de efluente industrial que serviu de comparação para estudos de outros processos internos da lavanderia. Os resultados obtidos demostraram que a etapa de tingimento se apresentou como a mais impactante do ponto de vista ambiental, destacando-se uma maior significância para os indicadores toxidade humana e depleção abiótica, sendo o cloreto de sódioutilizado no processo, como um dos componentesde maior influência nesse resultado.

Palavras-chave: *Lavanderias Industriais; Avaliação de Ciclo de Vida; Impacto Ambiental*

Introdução

Nas últimas décadas, as mudanças ambientais que vem ocorrendo em todo o planeta tem impactado mais que nunca a vida humana. As consequências da má conduta do homem e de suas atividades já vem a muito tempo sendo sentidas e caso medidas não sejam tomadas hoje, as previsões para o futuro são alarmantes. Em função disso, o mundo tem visto a sustentabilidade como um fator de sobrevivência, ou seja, pessoas vem buscando inserir práticas sustentáveis no seu dia a dia. Consequentemente, investidores/gestores tem privilegiado a alocação de seus recursos em atividades sustentáveis pois estas trazem além de vantagens competitivas, uma responsabilidade social e ambiental associada, ou seja, empresas vem buscando agregar o valor da sustentabilidade aos seus negócios através de boas práticas e/ou uso de metodologias que conduzam a empresa à status de sustentabilidade. Uma das ferramentas que vem auxiliando organizações a galgar o caminho sustentável é a análise do ciclo de vida – ACV.A Análise de Ciclo de Vida é uma ferramenta que possibilita a avaliação do impacto ambiental referente a um produto, processo ou serviço,durante seu ciclo de vida, sendo capaz de compilar e avaliar as entradas, saídas e os potenciais impactos ambientais de um sistema produtivo (COLTRO, 2007; FERREIRA, 2004).

No Brasil existe cerca de 6.000 lavanderias, segundo Brito (2013),e estão subdivididas por setores de atuação com processos distintos: lavanderias hospitalares, lavanderias de hotéis, motéis, restaurantes, roupas profissionais e lavanderias de jeans (confecção) (Rocha; Sobral, 2012).A região Nordeste ocupa uma posição de destaque no mercado consumidor do país, ocupando o segundo lugar com 23% do mercado consumidor de vestuário no Brasil,ficando atrás da região Sudeste com 49% da produção nacional (CALADO, 2003). Segundoa Associação das Indústrias Têxteis Brasileiras (ABIT, 2011), o arranjo produtivo local de confecções do agreste pernambucano (APLCAPE) é responsável por 15% da produção de jeans do Brasil e por 3% do PIB do estado de Pernambuco. Entre as três principais cidades do APLCAPE, Caruaru, Santa Cruz do Capibaribe e Toritama, o município de Caruaru é o mais importante pela sua economiaO processo de beneficiamento do jeans que ocorre nas lavanderias industriais é de grande importância comercial, pois atribui ao produto aspecto estético ligado à moda, e gera milhares de empregos. Por outro lado, é de ampla divulgação o risco de impacto de tal processo à saúde do trabalhador, do meio-ambiente e da população local, devido às emissões gasosas, mas principalmente dos efluentes que causam danos aos rios (BOTTOS, 2007; CANELADA, 2011; HEISE, 2009; KNOLL, 2011 e TAVARES, 2011).As peças de jeans chegam à lavanderia, onde são separadas por lotes de acordo com as especificações de cada pedido. São emitidas ordens de serviço onde são especificadas as substâncias e os processos utilizados no beneficiamento.Dentro dessa realidade, a atividade de lavagem do jeans é responsável pelo maior problema de poluição observada na região, sendo caracterizada a geração de poluentes hídricos, proveniente da etapa de tingimento das peças de jeans, o qual possui um potencial poluidor elevado, em função da formulação dos corantes e outros aditivos, que conferem ao efluente final, além de coloração acentuada elevada níveis de DBO, DQO e metais pesados (SILVA, 2005). O referido trabalho objetiva demonstrar a aplicação da ACV nestaetapa do beneficiamento do jeans, o tingimento, buscando identificar as principais categorias de impactos ambientais gerados no processo.

Metodologia

O método utilizado foi do tipo pesquisa exploratória no sentido lato, com uso de método qualitativo, conforme preconizado por GIL (1989). As etapas da avaliação foram aplicadas conforme a norma ISO 14040:2001 que recomenda: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação dos resultados.

Definição de objetivo e escopo o estudo

O objetivo declara a aplicação pretendida do estudo, as razões e o público-alvo. O escopo detalha a profundeza do sistema, considerando alguns itens: limitações, suposição, impactos e a metodologia de avaliação, unidade funcional e as fronteiras do sistema. O trabalho busca a análise do efluente gerado após o beneficiamento de um lote de calças jeans no processo de tingimento das peças. Após a lavagem das peças o eflunte gerado é canalizado até o tanque de equalização, onde os outros efluentes se misturam para posterior tratamento. A figura 1 mostra a maquina horizontal onde o tingimento é feito.Tal processo é realizado através do uso de corantes orgânicos e outras substâncias químicas explicitadas na Tabela 1.

Figura 8: Detalhe da Máquina horizontal de tingimento.

Tabela 10: Parâmetros utilizados na elaboração do inventário de ciclo de vida.

Parâmetro utilizado no inventário	Unidade	Quantidade	Processo no SimaPro
Água	Kg	550	*Water, barrage*
Cloreto de sódio	Kg	16,5	*Sodium Chloride, powder{Row}, production, Conseq, S*
Corantes orgânicos	Kg	5,417	*Chemical, organic {GLO} production, Conseq, U*
Sulfito de sódio	Kg	2,2	*Sodium Sulfite {RER}, production, Alloc Def, S*
Eletricidade	Kwh	2,01	*Electricity (SNG)*

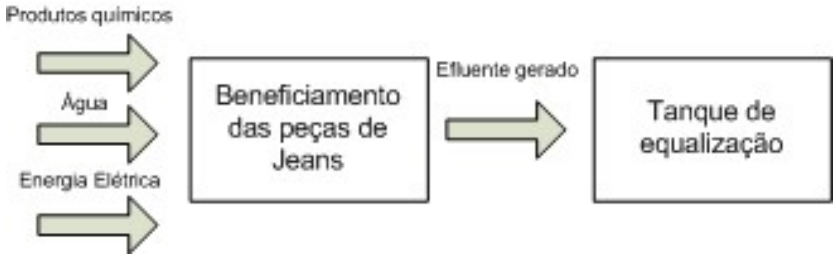
Função e unidade funcional

O sistema descrito tem como função beneficiar um lote de peças de jeans e a unidade funcional de 1 metro cúbico de efluente gerado após o processo de lavagem. O fluxo de referência é a medida de saídas de processos em um dado sistema de produto, requerido para realizar a função expressa pela unidade funcional.

Fronteiras do sistema

A fronteira do sistema é a interface entre um sistema do produto e o meio ambiente ou outros sistemas de produto (ISO, 2009). Os dados de entrada foram os produtos químicos utilizados, a energia elétrica responsável pelo funcionamento da máquina vertical e a água utilizada na lavagem. Após o processo de beneficiamento das peças, o efluente gerado segue para o tanque de equalização, que se constitui numa das primeiras etapas do tratamento físico-químico utilizado na lavanderia.

Figura 9: Fronteira do sistema. Fonte: Autores



Criação do inventário

Para a elaboração do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) foi realizado a visita na lavanderia do estudo e a partir de dados previstos na ordem de serviço, pôde-se criar o inventário.

Parâmetros utilizados

Os parâmetros utilizados foram: água, cloreto de sódio, corantes orgânicos e sulfito de sódio, conforme a tabela 1.

Categorias de impacto

Para o presente estudo, foi selecionado o método CML – IA por apresentar as seguintes categorias de impacto: Eutrofização, Acidificação, Aquecimento Global, Depleção de Recursos Abióticos, Depleção de Recursos Abióticos (combustíveis fósseis), Toxicidade Humana, Depleção da camada de Ozônio, Oxidação fotoquímica, Ecotoxidade de água doce, Ecotoxidade da marinha aquática e Ecotoxidade Terrestre. As categorias selecionadas para realizar as análises do estudo proposto foram:Toxidade Humana e Depleção de Recursos Abióticos, dado a temática do estudo ser a disposição no tanque de equalização, após a geração do efluente.

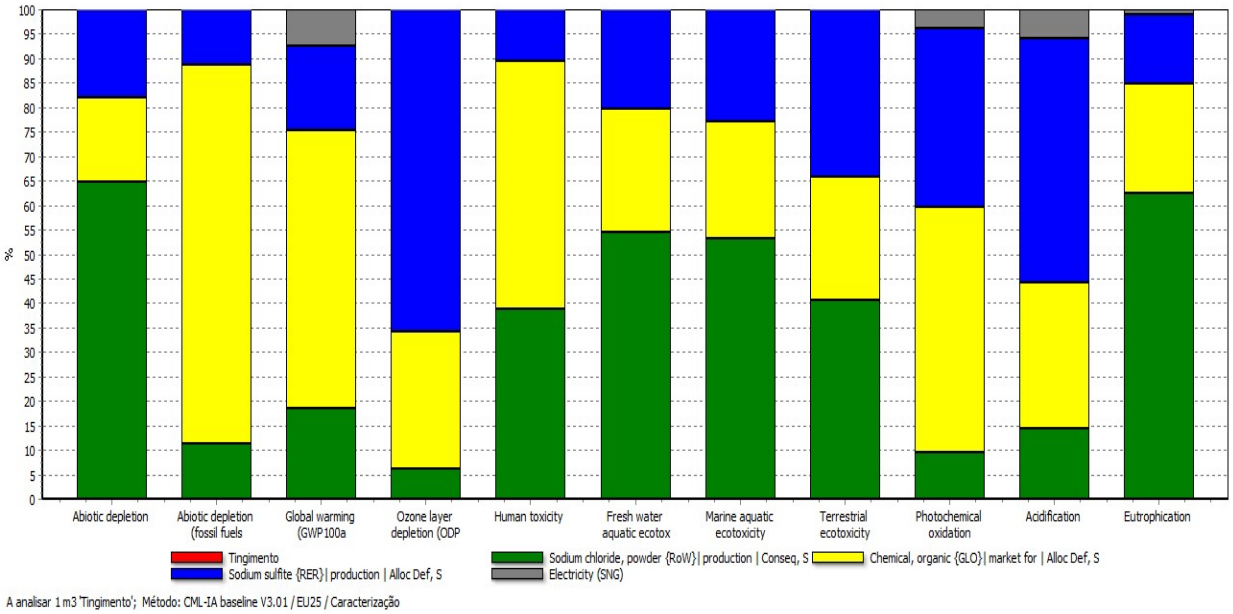
Simapro

Diversos softwares e bases de dados têm sido desenvolvidos para dar apoio a estudos ambientais de Análise de Ciclo de Vida. Os mais utilizados e recomendados são Simapro, KCL-ECO, LCAiT, Gabi, PEMS e UMBERTO. Para aplicação da ACV foi utilizado o software SimaPro® Versão Faculty, que é uma ferramenta flexível que possibilita a análise e o monitoramento ambiental de produtos, serviços e processos dentro da perspectiva de Pensamento do Ciclo de Vida,seguindo as recomendações das normas ISO 14040 e 14044.

Resultados e discussões

O processo de tingimento causa impactos significativos, conforme Figura 3. Os impactos de maior destaque estão focalizados nas categorias da toxidade humana e depleção abiótica. Quanto à toxidade humana, o cloreto de sódio (38,8%) e corantes orgânicos (50,6%) foram responsáveis pelos maiores impactos, enquanto o sulfito de sódio apresentou menor impacto (10,5%). Já para a categoria depleção abiótica tem-se o cloreto de sódio como principal impactante (64,8%), enquanto corantes orgânicos (17,3%) e sulfito de sódio (17,9%) apresentaram impactos de menor grau.

Figura 10: Distribuição das categorias de impacto.



Conclusão

A ACV se mostrou uma ferramenta eficiente para identificação dos impactos ambientais gerados no processo de tingimento de jeans;

As categorias que mais contribuíram para os impactos ambientais do processo, foram a toxicidade humana e a depleção abiótica;

Na categoria de toxicidade humana se destacaram como maior contribuinte o uso de corantes orgânicos cloreto de sódio no processo;

Os resultados sugerem aprofundamento nos estudos, de forma a proceder uma avaliação do processo, com vistas a reduzir o uso dos insumos utilizados e avaliar possíveis substituições que possam minimizar os impactos ambientais identificados;

Referências Bibliográficas

Ambiental das lavanderias de jeans de Toritama, Pernambuco. Associação Brasileira deEngenharia Sanitária e Ambiental. Saneamento Ambiental Brasileiro: Utopia ou realidade?Rio de Janeiro, ABES, 2005. p.1-4.

Associação brasileira da indústria têxtil e de confecção (ABIT). Disponível emhttp://www.abit.org.br: acessado em 22 de novembro de 2013.

Associação brasileira de normas técnicas. NBR ISO 14040: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

BOTTOS, G.M. (2007) Marcação a laser. SEMANA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO, 6, 2007, Florianópolis. Anais. Florianópolis: UFSC.

BRITO, G. A. (2013) Sustentabilidade: um desafio para as lavanderias industriais. Revista de Design. Inovação e Gestão Estratégica. v. 4, n. 02

CALADO, A. (2003) Fatores associados à gestão de custos: um estudo nas micro e pequenasempresas do setor de confecções. Revista Produção, v. 13, n. 1, p. 66.

CANELADA, F.Lavagem responsável. 2011. São Paulo, 2011. Disponível em: <http://www.soujeans.combr>. Acesso em: 10 jul. 2011.

COLTRO, L. (2007) Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão. CETEA/ITAL. Campinas.

FERREIRA, J. V. R. (2004) Análise de Ciclo de Vida dos Produtos. Gestão Ambiental. Instituto Politécnico de Viseu.

GIL, A.C. (1989) Métodos e técnicas de pesquisa social. São Paulo: Atlas. 206p.

HEISE, C. (2009) Opção ecológica para desbotar tecidos. Textília, São Paulo, n. 71, p. 30

KNOLL, K.C. (2011) Estonagem ecológica para denim. Textília, n. 80, p. 30-24

ROCHA, C. M. B., SOBRAL, A. V. C. (2012) Estudo de caso de umaempresa têxtil de Fortaleza sob a perspectiva da gestão ambiental. In: XXIII Edição doEncontro Nacional dos Cursos de Graduação em Administração.

SILVA, G.L., BARROS, C.R.; REZENDE, R. B.(2005) DiagnósticoAmbiental das Lavanderias de jeans de Toritama, Pernambuco. Associação Brasileira deEngenharia Sanitária e Ambiental. Saneamento Ambiental Brasileiro: Utopia ou realidade?Rio de Janeiro, ABES, 2005. p.1-4.

TAVARES, F. Opaís do jeans. Istoé Dinheiro. São Paulo, n. 441. Mar, 2006. Acesso em: 16 ago, 2011

VERGARA, S.C. (2006) Projetos e relatórios de pesquisa em administração. 7.ed. São Paulo: Atlas, 2006. 96p.

Avaliação de Ciclo de Vida da Produção de Hidrogênio por Reforma a Vapor de Gás Natural e de Etanol

Daniela G. Falco[1a], Carla K. Nakao Cavaliero[2a], Joaquim E.A. Seabra[3a], Jorge Enrique V. Vargas[4a], Arnaldo C. S. Walter[5a]

[a]*Faculdade de Engenharia Mecânica, Unicamp, Campinas, Brasil*
[1]*falco@fem.unicamp.br*
[2]*cavaliero@fem.unicamp.br*
[3]*seabra@fem.unicamp.br*
[4]*jevelandiav@fem.unicamp.br*
[5]*awalter@fem.unicamp.br*

Resumo. *O objetivo principal do artigo é de comparar o perfil ambiental e os impactos ambientais do ciclo de vida da produção de hidrogênio (grau de pureza 99,99%), a partir de reforma a vapor de etanol e de gás natural. O escopo abrange o cenário brasileiro no ano de 2015, com levantamento de dados de reformadores comercializados pela empresa Hytron, que utilizem etanol combustível produzido na região centro-sul e gás natural de perfil nacional. Para esse fim, utiliza-se a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) como metodologia. A principal base de dados é oriunda de inventários consolidados consoante Hytron (2015), Ecoinvent, Seabra et al. (2011), MME (2015) e EPE (2015). Modelando o inventário por meio de uma abordagem atribucional, com tratamento dos coprodutos baseados em alocação energética, utiliza-se como unidade funcional "1 kg de hidrogênio (grau de pureza 99,99%)". O método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é o CLM (midpoint), sendo consideradas todas as categorias de impacto ambiental competente à metodologia. Com isso conclui-se que a adoção de etanol de cana-de-açúcar no processo de reforma a vapor tem seus impactos relacionados principalmente ao sistema background do etanol, na sua etapa agrícola, sendo menos eficiente ecologicamente que a reforma a gás natural nas categorias de acidificação, eutrofização, impactos toxicológicos e oxidação fotoquímica e depleção abiótica.*

Palavras-chave. Hidrogênio; Reforma a vapor; Etanol; Gás Natural; Avaliação de Ciclo de Vida;

Introdução

Apesar de o hidrogênio ser o elemento mais simples e abundante do universo, ele nunca ocorre isoladamente, podendo ser obtido a partir de várias matérias-primas (e.g. carvão, gás natural, petróleo, biomassa, luz solar e vento), e tecnologias produtivas (e.g. eletrolíticas: eletrólise e termólise; fotolíticas: fotobiológica e fotoeletroquímica; e termoquímicas: gaseificação de biomassa e pirólise; e reformas catalíticas; (SILVA, 2010)), conforme disponibilidade e pureza exigida pelo sistema a ser alimentado.

Considerando as diversas formas de produção de hidrogênio, pode-se obter perfis ambientais distintos, e consequentemente vantagens ou desvantagens competitivas, conforme as entradas e saídas materiais e energéticas do ciclo de vida do produto. Sendo assim, para qualificar, mensurar e até mesmo comparar perfis ambientais de diferentes processos de produção de um mesmo produto, como o hidrogênio, recorre-se à avaliação de seu ciclo de vida. Esta ferramenta terá seu uso demonstrado no decorrer do artigo, mediante dois processos de produção de hidrogênio (99,99%) (por reforma a vapor de etanol e de gás natural), sendo apresentada em quatro fases principais: a Fase 1, de Definição de Objetivo e Escopo; a Fase 2, de Análise de Inventário; a Fase 3, de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV); e a última fase, de Interpretação.

Revisão bibliográfica

Reforma a vapor

Dentre as possibilidades de obtenção de hidrogênio, as reformas se destacam, com a reforma a vapor sendo o processo mais empregado para produção em escala industrial. É um processo que utiliza duas etapas catalíticas (reações de reforma à vapor e reações de troca água-gás), e consiste na conversão da mistura vapor de água e

hidrocarboneto, ou álcool etílico, em hidrogênio. Na primeira etapa catalítica, ou seja, nas reações de reforma a vapor, ou *Steam Reforming Reactions* (SRR), ocorre uma série de reações elementares em altas temperaturas, resultando na conversão da mistura combustível/vapor d'água em um fluxo de gases que apresenta, geralmente, como produtos majoritários o hidrogênio (H_2) e o dióxido de carbono (CO_2), seguidos do monóxido de carbono (CO) e do metano (CH_4) (SILVA, 2010). Enquanto isso, a segunda etapa catalítica, ou seja, as reações de troca água-gás, ou *Water Gas Shift Reactions* (WGSR), ocorrem em temperaturas mais baixas que na primeira etapa e tem função de reduzir a quantidade de CO e aumentar a de H_2 provenientes das SRR.

Tratamento de adsorção por diferença de pressão (PSA)

O hidrogênio junto às demais substâncias originadas no reator *shift* devem passar por um processo de separação no *Pressure Swing Adsorption* (PSA), sistema de adsorção por diferença de pressão (PAULINO, 2014), quando se tem como objetivo a obtenção de um hidrogênio com alta pureza (99,99%), como no caso do uso industrial e automotivo. Um dos motivos da necessidade deste módulo de tratamento, decorre dos limites de concentração de carbono suportados (SILVA, 2010) por catalizadores, e células a combustível que operam em baixa e média temperaturas, com potências nominais de até 250 kW (e.g. tipo Alcalina – AFC, Membrana de Troca de Prótons – PEMFC e Ácido Fosfórico – PAFC). Somente com o processo de purificação é possível maximizar a produção de hidrogênio, assim como a vida útil dos reatores, catalizadores e células a combustível. Além disso, esse modulo permite que os produtos, exceto o hidrogênio, captados pelo sistema de tratamento, também possam ser reutilizados como fonte de calor para o processo de reforma do combustível, otimizando o sistema.

Metodologia

Descrição de Objetivo e Escopo

A Fase 1 da ACV, de Descrição de Objetivo e Escopo, define e descreve o produto e processo estabelecendo o contexto no qual a avaliação será feita, com suas respectivas fronteiras, unidade funcional, categorias de impacto ambiental, métodos de alocação, modelagem do inventário e método de AICV, assim como sintetizado pela Tabela 1 e pelos tópicos sobre Reforma a Vapor de Etanol e Reforma a Vapor de Gás Natural conseguintes.

Tabela 1: Descrição de objetivo e escopo da ACV.

Objetivo	Comparar o perfil ambiental da produção de hidrogênio (com 99,99% de pureza) por Reforma a Vapor de Gás Natural e por Reforma a Vapor de Etanol, avaliando os potenciais impactos ambientais de seus ciclos de vida.
Sistemas considerados	Reforma a Vapor de Gás Natural e Reforma a Vapor de Etanol.
Fronteira dos sistemas	Do berço ao portão de fábrica, excluso bens de capital.
Escopo geográfico	Reforma a vapor de etanol: perfil da região centro-sul do Brasil. Reforma a vapor de gás natural: perfil do Brasil.
Escopo temporal	De 2005 a 2016.
Unidade funcional	1 kg de hidrogênio (99,99% de pureza).
Tratamento dos coprodutos	Alocação em base energética, considerando o etanol anidro, etanol hidratado, açúcar,bagaço e eletricidade, como coprodutos da produção de cana-de-açúcar.
Modelagem do inventário	Abordagem atribucional.
Método de AICV	*midpoint*, CML-IA baseline V3.02 / EU25.
Categorias de impacto ambiental	Depleção de recursos abióticos; depleção de combustíveis fósseis; aquecimento global; depleção da camada de ozônio; toxicidade humana; ecotoxicidade (hídrica e terrestre); oxidação fotoquímica; acidificação; eutrofização.
Principais fontes de dados	Hytron (2015 e 2016), Ecoinvent, Seabra et al. (2011), MME (2015), EPE (2015).

Reforma a Vapor de Etanol

As principais matérias-primas utilizadas na produção de hidrogênio, por meio da reforma a vapor são: gás natural, metanol, gasolina e etanol. Dentre as várias fontes energéticas que podem ser reformadas, destaca-se o etanol, devido à sua origem renovável, sua viabilidade termodinâmica de reforma (SILVA, SOUZA & SILVEIRA, 2010) e sua disponibilidade capilarizada no cenário brasileiro.

O escopo da Reforma a Vapor de Etanol abrange a condição média atual, ilustrada desde a produção de cana-de-açúcar, baseada nos dados médios relativos à safra 2006/2007, na região Centro-Sul do Brasil, apresentadas por Seabra et al., (2011), até a produção de hidrogênio, por meio de um reformador a vapor com catalizador de platina, com dados atuais, fornecidos pela empresa Hytron, *spin-off* do Laboratório de Hidrogênio da UNICAMP. Nestes dados, além de não serem considerados bens de capital, seus desgastes, filtros ou assentos de válvulas, passíveis de reposição, também não foram computados. A eletricidade utilizada no reformador tem como principal fonte o Ecoinvent, adequando as eficiências do perfil nacional de geração elétrica àquelas presentes no Balanço Energético Nacional – BEN 2015 (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, 2015).

Reforma a Vapor de Gás Natural

Para realizar a ACV do hidrogênio obtido a partir de reforma de gás natural, o perfil deste combustível brasileiro foi baseado na média aritmética de 2010 a 2015 das ofertas nacionais e internacionais anuais de gás natural e gás natural liquefeito, extraídos *onshore* e *offshore* (MME, 2015). O consumo nos gasodutos (GASBOL e outros), desequilíbrio, perdas e ajustes, também foram considerados de acordo com a média aritmética de 2010 a 2015 desses parâmetros, disposta no Boletim Mensal de Acompanhamento da Indústria de Gás Natural (MME, 2015).

O perfil de produção de hidrogênio a partir de reforma a vapor de hidrogênio, com catalizador de platina, tem seus dados fornecidos pela empresa Hytron, *spin-off* do Laboratório de Hidrogênio da UNICAMP. Nestes dados, além de não serem considerados bens de capital, seus desgastes, filtros ou assentos de válvulas, passíveis de reposição, também não foram computados. De mesmo modo que no reformador a vapor de etanol, a eletricidade utilizada na reforma de gás natural tem como principal fonte o Ecoinvent, adequando as eficiências do perfil nacional de geração elétrica àquelas presentes no Balanço Energético Nacional – BEN 2015 (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, 2015).

Resultados e discussão

Análise de Inventário

A Análise de Inventário (Fase 2) é o resultado da compilação e quantificação dos *inputs e outputs* (entradas e saídas de recursos fisicamente mensuráveis) de um sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida, apresentada pela tabela 2.

Tabela 2: Inventário do ciclo de vida da produção de 1 kg de hidrogênio por Reforma a Vapor de Etanol (RVE) e por Reforma a Vapor de Gás Natural (RVGN), com a substância, e sua respectiva quantidade e compartimento, que mais afeta cada categoria de impacto ambiental. Critério de corte adotado a fim de excluir as substâncias que fossem 10%, ou menos, relevantes por categoria de impacto ambiental.

Substância	RVE	RVGN	Compartimento
Cádmio (mg)	109,8	82,6	Mat. Prima
Petróleo Crú (g)	346,0	X	Mat. Prima
Gás Natural (m^3)	X	6,2	Mat. Prima
Dióxido de Carbono – Fóssil (kg)	3,4	8,1	Ar
Dióxido de Enxofre (g)	X	16,0	Ar
Metano, bromotrifluor-, Halon 1301 (µg)	19,4	152,6	Ar
Fluoreto de Hidrogênio (mg)	71,0	54,2	Ar

Mercúrio (µg)	125,9	120,7	Ar
Etanol (g)	11,4	X	Ar
Amônia (g)	23,4	X	Ar
Nitrogênio (kg)	63,4	61,1	Ar
Benzeno (g)	1,5	1,2	Água
Cobre (g)	4,3	3,3	Água

Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) e Interpretação

Na Fase 3, durante a Avaliação de Impacto, analisam-se os efeitos humanos e ecológicos da utilização de energia, água, materiais e das liberações para o ambiente, identificadas na Análise de Inventário, assim como demonstrado pela tabela 3.

Tabela 3: AICV da produção de 1 kg de hidrogênio por Reforma a Vapor de Etanol e por Reforma a Vapor de Gás Natural.

Categoria de impacto	Unidade	Etanol	Gás Natural
Depleção Abiótica	kg de antimônio (Sb) eq.	4,9E-05	3,7E-05
Depleção Abiótica (comb. fósseis)	Megajoule (MJ)	5,3E+01	2,5E+02
Aquecimento Global (GWP100a)	kg de dióxido de carbono (CO_2) eq.	5,8E+00	8,9E+00
Depleção da Camada de Ozônio	kg de clorofluorcarbono-11 (CFC-11) eq.	4,3E-07	2,1E-06
Toxicidade Humana	kg de 1,4-diclorobenzeno (1,4-DB) eq.	5,9E+00	4,7E+00
Ecotoxicidade de Água Doce	kg de 1,4-diclorobenzeno (1,4-DB) eq.	5,9E+00	4,5E+00
Ecotoxicidade de Água Marinha	kg de 1,4-diclorobenzeno (1,4-DB) eq.	5,7E+03	4,6E+03
Ecotoxicidade Terrestre	kg de 1,4-diclorobenzeno (1,4-DB) eq.	6,4E-03	5,1E-03
Oxidação Fotoquímica	kg de etileno (C_2H_4) eq.	4,3E-03	1,3E-03
Acidificação	kg de dióxido de enxofre (SO_2) eq.	7,2E-02	2,3E-02
Eutrofização	kg fosfato (PO_4^{-3}) eq.	2,7E+01	2,6E+01

Na área de Avaliação de Ciclo de Vida de hidrogênio, produzido a partir de reforma a vapor, a maior concentração de estudos envolve o uso de gás natural como combustível, disponível no próprio Ecoinvent, com dados da indústria de plásticos da Europa.

Hajjaji et al. (2013) também comparam processos de reforma a vapor de etanol e de gás natural, com sistemas de purificação acoplados. Apesar de o etanol abordado por Hajjaji et al. (2013) ser gerado a partir de trigo, o uso de maquinários e fertilizantes para a produção dos grãos, junto ao maior consumo de energia no processo de reforma, tornam a produção de hidrogênio à base de etanol mais nocivo que aquela a base de gás natural, nas categorias[4] de acidificação, eutrofização, depleção da camada de ozônio e impactos toxicológicos.

Assim como no caso de Hajjaji et al. (2013), a adoção de etanol de cana-de-açúcar no processo de reforma a vapor tem seus impactos relacionados principalmente ao sistema *background* do etanol, na sua etapa agrícola, sendo menos eficiente ecologicamente que a reforma a gás natural em todas as categorias de impacto locais (acidificação, eutrofização, impactos toxicológicos e oxidação fotoquímica) e na categoria de depleção abiótica.

[4] Hajjaji et al. (2013) não abordam a categoria de oxidação fotoquímica e não distinguem as categorias depleção de recursos com depleção de recursos (comb. fósseis).

Dentre as categorias analisadas para a produção de hidrogênio por RVE, exceto na depleção abiótica, depleção da camada de ozônio e na eutrofização, todas as demais têm a produção de etanol de cana como principal fonte de impacto. Enquanto a depleção abiótica e a depleção da camada de ozônio estão majoritariamente ligadas ao uso do catalisador de platina, o principal potencial de eutrofização é relacionado diretamente ao processo de RVE, devido às emissões de N_2, como apresentado na figura 1.

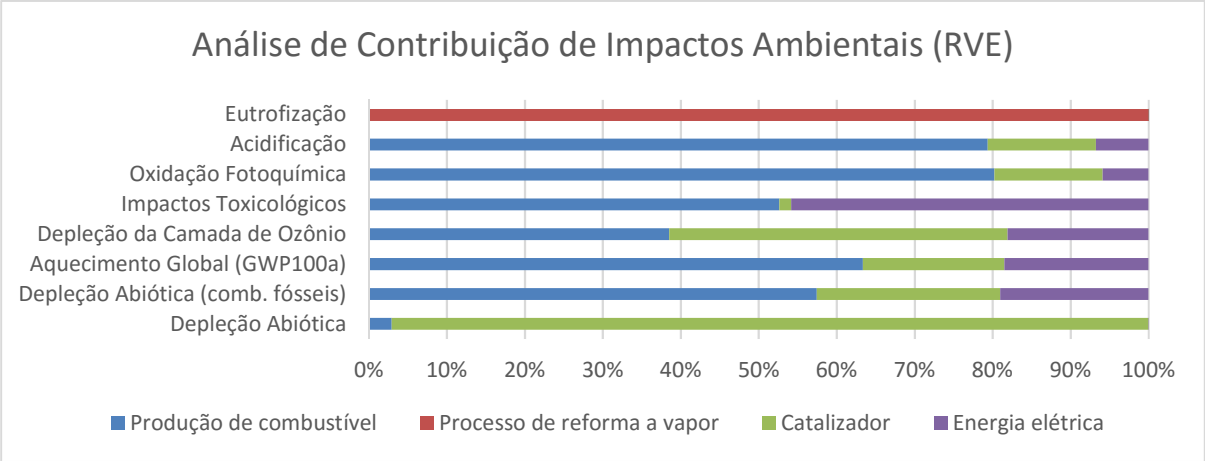


Figura 11: Análise de contribuição de impacto ambiental da produção de 1 kg de hidrogênio por Reforma a Vapor de Etanol.

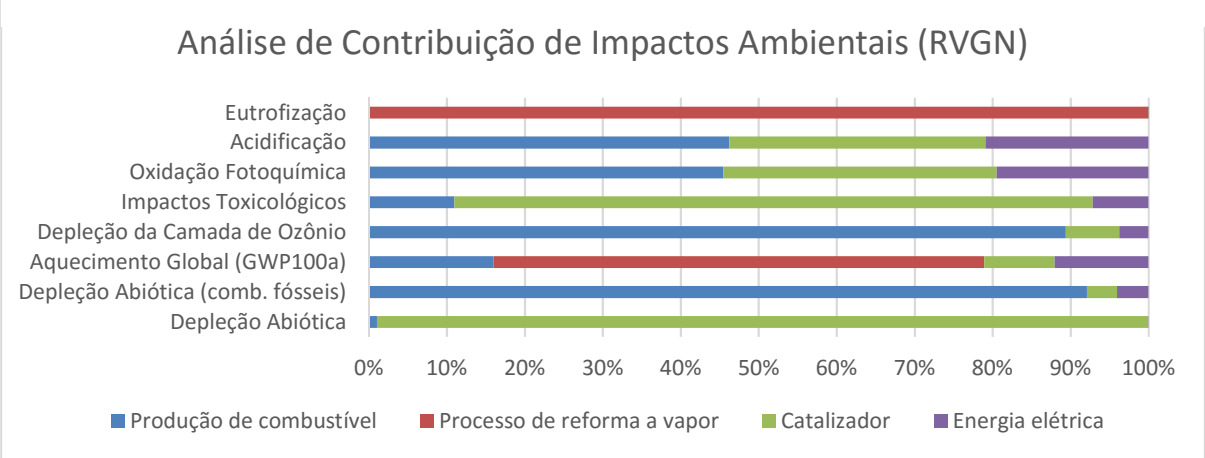


Figura 2: Análise de contribuição de impacto ambiental da produção de 1 kg de hidrogênio por Reforma a Vapor de Gás Natural.

Na produção de hidrogênio por RVGN, assim como presente na figura 2, as categorias de depleção de recursos abióticos não fósseis e fósseis, e eutrofização apresentam o mesmo padrão de resultados de relevância por categoria que na RVE. Desta forma, o uso do catalizador na RVGN destaca-se na depleção abiótica, mas também nos impactos toxicológicos. A produção de combustível para a RVGN também é a maior responsável por impactos ecológicos em várias categorias: depleção abiótica (recursos fósseis), depleção da camada de ozônio, oxidação fotoquímica e acidificação. Nas categorias de aquecimento global e eutrofização, o processo de reforma é o causador majoritário de impactos ambientais.

Considerações finais

O hidrogênio, além de sua alta eficiência de armazenamento energético, possui a grande vantagem de ter apenas a água como resíduo na sua fase de uso. Mesmo que haja aspectos ambientais relevantes durante produção de hidrogênio, a possibilidade de concentração da fonte de emissão pode fornecer alternativas de mitigação e controle ambiental pontuais.

Apesar da análise ambiental ser de extrema relevância, na produção do hidrogênio, ao ter que escolher a fonte primária da reforma a vapor, deve-se considerar muito além dos resultados por categoria de impacto ambiental. É preciso avaliar que o etanol possui uma grande infraestrutura (e.g. para sua produção e distribuição instalada e em operação) no Brasil, que está muito mais desenvolvida do que a gás natural; que o Brasil produz a maior parte do etanol hidratado consumido nacionalmente, ao passo que a dependência do gás natural internacional ainda é grande; que existem possibilidades de se criar mais um coproduto (hidrogênio) no processamento de cana-de-açúcar; que o cultivo de cana-de-açúcar tem seus impactos sobre o uso e preço da terra, apesar da dificuldade de serem mensurados; entre outros fatores.

Referências

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. (2015). Balanço Energético Nacional 2015. Relatório Síntese: Ano base 2014.Hytron. Spin-off do Laboratório de Hidrogênio da UNICAMP (2015). Campinas.

HAJJAJI, N. ET AL. (2013). Comparative Life Cycle Assessment of Eight Alternatives for Hydrogen Production from Renewable and Fossil Feedstock. Journal of Cleaner Production, 44, 177-189. http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652612006373

MME – Ministério de Minas e Energia. Boletim Mensal de Acompanhamento da Indústria de Gás Natural. Edição N° 103. Setembro, 2015.

PAULINO, R. F. S. (2014). Incorporação de novas tecnologias no setor sucroalcooleiro: produção de hidrogênio e aumento da oferta de eletricidade. Trabalho de graduação (Graduação em Engenharia Mecânica), Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá.

SEABRA, J. E., & MACEDO, I. C. (2011). Comparative analysis for power generation and ethanol production from sugarcane residual biomass in Brazil. Energy Policy, 39(1), 421–428. http://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.10.019

SILVA, M. E., SOUZA, M. N., SILVEIRA, J. L.(2010). Reforma a vapor de etanol: estudo de catalisadores mono e bimetálicos para produção de hidrogênio em um protótipo reformador. VI Congresso Nacional de Engenharia Mecânica. Campina Grande, Paraíba.12 p.

SILVA, M. E. (2010). Análise Experimental da Reforma a Vapor do Etanol: Aspectos Técnicos, Econômicos e Ecológicos. 2010. 159 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – Departamento de Energia, Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá.

Swiss Centre for Life Cycle Inventories. (2015). Ecoinvent database. Version 3.2. Retrieved from http://www.ecoinvent.ch.

Influência do transporte de pessoas em edificações comerciais leed

Gabriela Vandri Rabaça [1], Guilherme Marcelo Zanghelin[2,3], Sebastião Roberto Soares[2]

[1]Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
[2]Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida – CICLOG - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), guilherme.zanghelini@posgrad.ufsc.br
[3]EnCiclo Soluções Sustentáveis Ltda.

O setor de construção civil representa uma das maiores fontes de impactos ambientais por conta de características associadas às edificações, devido ao seu grande consumo de recursos. Por este motivo, a concepção de edificações sustentáveis adquiriu relevância nos últimos anos. Esta concepção preconiza uma performance eficiente das edificações, bem como, a mínima alteração possível do ambiente no qual estão inseridas. O LEED é um dos principais programas de certificação ambiental voltado para edifícios e desempenha papel fundamental na promoção da sustentabilidade no setor. Neste, empreendimentos devem atender a uma lista de exigência para serem contemplados com uma classificação que começa em nível 'certificado' (40-49 pontos) e alcança até o nível 'platina' (acima de 80 pontos). Em edificações comerciais consolidadas, um dos principais requisitos para a obtenção de pontuação, esta relacionado com o transporte envolvido no deslocamento de funcionários. A versão mais recente do relatório LEED sugere, por exemplo, que uma conversão de 50% do uso de transportes tradicionais para transportes alternativos (e.g. bicicleta, caronas, transporte público, etc.) de funcionários, proporcionaria 11 pontos. No entanto, apesar do benefício ambiental que estas iniciativas repercutem no consenso popular, quando analisado o ciclo de vida de um edifício, questões importantes surgem: Investir em ações voltadas para os transportes deve ser uma prioridade dentre as exigências do novo roteiro do LEED? Qual a capacidade de redução de impactos ambientais das alternativas indicadas com relação ao transporte? Quais outros requisitos podem ser atendidos com potenciais ganhos de iniciativas para o transporte, e quantos pontos podem ser adquiridos? Para responder a tais questionamentos, este artigo busca demonstrar o potencial de influência do transporte na operação de um edifício comercial que já possui ações voltadas para a sustentabilidade. Assim, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi empregada para quantificar os impactos de um empreendimento na cidade de Florianópolis (SC) com certificado LEED (nível prata). A fronteira do sistema foi estabelecida na fase de uso, enquanto que o inventário foi gerado com dados primários das atividades de geração de resíduos e efluentes, consumo de água e energia, transporte de funcionários e manutenção, correspondentes a um ano de operação. Os resultados foram analisados para aquecimento global, depleção da camada de ozônio, acidificação e eutrofização, e indicam que o transporte de funcionários possui grande influência nos valores finais de cada categoria de impacto, atingindo 44% em média da geração dos mesmos. Ações direcionadas pelo LEED podem agir de forma significativa na sua diminuição, chegando a até 31% de redução. Desta forma, o transporte deve ser considerado como uma das prioridades para o desenvolvimento sustentável de edificações.

Palavras-chave. *Avaliação do ciclo de vida; Edificações; LEED; Operação; Transporte.*

Introdução

A diminuição dos impactos que geramos ao meio ambiente geralmente é relacionado pela comunidade com questões como a diminuição de atividades industriais, redução nos consumos de combustíveis em nossos automóveis, nos consumos diários como supermercado e eletroeletrônicos e a diminuição da geração de resíduos. Mesmo que estes sejam passos importantes para o desenvolvimento sustentável, por vezes, pouca atenção é destinada para o modo como usamos nossos domicílios e escritórios. John (2000) relata que o volume de energia, água e matérias-primas utilizados pela construção civil correspondem no mínimo à um terço do total consumido anualmente por toda a sociedade. O ambiente construído chega a absorver até 50% dos recursos naturais, sendo que aproximadamente 60% da eletricidade mundial é consumida exclusivamente por edifícios residenciais e comerciais (JOHN 2000; RODE, BURDETT e GONÇALVES, 2011; CHENG, CHIANG e TANG, 2006). Além disso, as edificações chegam a consumir de 12 a 16% do fornecimento de água potável, utilizar 40% de combustíveis fósseis e contribuir com a geração de 40% de resíduos sólidos (WINES, 2000; RODE, BURDETT e GONÇALVES, 2011) e emitem de 30 a 50% da contribuição global de gases do efeito estufa. (CIWMB, 2000; RAYNSFORD, 1999; UNEP, 2014).

Não por acaso, a concepção de edificações sustentáveis, as quais prevêem uma performance ambiental eficiente e a mínima alteração possível do ambiente no qual estão inseridas ganharam força na última década. Para difundir, comprovar e cobrar essa sustentabilidade dos empreendimentos foram criadas as certificações ambientais, cujos procedimentos direcionam ações para que eles alcancem um alto desempenho ambiental (RABAÇA, 2016). Geralmente, os programas de certificação avaliam o perfil ambiental do edifício em função do grau de atendimento à pré-requisitos especificados, e ponderados, em cada processo (LEITE, 2011). No Brasil os dois mais utilizados são o LEED (*Leadership in Energy and Environmental Design*) e o AQUA (Alta Qualidade Ambiental). O LEED, talvez atualmente o mais difundido, é um sistema internacional de certificação e orientação ambiental para edificações, utilizado em 143 países, e possui o intuito de incentivar a transformação dos projetos, obra e operação das edificações, sempre com foco na sustentabilidade de suas atuações (GBCBRASIL, 2016). No processo de obtenção do LEED, a perspectiva do ciclo de vida começa a ser mais requisitada a partir da versão 4 do programa de certificação. O conceito esta presente na forma de requisitos quanto o ciclo de vida de fornecedores e matérias-primas, e até mesmo na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) do edifício como um todo.

Paralelamente, empreendedores vêem na ACV uma estratégia para melhorar a performance do seus empreendimentos, que buscam evitar impactos prejudiciais ao meio, promover a eficiência dos sistemas e otimização dos processos de construção e operação das edificações. (DE HAES et. al., 2002). Mesmo que a ACV tenha sido aplicada de forma consistente em edificações recentemente, requisitos que são importantes para o LEED não têm sido considerados nestas avaliações, entre estes, esta o transporte de funcionários quando se trata de um edifício comercial. Desta forma, o objetivo deste artigo é analisar e quantificar a contribuição dos impactos ambientais de um edifício comercial com características sustentáveis durante a sua fase de uso, e demonstrar o potencial de influência do transporte de funcionários no total dos impactos gerados. A partir deste perfil, variações nos modais de transporte foram propostas, indicando a potencial quantidade de pontos conquistados para uma recertificação LEED.

Materiais e Métodos

A metodologia utilizada neste estudo é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), e, portanto, a estruturação e o procedimento de execução seguem as etapas principais conforme as orientações das normas vigentes NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) e 14044 (ABNT, 2009b).

O sistema de produto analisado é um edifício comercial localizado no centro empresarial Office Park (Bloco III), na SC 401 – Saco Grande, Florianópolis/SC. O edifício possui cinco andares e totaliza em 9979 m^2 de área útil, onde trabalham 110 funcionários em horário convencional de comércio, das 8 às 18 horas – de segunda à sexta feira. Nos demais períodos o edifício continua em operação, mas com contingente reduzido a 10% do total de funcionários (RABAÇA, 2016). Esta edificação é certificada LEED (LEED for New Construction v3, USGBC, 2009a), nível prata, recebendo 52 de 110 pontos (USGBC, 2015) cm destaque para eficiência energética e de consumo de água. A unidade funcional (UF) estabelecida foi 01 m² de área útil por ano, que representa a UF mais empregada na literatura de ACV para avaliar edificações (KHASREEN, BANFILL E MENZIES, 2009). Essa unidade permite comparar edifícios comerciais com diferentes tamanhos (áreas) e com diferentes tempos de vida útil (RABAÇA, 2016) além de possibilitar maior comparabilidade com a própria literatura.

A fronteira do sistema foi estabelecida para a fase operacional do edifício, tendo isso em vista o seu potencial de geração de impacto devido a diversos fatores como vida útil longa e alta freqüência da utilização. Utilizou-se como critério de escolha as atividades de alta freqüência, incluindo: consumo de energia e de água, geração de resíduos e de efluentes, transporte dos funcionários e uso de produtos de manutenção cotidianos. A Figura 1 ilustra destaca as fronteiras do sistema.

O inventario de ciclo de vida baseou-se preferencialmente em dados primários, obtidos especificamente do estudo de caso selecionado, incluindo a quantificação e qualificação de todas as entradas e saídas significativas do sistema dentro das fronteiras estabelecidas (Figura 1). As informações foram disponibilizadas pelos responsáveis pelo gerenciamento e manutenção do edifício (Engenheiro Civil e Gerente de Operações do edifício) por meio de documentos de projeto, monitoramentos mensais (geração de resíduos, número de funcionários, etc.), registros de compras, medições disponíveis nos extratos de contas ou por meio de estimativas direta dos responsáveis. O período levantado foi de um ano, compreendido de agosto de 2014 a agosto de 2015,

sendo que os valores foram levantados para cada mês individualmente e depois somados para completar um ano de operação. Maiores detalhes são apresentados na Tabela 1.

Para a Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (AICV) utilizou-se o software Sima-Pro® (PRÉ CONSULTANTS, 2015) e o banco de dados Ecoinvent 2.0 (FRISCHKNECHT et al., 2005). As categorias de impacto avaliadas foram: Aquecimento Global (AG); Depleção da Camada de Ozônio (DCO); Acidificação (AC) e Eutrofização (EU). A seleção das categorias levou em consideração dois fatores: as categorias mais analisadas e recomendadas na literatura (para avaliação de edificações comerciais) segundo Ortiz, Castells e Sonnemann, (2009), e; aquelas exigidas pela certificação LEED (USGBC, 2015). As categorias selecionadas também são as mais recomendadas pelo Comitê Europeu de Normalização (CEN/TC 350, 2015) para estudos de ACV em edificações (RABAÇA, 2016). O método de AICV empregado foi o TRACI (BARE, 2011), que é o método utilizado pela EPA (*Environmental Protection Agency*) para avaliar as categorias no processo de certificação LEED (BARE, 2002).

Figura 1: Fronteiras do sistema e principais atividades da etapa operacional com destaque para o transporte (adaptado de RABAÇA, 2016).

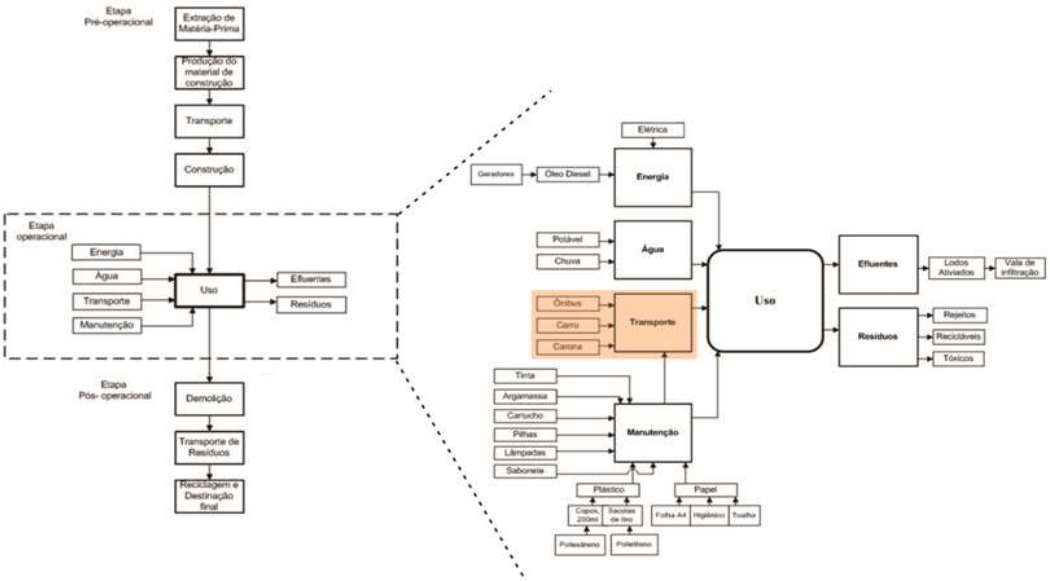


Tabela 1: fonte e tipologia do inventário (adaptado de RABAÇA, 2016).

Fluxo	Tipo	Procedimento de Coleta
Energia	Rede e geradores a diesel	Conta de consumo e controle de operação dos geradores
Água	Rede e captação da chuva	Conta de consumo e controle de operação da captação
Transporte	Carro/carona e ônibus	Estimativa e observação dos responsáveis
Manutenção	Consumíveis mensalmente	Planilhas de controle de compras e requisições
Efluentes	Esgoto e cozinha	Monitoramento da Estação de Tratamento de Efluente
Resíduos	Reciclável, Rejeito e Tóxico	Planilha de controle de saída nos contêineres

A interpretação buscou evidenciar o potencial de impacto causado pelos modais de transporte utilizados pelos funcionários do edifício comercial (que já possui redução de impactos por conta de ser certificado LEED prata), e indicar cenários de melhoria para esta etapa da operação. Paralelamente, quantificaram-se os pontos adquiridos para uma recertificação LEED mais conceituada.

Resultados e Discussões

O inventário do ciclo de vida da edificação é apresentado na Tabela 2, com valores relativizados para a UF (1m²/ano). O consumo anual de energia para esta edificação é de 0,437 GJ/m², valor muito similar ao encontrado por Citherlet e Hand (2002), Dimoudi e Tompa (2008), Li (2006) e Treloar et al. (2001), e abaixo de diversas referências de consumo para operação de edifícios comerciais como 0,7 GJ/m².ano (Zhang et al., 2006), 1,1 GJ/m².ano (Wu et al., 2011), 0,78 – 0,9 GJ/m².ano (Xing, Xu e Jun, 2008). A forma de consumo de energia predominante é a eletricidade da rede (apenas 1%proveniente do óleo diesel dos gerados de emergência). O principal consumidor é o condicionamento de ar, demandando quase metade do total (0,23 GJ/m²/ano) (RABAÇA, 2016). O consumo de água da rede também se mostrou próximo de outros estudos. Junnila e Horvath (2003) quantificaram o consumo de água na fase de uso um edifício comercial convencional foi no valor total de 0,3 m³ por ano.

Tabela 2: inventário utilizado para a AICV (adaptado de RABAÇA, 2016).

Entradas/ Saídas	Valor (por UF)	Unidade
Água da rede de abastecimento	0,21	m³
Água da chuva	0,49	m³
Eletricidade (rede)	120,28	kW.h
Geradores	1,20	kW.h
Transporte	110	Funcionários
Resíduos (rejeitos)	20,20	litros
Resíduos recicláveis	3,61	litros
Resíduos tóxicos	0,24	litros
Efluentes	0,24	m³
Consumíveis (manutenção)	vide Rabaça (2016)	vide Rabaça (2016)

Para o transporte, assumiu-se uma distância média de 15 km de percurso percorrido pelos funcionários (valor correspondente à distância para o centro da região metropolitana de Florianópolis que representa maior densidade demográfica) perfazendo 30 km de deslocamento por dia. O cenário base de transporte de funcionários respeitou as características apresentadas na Tabela 3 e Tabela 4. A variação de cenários seguiu a alteração nas constituições dos modais de transporte, conforme apresentado na Tabela 4 (neste caso desconsiderando as locomoções dos finais de semana). Os cenários aplicam uma redução progressiva no uso de automóveis de 25% e 50% para os cenários 1 e 2 respectivamente.

Tabela 3: cenário de transporte (adaptado de RABAÇA, 2016).

	Quantidade de funcionários			Meio de transporte	
Dias	Total	Utilizam carro	Utilizam ônibus	Carro	Ônibus
Seg/Sex (22 d/mês)	110	88	12	696.960	95.040
Sábado (4 d/mês)	16	12	4	17.280	5.760
Domingo (4 d/mês)	8	6	2	8.640	2.880
Total km/m²/ano	-	-	-	72,44	10,39

Tabela 4: variação de cenários para o transporte (adaptado de RABAÇA, 2016).

	Total	Automóvel	Ônibus	Outros (carona, bicicleta, caminhada)
Cenário Base	110	88	12	10
Cenário 1	110	66	24	20
Cenário 2	110	44	36	30

O resultado do AICV demonstra o predomínio do consumo de energia (Figura 2) na participação dos impactos potenciais gerados pela operação do empreendimento com 55%, 54% e 47% dos impactos para aquecimento global (AG), acidificação (AC) e eutrofização (EU) respectivamente. O Transporte de funcionários se apresenta como o segundo gargalo do sistema e é o principal contribuinte para a depleção da cama de ozônio (DCO) com 64% do total de CFC-11 eq. Para as demais categorias, o transporte representa importante participação, com 41% para AG e AC e 28% para a categoria EU. Consumo de energia e transporte de funcionários somam de 75% a 96% de emissões nas categorias analisadas, respondendo por uma média de 90% do impacto total causado pelo edifício (RABAÇA, 2016).

A participação dos modais de transporte nos impactos apresenta uma divisão de 94% relativa ao emprego de automóveis e 6% para o uso de ônibus (RABAÇA, 2016). Além da diferença na quantidade de pessoas transportadas, o ônibus apresenta menores impactos pela possibilidade de conduzir maior número de pessoas que automóveis (mesmo que diluídos pelas caronas). Quando avaliadas as diferentes composições nos cenários de transporte é possível verificar a redução na geração de impactos, conforme Figura 3. Previsivelmente, os impactos reduzem à medida que se diminui a quantidade de funcionários se locomovendo com automóveis e se aumentam a porcentagem de transporte coletivo, caronas e alternativas. Todas as categorias de impactos tiveram redução significativa, e mesmo a menor porcentagem de redução do número de automóveis, cenário 1, acarreta em 6 a11% a menos de emissões na operação do edifício. Atingindo a proposta do cenário 1, o empreendimento conquistaria 7 pontos para uma recertificação, ao passo que seriam 11 pontos para o cenário 2 (USGBC, 2009b).

Figura 2: resultados da AICV

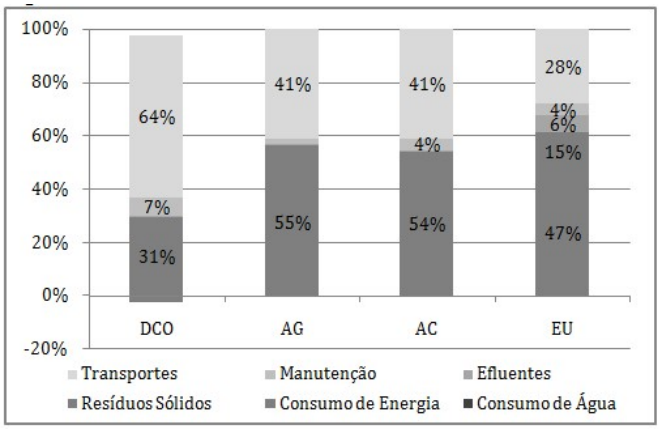
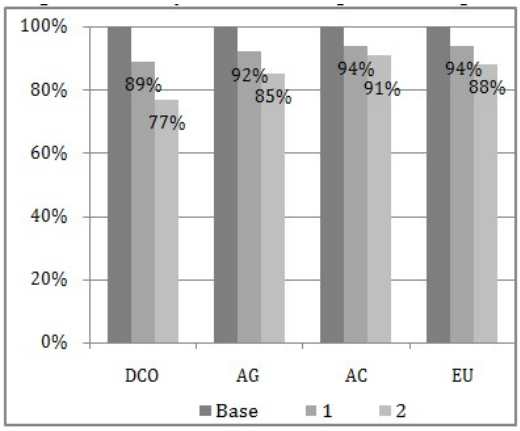


Figura 3: variação de cenários para o transporte



Conclusões

O presente estudo realizou uma ACV da fase operacional de um edifício detentor de certificação LEED e apresentou seus potenciais impactos ambientais para quatro categorias de impacto: Depleção da Camada de Ozônio, Aquecimento Global, Eutrofização e Acidificação. Os resultados demonstraram que existem dois gargalos principais na operação do empreendimento: consumo de energia e o transporte de funcionários. Este resultado indica a importância da inclusão do transporte quando avaliado o ciclo de vida de uma edificação, etapa que por vezes não é considerada quando delineadas a fronteira do sistema de produto na operação de uma prédio.

Por ser um edifício com pontuação LEED adquirida principalmente por sua eficiência energética, atuar na eficiência de transportes é uma solução que pode trazer mais ganhos e pontos em uma certificação. A análise de cenários provou que os benefícios são representativos, podendo-se reduzir até 23% dos impactos relativos à depleção da camada de ozônio. Paralelamente, pode-se alcançar um valor de 11 pontos em um processo de recertificação LEED para edificações existentes, cerca de 22% do necessário para manter o nível prata (50-59 pontos). Nesse contexto, a situação mais indicada é minimizar o uso de automóveis, com programas de incentivo para encorajar os funcionários a usarem transportes alternativos, como bicicleta, caminhada ou transporte

público que, no caso de Florianópolis, se limita a ônibus. Outra possibilidade é criar um programa de caronas através do mapeamento de residência de funcionários e organizando as rotas em comum para esta determinada região ou que o empreendimento ofereça o transporte coletivo exclusivo. Esta mudança de comportamento dos funcionários pode ser atingida através do oferecimento de alguma forma de incentivo para os que utilizam transportes alternativos ou mesmo estratégias taxativas e proibitivas (e.g. cobrar estacionamento e reduzir o número de vagas).

Os impactos advindos do transporte também são diretamente proporcionais à distância percorrida pelos funcionários até o local de trabalho. Funcionários que se deslocam de locais distantes do empreendimento, fora da região de Florianópolis, tendem a somar mais impactos. Portanto, o empreendimento pode dar preferência à contratação de funcionários que morem próximos ao empreendimento e que possam ir a pé ou de bicicleta.

Referências Bibliográficas

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, versão digital, 2009a. 21p.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro, versão digital, 2009b. 46 p.

BARE, J. (2002) Tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts (TRACI): User's guide and system documentation. Cincinnati, Ohio, National Risk Management Research Laboratory, USEPA Office of Research and Development.

BARE, J. (2011) TRACI 2.0: the tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts 2.0. Clean Technologies and Environmental Policy, v. 13, n. 5, p. 687-696.

CEN/TC 350 (2015) Sustaintability of construction works. Acessado em: 23 de setembro de 2015. Disponível em: <http://portailgroupe.afnor.fr/public_espacenormalisation/CENTC350/index.>.

CHENG, E. W. L., CHIANG, Y. H., TANG, B. S. (2006) Exploring the economic impact of construction pollution by disaggregating the construction sector of the input–output table. Building and Environment, v. 41, n. 12, p. 1940-1951.

CITHERLET, S.; HAND, J. (2002). Assessing energy, lighting, room acoustics, occupant comfort and environmental impacts performance of building with a single simulation program. Building and environment, v. 37, n. 8, p. 845-856.

CIWMB, California Integrated Waste Management Board (2000). Designing with Vision: A Technical Manual for Materials Choices in Sustainable Construction. Resource Manual Publication. Sacramento, CA.

DE HAES, H. A. U. et al. (2002) Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice. Pensacola, Fla: SETAC.

DIMOUDI, A.; TOMPA, C. (2008). Energy and environmental indicators related to construction of office buildings. Resources, Conservation and Recycling, v. 53, n. 1, p. 86-95.

FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N., ALTHAUS, H., DOKA, G., DONES, R., HECK, T., HELLWEG, S., HISCHIER, R., NEMECEK, T., REBITZER, G., SPIELMANN, M., (2005). The ecoinvent database: Overview and methodological framework. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 10, n. 1, p. 3-9, 2005.

GBCBRASIL – Green Building Council Brasil (2016). LEED - Leadership in Energy and Environmental Design. Disponível em http://www.gbcbrasil.org.br/sobre-certificado.php. Acesso em Março de 2016.

JOHN, V. M. (2000) Reciclagem de resíduos na construção civil: Contribuição à metodologia de pesquisa e desenvolvimento. 113 p. Tes - Departamento de Engenharia de Construção Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

JUNNILA, S., HORVATH, A., GUGGEMOS, A. (2006) A. Life-cycle assessment of office buildings in Europe and the United States. Journal of Infrastructure Systems, v. 12, n. 1, p. 10-17.

KHASREEN, M. M., BANFILL, P. F. G., MENZIES, G. F. (2009) Life-cycle assessment and the environmental impact of buildings: a review. Sustainability, v. 1, n. 3, p. 674-701.

LEITE, V. F. (2011). Certificação Ambiental na Construção Civil: sistemas Leed e Aqua. 2001. 50p. (Trabalho de Conclusão de Curso)- Curso de Graduação de Engenharia Civil. Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte.

LI, Z. (2006) A new life cycle impact assessment approach for buildings. Building and Environment, v. 41, n. 10, p. 1414-1422.

ORTIZ, O., CASTELLS, F., SONNEMANN, G. (2009). Sustainability in the construction industry: A review of recent developments based on LCA.Construction and Building Materials, v. 23, n. 1, p. 28-39.

PRÉ CONSULTANTS. (2015). SimaPro 7 life-cycle assessment software package, version 7.3.2. Amersfoort, The Netherlands. Disponível em: <http://www. pre-sustainability.com>. Acessado em: 02 de setembro de 2015.

RABAÇA, G. V. (2016). Análise do ciclo de vida da fase operacional de um edifício comercial sustentável. TCC(graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Engenharia Sanitária e Ambiental. 91 p.

RAYNSFORD, N. (1999). The UK's approach to sustainable development in construction. Building Research & Information, v. 27, n. 6, p. 419-423.

RODE, P., BURDETT, R., GONÇALVES, J. C. S. (2011) Buildings: investing in energy and resource efficiency. 2011. In: United Nations Environment Programme (UNEP).Towards a green economy: pathways to sustainable development and poverty eradication. Geneva: UNEP. p. 331-373.

TRELOAR, G., FAY, R., ILOZOR, B., LOVE, P. (2001) Building materials selection: greenhouse strategies for built facilities. Facilities, v. 19, n. 3/4, p. 139-150.

UNEP (2014). Greening The Building Supply Chain. Sustainable Buildings and Climate Initiative.

USGBC, United States Green Building Council (2009a). LEED 2009 for New Construction - current version. Acessado em agosto de 2015. Disponível em: <http://www.usgbc.org/resources/leed-new-construction-v2009-current-version>.

USGBC, United States Green Building Council (2009b). LEED 2009 for Existing Buildings: Operations & Maintenance Rating System. USGBC Member Approved November 2008 (Updated August 2011). 107 p.

USGBC, United States Green Building Council (2015). LEED Reference Guide for Building Design and Construction, LEED v4. Acessado em agosto de 2015. Disponível em: <http://www.usgbc.org/leed>.

USGBC, United States Green Building Council (2016). Centro Empresarial Office Park Bloco III. Acessado em março de 2016. Disponível em: <http://www.usgbc.org/projects/centro-empresarial-office-park-bloco-iii>.

WINES, J. Green Architecture. Milan : Taschen, 2000. 240p.

WU, H. J., YUAN, Z. W., ZHANG, L., BI, J. (2012). Life cycle energy consumption and CO2 emission of an office building in China. The international journal of life cycle assessment, v. 17, n. 2, p. 105-118.

XING, S., XU, Z., JUN, G. (2008). Inventory analysis of LCA on steel-and concrete-construction office buildings. Energy and Buildings, v. 40, n. 7, p. 1188-1193.

ZHANG, Z., WU, X., YANG, X., ZHU, Y. (2006) BEPAS—a life cycle building environmental performance assessment model. Building and Environment, v. 41, n. 5, p. 669-675.

Avaliação do Ciclo de Vida como ferramenta para analisar o desempenho ambiental de estações de tratamento de esgoto: oportunidades e desafios

Lopes, T.A.S.[1], Silveira, L.[2], Queiroz, L. M.[3], Zanta, V.[3], Kiperstok, A.[3]

[1]Bióloga, Mestra em Meio Ambiente, Águas e Saneamento e Estudantes de Doutorado em Energia e Ambiente,pela Universidade Federal da Bahia (UFBA), lopestas@gmail.com

[2]Estudante de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial da UFBA

[3]Professor (a) do Departamento de Engenharia Ambiental da Escola Politécnica da UFBA

Resumo

No Brasil, as decisões sobre a adoção de tecnologias de tratamento de esgotos são tradicionalmente conduzidas por meio de considerações técnicas e econômicas, com o objetivo de atender aos padrões de lançamento do efluente tratado nos corpos hídricos preconizados na legislação ambiental. Portanto, trata-se de uma análise unidimensional. O presente estudo utilizou a ACV para avaliar osimpactos ambientais decorrentes do tratamento de esgoto em duas ETE de pequeno porte, instaladas em condomínios habitacionais no município de Lauro de Freitas, Bahia. O estudo foi realizado para as fases de construção e operação..A unidade funcional definida foi1 m^3 de efluente final tratado durante 20 anos (vida útil adotada nos projetos das ETE). A fronteira do sistema foi delimitada pela chegada do esgoto bruto na ETE até a partida do efluente final tratado para o corpo hídrico receptor. O estudo utilizou o programa SimaPro, o método CML 2000 e o banco de dados do Ecoinvent para as categorias de impacto: Depleção Abiótica, Aquecimento Global, Acidificação eEutrofização. Os resultados mostram que o maior impacto é a eutrofização. Entretanto, uma das limitações observadas é que a análise é realizada sem considerar a qualidade da água do corpo hídrico receptor. Omaior consumo de energia e produtos químicos prejudica o desempenho ambiental das estações. O estudo permite concluir que para avaliar a sustentabilidade ambiental dos sistemas de tratamento de esgotos é preciso considerar a relação de trade-offentre a eficiência do tratamento e padrões de qualidade do efluente, de um lado, e o consumo de energia e uso de químicos operação, do outro, incorporando a qualidade da água do corpo receptor.

Palavras-chave: *Desempenho Ambiental, Sistemas de Tratamento de Esgoto, Avaliação do Ciclo de Vida, Reator UASB.*

Introdução

As estações de tratamento de esgoto são projetadas para minimizar os impactos ambientais do descarte de efluentes sem tratamento nos compartimentos ambientais. Porém, as tecnologias de tratamento apresentam diferentes características, desempenhos e impactos sobre o ambiente. Alguns sistemas apresentam alto consumo energético, uso de produtos químicos e materiais, que têm grande energia incorporada, ocupam grandes áreas, liberam gases estufa e produzem grande quantidade de lodo biológico ou químico.

No Brasil, as legislações ambientais estabelecem padrões de lançamento do efluente final tratado para proteção dos corpos hídricos, mas não fazem referência aos impactos ambientais associados à construção e operação das ETE. Foley *et al.* (2010) reforçam que as regulamentações ambientais para o tratamento de águas residuárias apresentam restrições ao lançamento de nutrientes e poluentes com o objetivo apenas de minimizar os impactos ambientais da descarga do efluente nos corpos hídricos. Dado o longo ciclo de vida das ETE, os objetivos dos sistemas de tratamento precisam ir além da proteção da saúde humana e dos corpos hídricos para incluir a minimização do uso dos recursos naturais, reduzindo o consumo de energia e água, uso de produtos químicos, geração de resíduos e permitir a reciclagem dos nutrientes (LUNDIN et al., 2000).

A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) se mostra válida para avaliar a sustentabilidade ambiental de sistemas de tratamento por utilizar uma abordagem abrangente do sistema ao longo do seu ciclo de vida e por

identificar os potenciais impactos ambientais em escala global e local. A ACV permite uma melhor avaliação dos sistemas de tratamento de esgoto que vai além do habitual *trade-off* entre eficiência de tratamento e padrão de qualidade do efluente, por um lado, e consumo de energia e uso de produtos químicos durante a operação e manutenção, do outro (RISCH, *et al*. 2014). Entretanto, existem limitações em cada fase da ACV que devem ser examinadas e aprimoradas, como a escolha da unidade funcional, delimitação da fronteira do sistema e considerações de cenários alternativos, obtenção de dados confiáveis, critérios para o que é representativo ou desprezível e as especificidades técnicas locais. Na AICV as maiores complicações são na escolha dos métodos de avaliação e das categorias de impacto e a singularidade e dinâmica do ambiente local (REAP *et al*., 2008).

A aplicabilidade da ACV é demonstrada pela quantidade de publicações de estudos de ACV em sistemas de tratamento de águas residuárias (COROMINAS,*et al*. 2013). Entretanto, não existem publicações internacionais com dados brasileiros, chamando a atenção para a incipiente aplicação de ACV em sistemas de efluentes no Brasil. O objetivo deste trabalho foi aplicar a ACV para analisar o desempenho ambiental de duas ETE de pequeno porte, localizadas no município de Lauro de Freitas, na Bahia, para as fases de construção e operação, discutindo oportunidades e desafios para aplicação da ACV na área de sistemas de esgotamento sanitário.

Material e Métodos

O presente estudo utilizou a ACV para avaliar os impactos ambientais decorrentes do tratamento de esgoto em duas ETE de pequeno porte, em escala real, instaladas em condomínios habitacionais no município de Lauro de Freitas, estado da Bahia, operadas pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento (EMBASA), ambas, atendendo uma população aproximada de 1.000 pessoas.

A primeira ETE, denominada UASB-WET, é constituída por um reator UASB seguido de quatro unidades de *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial, seguido de um tanque de contato para aplicação de solução de hipoclorito de sódio para a desinfecção do efluente. As entradas e saídas para as fases de construção e operação da ETE UASB-WET estão apresentadas na

Tabela 11. As emissões atmosféricas são oriundas do reator UASB e dos *wetlands* construídos, e as emissões para a água são os parâmetros de descarga do efluente final tratado. Os dados dos materiais de construção foram obtidos do memorial descritivo da ETE e os dados de operação a partir de análises físico-químicas do efluente e visitas técnicas à ETE (LOPES, 2014).

A segunda ETE, denominada UASB-LA, é constituída por um reator UASB, seguido de um sistema de lodo ativado (LA), um filtro preenchido com brita para retenção de partículas sólidas, um segundo filtro que capta e solubiliza o H_2S, e uma unidade compacta de cloração com aplicação de hipoclorito de sódio para a desinfecção. Esse sistema é compacto e hermeticamente fechado e o gás produzido é direcionado para o filtro de gás sulfídrico, cujos equipamentos são em fibra de vidro reforçada. As entradas e saídas para a fase de construção e operação da ETE UASB-LA estão apresentadas na

Tabela 11. Os dados dos materiais de construção foram obtidos do memorial descritivo da ETE, os parâmetros de descarga do efluente final da literatura (VON SPERLING, 2014) e os demais dados de operação a partir de visitas técnicas à ETE.

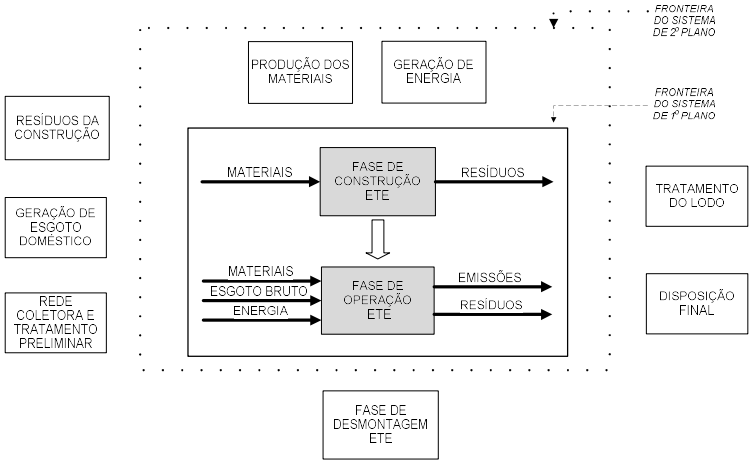
Tabela 11- Inventário do Ciclo de Vida (ICV) das ETE

Entradas	ETE UASB -WET	ETE UASB - LA
Aço	0,055 Kg	0,002 Kg
Cimento Portland	0,078 Kg	0,007 Kg
Areia	0,248 Kg	0,020 Kg
Brita	1,479 Kg	0,020 Kg
Água	0,053 Kg	0,005 Kg
PVC	0,002 Kg	0,001 Kg
Forma em madeira	0,001 Kg	-
Bloco	0,003 Kg	-
Fibra de vidro	0,001 Kg	0,006 Kg
Hipoclorito de sódio	0,837 Kg	0,013 Kg
Eletricidade	0,180 kWh	0,377 kWh
Emissões para a água		
DBO5 (Demanda Bioquímica de Oxigênio)	0,021 Kg	0,035 Kg
DQO (Demanda Química de Oxigênio)	0,096 Kg	0,106 Kg
Sólidos em Suspensão	0,018 Kg	0,031 Kg
Nitrogênio Amoniacal (N-NH3)	0,039 Kg	0,011 Kg
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	0,046 Kg	0,022 Kg
Nitrato (N-NO3-)	0,002 Kg	-
Fósforo Total (P-Total)	0,008 Kg	0,006 Kg
Cloro Residual	0,001 Kg	0,001 Kg
Emissões para o ar		
Metano (CH4)	0,196 Kg	-
Óxido nitroso (N2O)	0,001 Kg	-

Para o estudo de ACV das estações, foi definida como unidade funcional o volume de 1 m^3 de efluente final tratado durante o período de 20 anos de operação para as duasETE.Para a correlação de todas as entradas e saídas do inventário com a unidade funcional adotada foi necessário calcular o volume total de esgoto tratado em cada ETE durante 20 anos de operação, e então dividir os quantitativos totais das entradas e saídas do inventário pelo volume total de esgoto tratado. Para a ETE UASB-WET o volume total foi de 700.800 m^3 de esgoto tratado e para a ETE UASB-LA foi de 992.800 m^3 de esgoto tratado.

A fronteira do sistema foi delimitada desde o ponto de chegada do esgoto bruto na ETE até o lançamento do efluente final tratado no corpo receptor (**Erro! Autoreferência de indicador não válida.**). Estabeleceram-se duas fronteiras do sistema, a fronteira de primeiro plano que inclui o inventário das entradas e saídas das ETE em estudo, para as fases de construção e operação, e a fronteira de segundo plano que compreende, além dos dados do inventário, os processos envolvidos na produção dos materiais e na geração de energia encontrados no banco de dados do Ecoinvent® disponíveis no *software* SimaPro®. Assim, os processos disponibilizados no *software* SimaPro® provenientes do banco de dados do Ecoinvent® já incorporam os processos envolvidos na produção desses materiais e da geração de energia, sendo considerados neste trabalho dentro da fronteira do sistema de segundo plano.

Figura 12- Fluxograma da fronteira do sistema da ETE



Neste estudo não foram incluídos materiais ou insumos da geração do esgoto, coleta e transporte dos esgotos até a ETE, nem o tratamento preliminar (gradeamento, caixa de areia, e estação elevatória). Também, não foram incluídos os resíduos da construção civil e montagem da estação, e a energia e os materiais necessários para bombeamento do efluente final tratado, devido à ausência de dados operacionais. Assim como, a retirada e o tratamento do lodo gerado na ETE. A fase de fim de vida foi excluída do estudo por seus impactos serem diminutos quando comparado com as fases de operação e construção (FOLEY,*et al*., 2010; LOPSIK, 2013).

Para a realização da ACV foi utilizado o *software* SimaPro 8.0.1, licença PhD (PRÉ, 2013. O método para AICV usado foi CML (GUINÉE, 2001), versão CML – IA (baseline) e o banco de dados do Ecoinvent® para avaliar as categorias de impacto de *midpoint*: Depleção Abiótica (DA), Aquecimento Global (AG), Eutrofização (EU) e Acidificação (AC). Segundo Cavalett *et al*. (2012), o método CML tem como objetivo oferecer a melhor prática para os indicadores de *midpoint*.

Resultados e Discussões

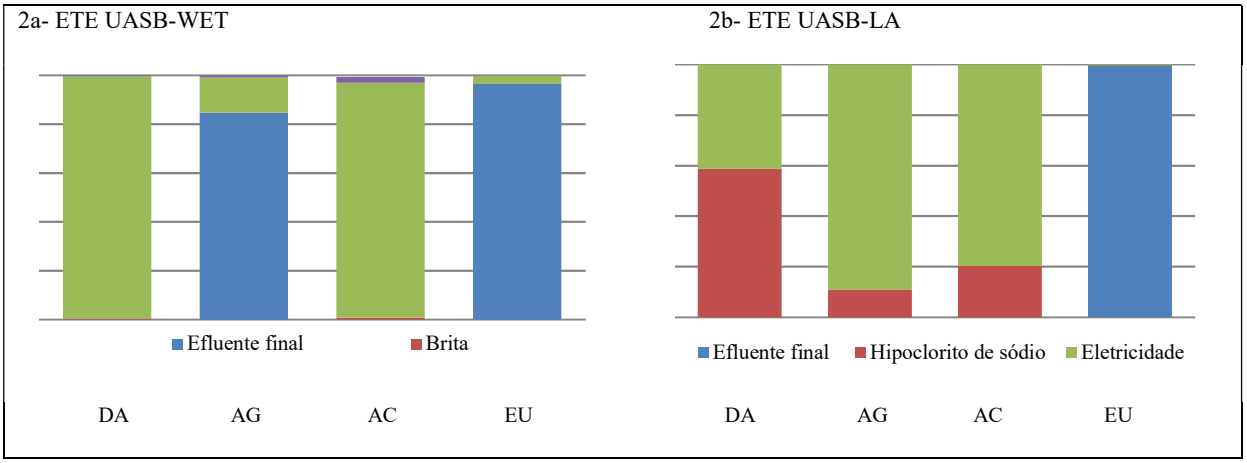
O resultado da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) indica as entradas de material e energia com maior potencial de impacto para as categorias selecionadas, porém, as entradas de recursos e materiais inseridas no *software*incorporam os processos envolvidos na sua produção, oriundas do banco de dados do Ecoinvent®, sendo assim, contabilizados seus impactos, ainda que com um grande grau de incerteza, pois, os processos disponíveis na base de dadosEcoinvent® não se referem à realidade brasileira, exceto, para a matriz energética.

Como o processo de produção desses materiais é oriundo da base de dados do Ecoinvent®, a matriz energética utilizada é a europeia, com isso, os resultados não representam a realidade local. A dificuldade quando se utiliza uma base de dados que não incorporaos processos locais, é a necessidade de ajustar cada umdos processos na transposição do inventário de ciclo de vida.

Entretanto, pode-se afirmar que a aplicação da AICV é válida para a identificação dos principais pontos críticos na operação das ETE, destacando que o consumo de energia e o uso de produtos químicos são mais impactantes para as categorias de Acidificação e Depleção Abiótica, já para a categoria de Aquecimento Global, a maior contribuição são emissões atmosféricas, no caso da ETE UASB-WET, e o alto consumo de energia na ETE UASB-LA. Para a categoria Eutrofização, a contribuição totalé do efluente final tratado devido à presença de concentrações de matéria orgânica e nutrientes remanescentes direcionadas ao corpo receptor (

Figura 13).

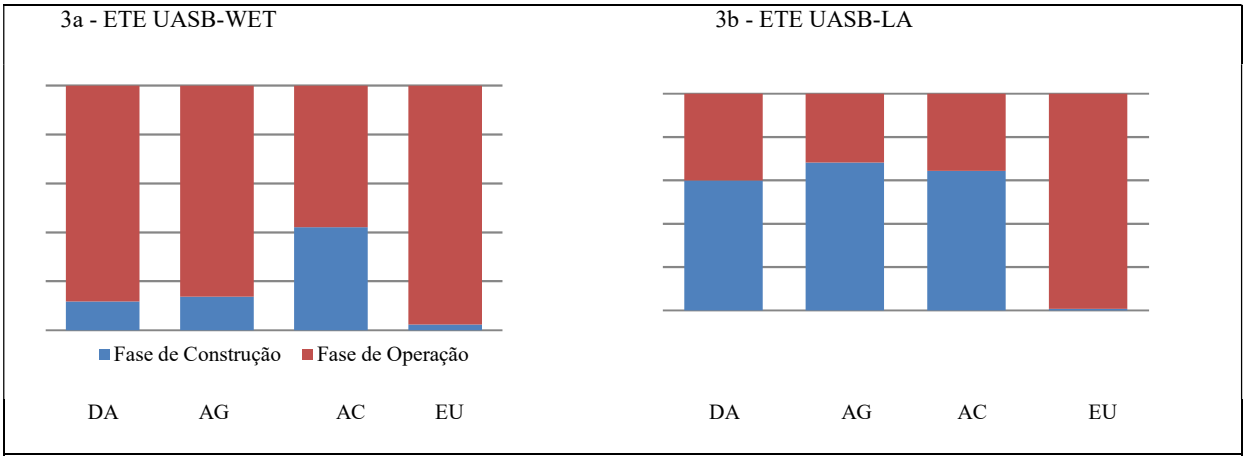
Figura 13 - Fase de operação das ETE



O uso de solução de hipoclorito de sódio para a melhoria da qualidade microbiológica do efluente final tratado aumenta o impacto ambiental de ambas as estações. O uso de produtos químicos demanda consumo de recursos naturais e energia para sua fabricação, e adicional recurso e energia para o transporte até o local da estação. Assim, os resultados apontam que o uso de produtos químicos para a melhoria da qualidade final do efluente diminui o desempenho ambiental das ETE, cabendo aos projetistas considerar a possibilidade de outros métodos de desinfecção como o uso de filtros de areia e aplicação de radiação ultravioleta, por exemplo.

Quando se compara os impactos associados às fases de construção e operação, fica evidente o grande potencial de contribuição dos impactos oriundos da fase de operação de ambas as ETE para a categoria Eutrofização (Figura 14). Para a ETE UASB-WET, a operação também, apresenta maior impacto para as outras categorias, Depleção Abiótica, Aquecimento Global e Acidificação, já que essa estação apresenta emissões de CH_4 e N_2O para a atmosfera e maior consumo de produto químico para desinfecção durante a operação (Figura 3a).

Figura 14- Comparação: Fase de Construção e Operação das ETE



Para a ETE UASB-LA, a fase de construção apresenta maior contribuição para essas categorias, devido ao uso da fibra de vidro reforçada e do aço (Figura 14b). Porém, esperava-se uma maior contribuição para a fase de operação já que a ETE UASB-LA apresenta alto consumo de energia devido ao sistema de compressão de ar, para introduzir oxigênio no tanque de aeração do LA. Portanto, é preciso relembrar que as entradas de materiais incorporam os processos disponíveis na base de dados do Ecoinvent®, que usam a matriz energética europeia. Essa matriz é ambientalmente mais impactante que a matriz energética brasileira considerada na construção do inventário da fase de operação. A quantificação do consumo de eletricidade usada na construção do inventário da fase de operação de ambas as estações, foi da matriz brasileira, que já está disponível na base de dados daEcoinvent®, o que já é um avanço para a aplicação de ACV no Brasil.

Estudos de ACV emETErealizados em países europeus evidenciamque o consumo de energia é um dos fluxos de maior contribuição, devido as suas matrizes energéticas oriundas da queima de combustíveis fósseis.A matriz energética é uma fonte de discrepâncias entre as avaliações realizadas em diferentes regiões do planeta. A cadeia de produção de energia, a partir de diferentes fontes, em cada país pode afetar,significativamente, a caracterização dos resultados das categorias de impacto, principalmente, para acidificação, depleção abiótica e aquecimento global (GALLEGO, *et al*., 2008).

Além disso, destaca-se a relevância da construção de um banco de dados relativos às diversas etapas de produção dos materiais de construção no Brasil, pois, a extração dos recursos naturais, produção de insumos e a matriz

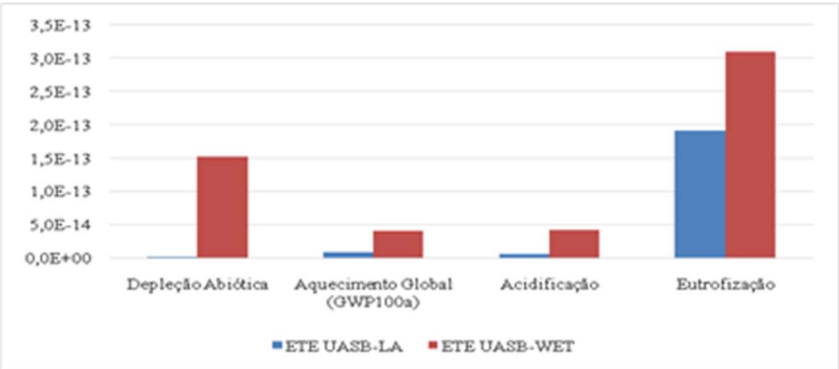
energética são peculiares e o uso de dados e informações obtidos nos Estados Unidos ou na Europa pode resultar em elevada incerteza na ACV.

Apesar de muitos estudos de aplicação de ACV em sistemas de tratamento de esgoto apontar a fase de operação como de maior contribuição para o potencial de impacto do que a fase de construção (GALLEGO, *et al*., 2008; RENOU, *et al*., 2008; FOLEY, *et al*., 2010; LOPSIK, 2013), a fase de construção não deve ser esquecida, devendo ser analisados sempre que houverem dados disponíveis na literatura ou de projeto. Park *et al*. (2003) enfatiza que a infraestrutura, como as edificações e as instalações dos sistemas de tratamento, tem características diferentes do produto final, que é o efluente tratado, e, por isso, deve ser inserida na avaliação dos potenciais impactos envolvidos ao longo do ciclo de vida das ETE.

A etapa de Normalização da ACV relaciona os resultados dos indicadores de cada categoria em um valor comum de referência, adimensional, resolvendo a incompatibilidade das unidades e permitindo a comparação entre as categorias de impacto. A normalização compara as emissões do estudo realizado em relação às emissões globais do ano de referência.

Os resultados evidenciam que a maior preocupação para a tomada de decisão no tratamento de esgotosé a qualidade final do efluente (Figura 15). Entretanto, Foley*et al.* (2010) ressaltam que o aumento da qualidade final do efluente, quanto à remoção de nutrientes e patógenos, eleva as emissões e o consumo de recursos naturais, e sugerem que é necessária uma compensação entre o consumo de energia e a remoção de nutrientes que minimize o impacto ambiental da categoria Eutrofização.A categoria Eutrofização é considerada uma categoria de impacto confiável e prioritária para a definição da sustentabilidade de uma tecnologia de tratamento de esgoto. Entretanto, a AICV é atrativa para avaliar o impacto em potencial, mas, o grau de eutrofização do corpo receptor não pode ser inserido no *software* para avaliar o potencial impacto, o que representa uma limitação da ACV. Para a aplicação da ACV como uma ferramenta de suporte de decisão para o tratamento de águas residuárias é importante que a qualidade da água do corpo receptor seja contabilizada para subsidiar a avaliação da modificação do grau de eutrofização.

Figura 15- Normalização dos resultados para as duas ETE



A Figura 15 também permite a comparação entre as duas estações apontando a ETE UASB-WET com maior potencial de impacto do que a ETE UASB-LA, devido ao fato que a ETE UASB-WET apresenta maior consumo de materiais para sua construção, emissões atmosféricas e efluente final com maiores concentrações de nutrientes.

A análise criteriosa para a implantação de tecnologias de tratamento de esgotos que abordem os aspectos econômicos, operacionais e ambientais é necessária e imperativa. A incorporação da ACV é valiosa e pode colaborar coma elaboração de políticas públicasque incentivem a escolha de tecnologias que não atendam somente os aspectos econômicos e de qualidade do efluente final, mas também, priorize a redução dos impactos envolvidos em todas as etapasdo processo de tratamento.

Conclusões

O presente estudo conclui que a ETE UASB-WET apresenta maior potencial de impacto devido as emissões de gases estufa para a atmosfera e sua maior concentração de nutrientes no efluente final enviado para o corpo receptor. Conclui também que o uso do desinfetante químico reduz o desempenho ambiental das ETE.

A aplicação da ACV para avaliar o desempenho ambiental das ETE é uma oportunidade para auxiliar na tomada de decisão para implantação e operação das ETE e na elaboração de políticas públicas, que preconizem todos os impactos envolvidos nos sistemas de tratamento.

O estudo destaca a falta de estudos de ACV em ETE no Brasil, destacando a relevância desses estudos, diante da carência de esgotamento sanitário no país, que impacta na saúde pública e no ambiente. O maior desafio na aplicação da ACV em sistemas de tratamento de esgoto é a construção de um banco de dados representativo para a realidade brasileira, diante da falta de dados e métodos brasileiros.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fapesb(Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia)e a RENTED (Rede Nacional de Pesquisa sobre Tratamento de Esgotos Descentralizados) pelo apoio financeiro que permitiram a realização desse trabalho.

Referências Bibliográficas

CAVALETT, O., CHAGAS, M.F.; SEABRA, J.E.A.; BONOMI, A.(2013) Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *Int J Life Cycle Assess* 18. P. 647–658.

COROMINAS, LI.; FOLEY, J.; GUEST, J.S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H.F.; MORERA, S.; Shaw, A. (2013) Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. *Water Research*. V 47, p. 5480 – 5492.

EMBASA – Empresa Baiana de Águas e Saneamento. *Projeto deEsgotamento Sanitário do Condomínio Especiale Total Residence*. Salvador: EMBASA, 2010. Elaborado por Gráfico Empreendimentos LTDA.

FOLEY, J., HAAS, D.; HARTLEY, K.; LANT, P.(2010) Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems.*Water research*, 44, p. 1654 – 1666.

GALLEGO, A., HOSPIDO, I.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G.Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations.*Resources, Conservation and Recycling*, 52, p. 931–940, 2008.

GUINÉE, J. (2001) Editorial: Announcing a New LCA Guide. Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. *Int J LCA* 6 (5) p.255.

LOPES, T.A.S. (2014) Avaliação do Ciclo de Vida de uma ETE composta por reator UASB seguido de *wetlands* construídos. Dissertação de mestrado apresentada ao Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento da Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia.

LOPSIK, K. (2013) Life cycle assessment of small-scale constructed wetland and extended aeration activated sludge wastewater treatment system. *Int. J. Environ. Sci. Technol*.

LUNDIN, M., BENGTSSON, M.; MOLANDER, S.(2000) Life Cycle Assessment of Wastewater Systems: Influence of System Boundaries and Scale on Calculated Environmental Loads. *Environ. Sci. Technol*. 34, 180-186.

PARK K., HWANG, Y., SEO, S., ASCE M., SEO, S. (2003) Quantitative Assessment of Environmental Impacts on Life Cycle of Highways. J. Constr. Eng. Manage 129 (1), p. 25-31.

PRÉ CONSULTANTS. (2013) Introduction to LCA with SimaPro 8. Califórnia.

REAP, J., ROMAN F, DUNCAN S, BRAS, B. (2008) A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis. *Int J Life Cycle Assess* 13, p. 290–300.

RENOU, S., THOMAS, J. S.; AOUSTIN, E.; PONS, M.N. (2008) Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA.*Journal of Cleaner Production* 16, p. 1098-1105.

RISCH, E.; LOUBET, P.; NÚÑEZ, M.; ROUX, P. (2014) How environmentally significant is water consumption during wastewater treatment: Application of recent developments in LCA to WWT technologies used at 3 contrasted geographical locations. *WaterResearch*. V 57, p. 20 – 30.

VON SPERLING, M. (2014) Níveis, processos e sistemas de tratamento de esgotos. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Vol. 1. 4ª ed. p. 261 – 370. Belo Horizonte: Depto de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG.

Impactos ambientais da produção de ração para frango de corte no Piauí

Jossivaldo de Carvalho Pacheco[1], Elaine Aparecida da Silva[2], José Machado Moita Neto[3]

[1]*Doutorando em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA – UFPI, Teresina, PI,* jpacheco@ufpi.edu.br
[2]*Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental – UFPI, Teresina, PI, Brasil,* elaine@ufpi.edu.br
[3]*Departamento de Química – UFPI, Teresina, PI, Brasil,* jmoita@ufpi.edu.br

Resumo

A produção de alimentos, em qualidade e quantidade suficientes para atender a demanda da população, configura-se como um dos desafios da atualidade. A avicultura, criação de aves para produção de alimentos, tem como principal produto o frango. O ideal é que a ração, utilizada na sua alimentação, atenda as exigências nutricionais requeridas, tenha baixo custo de produção e os seus impactos ambientais sejam mitigados. Assim, o objetivo desse trabalho foi identificar e avaliar os impactos ambientais associados à produção de ração para frango de corte na fase inicial através da Avaliação do Ciclo de Vida. A coleta de dados foi realizada em uma cooperativa de avicultores de Teresina-PI nos anos de 2014 e 2015, e envolve a identificação das matérias-primas, além de sua origem e quantidade; etapas do processo produtivo. Também, são utilizados dados do Ecoinvent, disponibilizado no software SimaPro, em que foi realizada a modelagem. O método de avaliação utilizado foi o ReCiPe Midpoind (H). A ração para frango de corte contém macroingredientes (milho, soja, farelo de soja, farinha de carne e ossos, entre outros) e micro ingredientes (fósforo, cálcio, sódio, cloro, L-lisina, probióticos, entre outros). A caracterização da avaliação de impacto mostrou que os maiores impactos estão relacionados à utilização de ingredientes com maior teor de energia e proteína, como milho e soja. Isso acontece devido aos impactos ambientais associados à produção agrícola desses materiais (dados do Ecoinvent), além do transporte dos mesmos entre as fazendas em que são cultivados (Uruçuí e Sebastião Leal, região sul do Piauí) e a fábrica em que a ração é produzida (aproximadamente, 520 km distantes de Teresina). Desse modo, são impactos associados às atividades que acontecem fora dos limites (muros) da cooperativa. Além disso, a utilização da farinha de carne e ossos, subproduto oriundo de abatedouros, determinou o aparecimento de valores negativos em todas as categorias do método utilizado, com destaque para as categorias: eutrofização de corpos de água doce, ecotoxidade marinha e depleção da camada de ozôni. O reaproveitamento desses subprodutos (carne e ossos) e, consequentemente, o impedimento do seu descarte, possibilita esse resultado. Estudos sobre impactos ambientais na produção de grãos com o uso da ACV, podem subsidiar produtores, em especial os do cerrado piauiense.

Palavras-chave. *Produção de ração. Frango de corte. Avaliação do Ciclo de Vida. Impacto ambiental.*

1. Introdução

A carne de frango está presente em todo o mundo. Sendo, cerca de 87 milhões de toneladas de frango a produção mundial. Ao analisar a avicultura no Brasil, constata-se altos índeces de crescimento, mais que dobrou sua produção, de 5,98 milhões de toneladas, em 2000, para 12,69 milhões de toneladas, em 2014. Diante desse quadro o país é o terceiro maior produtor mundial de frango, fato que acontece desde 2007 e ainda, é lider em exportações desde 2004 (ABPA, 2015).

Da produção brasileira de frango, 67,7% é destinada ao mercado interno e 32,3% para exportação. Em termos de consumo, o Brasil em 2014 teve um consumo *per capita* de carne de frango de 42,78 $kg.hab^{-1}$ (ABPA, 2015).

Em função deste cenário, ressalta-se que, o aumento da produção de frangos eleva a demanda de ração para os mesmos. A produção de ingredientes para alimentação animal, o transporte dos ingredientes e o processo produtivo nas fábricas de rações consome recursos naturais e libera emissões (por exemplo, compostos químicos, metais, resíduos sólidos) para a atmosfera, água e solo (TONGPOO et al., 2012), provocando impacto em diversas categorias de indicadores ambientais.

Alem disso, eletricidade e combustível são utilizados em toda cadeia de produção de alimentos, desde a fase da produção de ingredientes, transporte e o processo produtivo na fábrica de rações (TONGPOO et al., 2012).

Assim, no intuito de definir critérios ambientais confiáveis para produtos alimentícios e ração, trouxe a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para o agronegócio, de maneira que possa apoiar nos processos de tomada de decisão sobre a agricultura e as tecnologias de produção de alimentos (RUVIARO et al., 2012). Nesse sentido, Roy et al., (2009), ressaltam que a consequência ambiental influencia a maneira como os órgãos legislativos (governos) vão se orientar para o desenvolvimento do futuro, considerando os sistemas de produção de alimentos.

Destaca-se também que em se tratando de quantificar os impactos ambientais de produtos alimentares a ACV é um dos métodos internacionais mais aceitos (ROY et al., 2009). Pois, a ACV avalia os potenciais impactos de um produto/processo/serviço ao longo de todo o ciclo de vida, isto é, desde a obtenção da matéria prima passando por todas as etapas de produção, transporte, uso, até o descarte final ou reutilização (ABNT NBR ISO 14040: 2009).

Prudêncio da Silva et al., (2014), em um estudo sobre os impactos ambientais da produção de frango corte em cenários brasileiro e fracês, destacam que os maiores impactos ambientais surgiram na fase da produção de ração e que a ACV é uma ferramenta adequada para análise global de toda cadeia produtiva do frango. Por conseguinte, destacam a importância de estudos regionais utilizando ACV, que envolvam milho ou soja brasileira.

A produção de ingredientes para ração animal foi identificada como a principal fonte de impactos ambientais (PRUDÊNCIO DA SILVA et al., 2014; GONZÁLEZ-GARCIA et al., 2013; TONGPOOL et al., 2012). O consumo de ração para frango corte aumenta com a produção destes, então a redução de seus impactos possibilitaria melhorias no desempenho ambiental do mundo (TONGPOOL et al., 2012). Assim, é importante que se tenha dados regionais dos potenciais impactos ambientais da produção de ração para frango de corte, podendo estes subsidiar o setor da Avicultura. Pois, em situações do mercado, observa-se produtores que não são capazes de mostrar que trabalham de forma sustentável, enfrentando dificuldades de acesso a mercados importantes (RUVIARO et al., 2012).

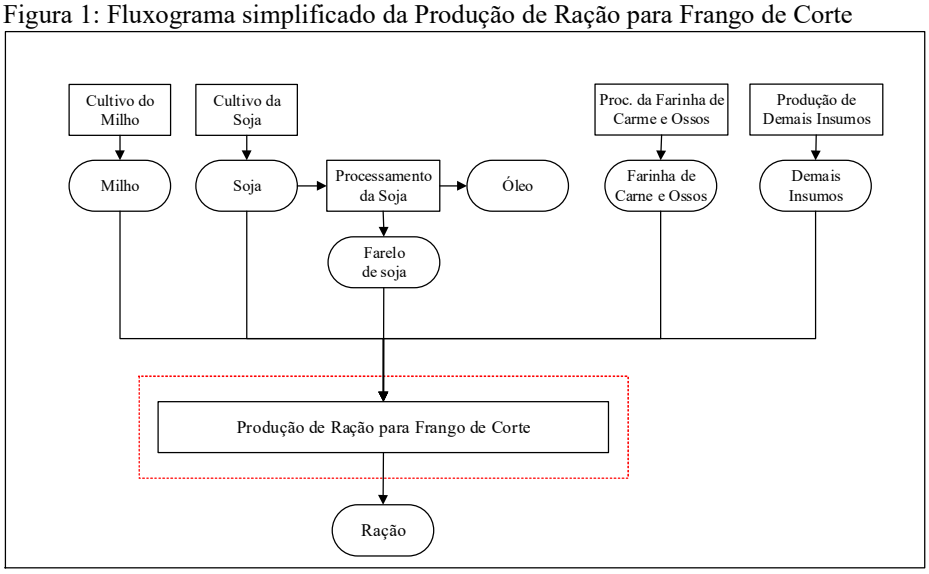
Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar os potenciais impactos da produção de ração para frango de corte na fase de inicia (8 – 21 dias), através do uso da ACV.

2. Materiais e métodos

O estudo em questão teve como base para avaliação dos impactos ambientais as normas ABNT NBR ISO 14040:2009 e 14044:2009, o *software* SimaPro versão PhD 8.0.3.14.

O âmbito desse estudo abrangeu a produção de ingredientes (milho, soja, farelo de soja, farinha de carne e ossos), transporte terrestre (modal rodoviário) dos ingredientes até a fábrica de ração e o processo produtivo na fábrica, como mostrado na Figura 1. A coleta de dados foi realizada em uma cooperativa de avicultores de Teresina-PI nos anos de 2014 e 2015.

Figura 1: Fluxograma simplificado da Produção de Ração para Frango de Corte



Fonte: Elaborado pelo Autor

Para o cálculo das emissões do transporte dos ingredientes, considerou-se a distância onde são produzidas até a fábrica de ração (Tabela 1).

Tabela 1: Origem dos principais insumos utilizado na fabricação de ração para frango de corte

Ingrediente	Oriem	Distância (km)
Milho	Uruçuí PI	583,0
Soja	Sebastião Leal PI e Uruçuí PI	453,6
Farelo de soja	Uruçuí PI	457,0
Farinha de carne e ossos	Timom MA	18,5

Fonte: Elaborado pelo autor

A unidade funcional (UF) considerada foi de 1 kg de ração processada para frango de corte.

As exigências nutricionais do frango de corte depende dentre outros fatores da fase em que ele se encontra. São elas: i) Pré-inicial (1 a 7 dias); Inicial (8 a 21 dias); Crescimento I (22 a 33 dias); Crescimento II (34 a 42 dias) e Final (43 a 46 dias) (ROSTAGNO, 2011).

Nesse contexto, a nutrição e composição alimentar são alteradas de acordo com a idade, exigindo formulações diferentes para cada fase de vida do frango. Nesse trabalho, foi analisado os impactos ambientais da produção de ração para frango de corte na fase inicial.

No intuíto de obter resultados ambientais que sejam representativos e relevantes. Nesse estudo, o Inventário do Ciclo de Vida – ICV de dados foi obtido por meio de visitas na fábrica de ração entre os anos de 2014 e 2015, o que possibilitou conhecer todo o processo produtivo, construir um fluxograma que retrata as várias etapas desde a obtenção da matéria prima, além de sua origem e quantidade, até o produto final, que é a ração pronta. Utilizamos também, dados secundários que foram obtidos nas bibliotecas *Swiss Center of Life Cycle Inventories* (Ecoinvent 3) e *U.S. Life Cycle Inventory Database* (USLCI), disponíveis no banco de dados do *software* SimaPro versão PhD 8.0.3.14 (PRÉ CONSULTANTS, 2014).

Os ingredientes da ração, tais como a soja e o milho foram produzidas no próprio estado do Piauí, especificamente no Cerrado piauiense, cuja áre é de 93.424 km^2. O farelo de soja utilizado na fábrica foi processado na Bunge Alimentos na Cidade de Uruçuí-PI.

A região produtora de soja e milho em questão, atualmente esta inserida no MATOPIBA, criado por meio do Decreto nº 8.477, de 6 de maio de 2015, para representar as áreas de elevada produtividade agrícola nos estados do MAranhão, TOcantins, PIauí e BAhia.

Dados de produção e emissões da soja e milho, foram considerados a produção anual média em um hectare em fazenda típica do Brasil. Os limites do sistema são de portão a portão da fazenda e abrangeu todas as entradas diretas e emissões associadas às respectivas produções (uso de fertilizantes, uso de combustível para as operações de campo, emissões do campo para o ar e água, emissões devido ao uso de pesticidas, mudança do uso da terra).

Para a avaliação do impacto, foi escolhido o método ReCiPe Midpoint (H) V1.10 / World Recipe H (GOEDKOOP et al., 2013).

3. Resultados

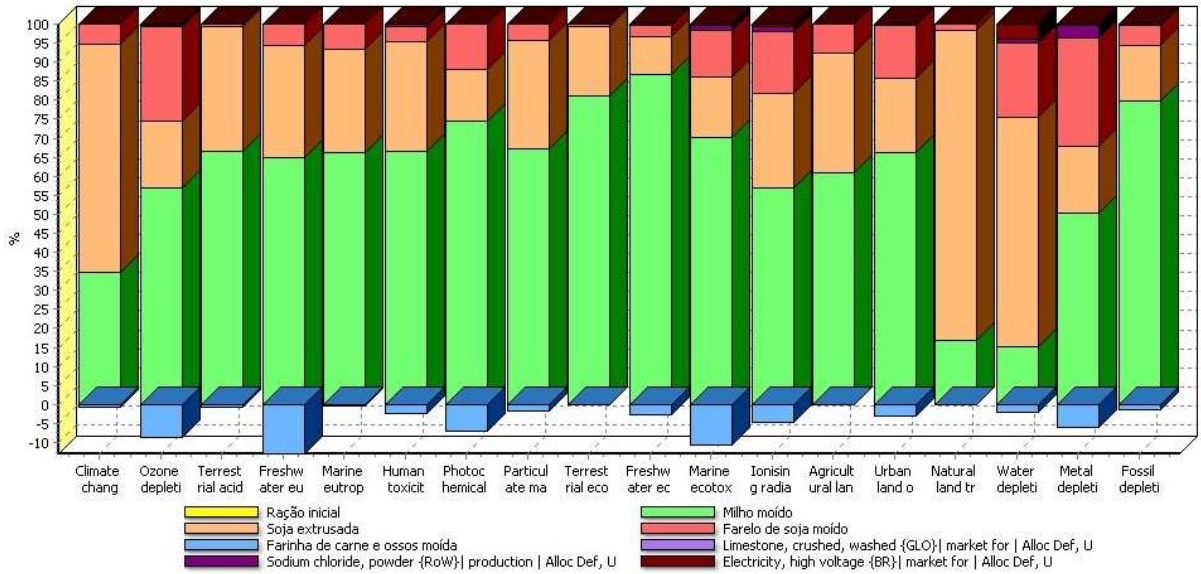
A Fábrica de ração onde os dados foram coletados pertence a uma cooperativa, que está situada na cidade de Teresina no Estado do Piauí-Brasil.

Na cooperativa locus da pesquisa são produzidas, mensamente, uma média de quatro mil toneladas de ração, suficientes para uma produção de mais de dois mil toneladas de frango.

Para tanto, consome na produção de ração, ingredientes, tais como, milho, soja, farelo de soja, farinha de carne e ossos e ainda outros insumos, dentre eles, bicarbonato de sódio, cloreto de sódio, premix e etc.

Os resultados da avaliação de impacto ambiental para produção de 1 kg de ração para frango de corte na fase inicial são mostrados na Figura 2. Os contribuintes de impacto foram agrupados em: (i) Milho moído; (ii) Soja extrusada; (iii) Farelo de soja moído; (iv) Farinha de carne e ossos; (v) Limestone (calcário); (vi) Sodium chloride (cloreto de sódio) e (vii) Electricity (eletricidade).

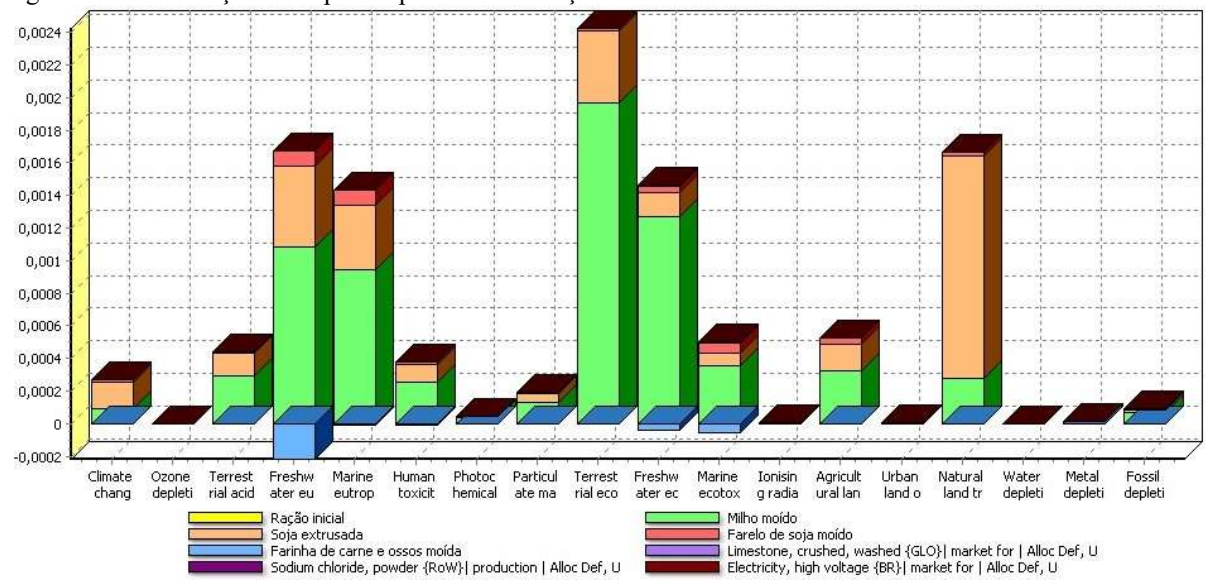
Figura 2: Caracterização de impactos potenciais na ração inicial



Fonte: Elaborado pelo autor no software Simapro

Após a normalização, as categorias que apresentam maior destaque no cálculo do impacto, segundo os valores de referência do método ReCiPe Midpoint (H) são: Ecotoxicidade Terrestre (TET); Transformação de Terras Naturais (NLT); Eutrofização de Corpos D'agua Doce (FE); Eutrofização Marinha (ME) e Ecotoxicidade de Corpos D'agua Doce (FET) (Figura 3).

Figura 3: Normalização de impactos potenciais na ração inicial



Fonte: Elaborado pelo autor no software Simapro

3. Discussão

As pesquisas que trata sobre o desempenho ambiental no setor avícula de frango de corte, destaca que a produção de alimentos para animais dominam as contribuições para as categorias de impactos consideradas, em

especial na produção de ingredientes ricos em energia e proteína (PELLETIER, 2008; NGUYEN et al, 2012; TONGPOO et al., 2012), o que se confirma em nosso estudo (FIGURA 2 e Figura 3).

O impacto na categoria Transformação de Terras Naturais teve na soja seu principal contribuinte (81%) seguido do milho (16%), isso se deve dentre outras ao desmatamento recente e a distância das fazendas à fábrica. Conforme Brasil (2014), o cerrado piauiense apresenta elevada taxa de retirada da cobertura nativa, pois entre 2002 e 2010, a Mesorregião Sudoeste Piauiense foi responsável por 10% dos desmatamentos no país, com destaque para os municípios de Baixa Grande do Ribeira e Uruçuí. Até o ano de 2010, no cerrado piauiense, 16,6% tinha sido desmatado restando mais de 83% da cobertura original, isto é, algo em torno de 77.585 km^2.

O milho foi o maior contribuinte em quinze das dezoito categorias analisadas, com destaque para, Ecotoxicidade de Corpos D'agua Doce (89%), Depleção de Recursos Fósseis (80%), Ecotoxicidade Terrestre (81%) e Formação de Oxidantes Fotoquímicos (80%). O impacto na categoria Mudanças Climáticas, teve a soja como principal contribuinte (60%), depois o milho (35%). Além do desmatamento, as emissões nas fazendas (nitrogênio e fósforo nas atividades agrícolas, uso de pesticidas no controle de pragas e herbicidas nas ervas daninhas) são as principais causas de impacto ambiental. Uma das explicações para o impacto no milho se deve ao uso da uréia como fertilizante nitrogenado (PRUDÊNCIO DA SILVA, et al., 2010).

A farinha de carne e ossos, ingrediente de origem animal, determinou valores negativos em todas as categorias do método analisado (Figura 2 e Figura 3), com destaque para as categorias: eutrofização de corpos dágua doce (-14,92%), ecotoxicidade marinha (-12,08%), depleção da camada de ozônio (-9,56%) e formação de oxidantes fotoquímicos (-7,51%). A farinha de carne e ossos, mostrou ser um ingrediente que reduz o impacto ambiental total na produção de ração. Tongpool et al., (2012), em um estudo sobre a melhoria do desempenho ambiental de frangos de corte na Tailândia, mostraram que o impacto ambiental da ração que utiliza ingredientes de origem animal é menor que a ração com ingredientes puramente vegetariano.

4. Conclusões

Com o uso da ACV foi possível mostrar que os maiores impactos da produção de ração para frango de corte acontece nas fazendas, em especial, na produção de milho e soja. As principais causas veio da implantação de novas lavouras via desmatamento, liberação de metais e nutrientes provenientes de fertilizantes e ainda produtos químicos de pesticidas e herbicidas.

A utilização da farinha de carne e ossos como ingrediente nas formulações de rações, além de ser uma fonte alternativa de proteína, cálcio e fósforo, possibilita o reaproveitamento de subprodutos oriundo de abatedouros (carne e ossos) e, consequentemente, o impedimento do seu descarte, o que causaria impactos significantes ao meio ambiente.

O cerrado piauiense é uma área em expansão da fronteira agrícola, portanto, uma importante local para produção de grãos. Estudos sobre os potenciais impactos ambientais da produção agrícola, em especial os que utilizam ACV, podem subsidiar os produtores, para que estes minimizem tais impactos.

Referências Bibliográficas

ABPA – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PROTEINA ANIMAL (2016) *Relatório Anual de 2015*. Disponível em: http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/publicacoes/relatorios-anuais . Acesso em: 10 abr. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – *ABNT NBR ISO 14040:2009*. Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – *ABNT NBR ISO 14044:2009*. Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.

BENGTSSON J, SEDDON J. (2013) Cradle to retailer or quick service restaurant gate life cycle assessment of chicken products in Australia. *Journal of Cleaner Production*, v.41, p. 291–300.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. (2014). *PPCerrado:* plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas no cerrado. 2. Fase (2014/2015). Brasília: MMA.

CHERUBINI, E., ZANGHELINI, G.M., ALVARENGA, R.A.F., FRANCO, D., SOARES, S.R., (2015) Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. *Journal of Cleaner Production* 87, 68-77.

GARNETT, T. (2014) Three perspectives on sustainable food security: efficiency, demand restraint, food system transformation. What role for life cycle assessment?. *Journal of Cleaner Production,* v. 73, p. 10 – 18.

GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., HUIJBREGTS, M., DE SCHRYVER, A., STRUIJS, J., ZELM, R. V. (2013). *ReCiPe 2008:* a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Disponível em: http://www.lcia-recipe.net/file-cabinet/ReCiPe_main_report_MAY_2013.pdf?attredirects=0. Acesso em: 10 abr. 2016.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S., GOMEZ-FERNÁNDEZ, Z., DIAS, A.C., FEIJOO, G., MOREIRA, M.T., ARROJA, L., (2014). Life cycle assessment of broiler chicken production: a Portuguese case study. *Journal of Cleaner Production*. 74, 125-134.

NGUYEN, T.T.H., BOUVARELA, I., PONCHANT, P., VAN DER WER, H.M.G., (2012) Using environmental constraints to formulate low-impact poultry feeds. *Journal of Cleaner Production* 28, 215-224.

PELLETIER, N., (2008) Environmental performance in the US broiler poultry sector: life cycle energy use and greenhouse gas, ozone depleting, acidifying and eutrophying emissions. *Agricultural Systems* 98, 67e73.

PRÉ CONSULTANTS. SimaPro. Versão PhD 8.0.3.14, 2014.

PRUDÊNCIO DA SILVA, V., VAN DER WERF, H.M.G., SOARES, S.R., CORSON, M.S., (2014) Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: an LCA approach. *J. Environ. Manag.* 133 (0), 222-231.

TONGPOOL, R., PHANICHAVALIT, N., YUVANIYAMA, C., MUNGCHAROEN, T., (2012) Improvement of the environmental performance of broiler feeds: a study via life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 35, 16-24.

ROY, P.; NEI, D.; ORIKASA, T.; XU, Q.; OKADAME, H.; NAKAMURA, N.; SHIINA, T. (2009) A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering,* v.90, p.1-10.

ROSTAGNO, H.S.; ALBINO, L.F.T.; DONZELE, J.L. et al. (2011) *Tabelas brasileiras para aves e suínos*: composição de alimentos e exigências nutricionais. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa.

RUVIARO, C. F.; GIANEZINI, M.; BRANDÃO F. S.; WINCK, C. A.; DEWES, H. (2012) Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends**.** *Journal of Cleaner Production*, v.28, p.9-24.

Comparativo Ambiental de duas Tecnologias Distintas de Adesivos para o Setor Calçadista: uma abordagem de ciclo de vida

Vinícius Gonçalves Maciel[1], Rafael Batista Zortea[2], Geovana Bockorny[3], Nei Domingues[3], Moara Britz Scherer[3], 3BL do Brasil – Sustentabilidade e Resultado[4]

[1]PUC-RS –PontifíciaUniversidade Católica do Rio Grande do Sul, vinicius.maciel@acad.pucrs.br
[2]IFSUL - Instituto Federal Sul-rio-grandense, rafael@sapucaia.ifsul.edu.br
[3]Artecola Química – P&D Adesivos, geovana.bockorny@artecola.com.br, nei.domingues@artecola.com.br
[4]3BL do Brasil – Sustentabilidade e Resultado, 3bldobrasil@gmail.com

Resumo. *A avaliação de ciclo de vida deste trabalho tem como objetivo realizar uma comparação de dois adesivos: adesivo com tecnologia à base de solvente e adesivo com tecnologia à base de água. O objetivo do trabalho é entender o desempenho ambiental dos produtos e gerar dados e informações para futuras rotulagens ambientais. O trabalho esta dividido em 3 etapas. Etapa 1: avaliação, diagnóstico e levantamento de dados relativos ao processo de produção e aplicação das tecnologias, definição da unidade funcional baseada no desempenho e consumo do produto e definição dos fluxos mássicos e energéticos relacionados aos aspectos ambientais envolvidos no processo. Etapa 2: definição e levantamento dos impactos ambientais relevantes que apresentem grande contribuição no processo. Etapa 3: elaboração do inventário, apresentando de forma generalizada os fluxos indicadores de desempenho, quantidades mássicas e energéticas e os principais impactos gerados pelo processo, além das contribuições quantitativas de cada um dos insumos e substâncias utilizadas no processo. Vale destacar que o sistema de estudo está limitado ao portão de entrada do fornecedor até o portão de saída do cliente, onde se destacam as etapas de mistura e aplicação do produto. A unidade funcional foi relacionada à quantidade suficiente para gerar adesão de 1 m2 de superfície entre o solado e o cabedal de calçados. As categorias de danosa saúde humana, qualidade do ecossistema, mudanças climáticas e recursos foram empregadas neste estudo e a metodologia Impact 2002+ endpoint oi empregada. Os resultados demonstraram um desempenho ambiental superior da tecnologia base água quando comparada a tecnologia solvente.*

Palavras-chave. *Adesivos, calçados, ciclo de vida, tecnologias.*

Introdução

Atualmente o consenso acerca da necessidade de um meio ambiente ecologicamente equilibrado atrelado ao esgotamento progressivo dos recursos naturais, motivam as reflexões em torno do consumo de energia de fontes não renováveis e a geração de resíduos sólidos e efluentes, principalmente em atividades industriais.

A indústria calçadista é uma das mais antigas do mundo e ainda na idade antiga, ou mesmo na pré-história, o ser humano já utilizava formas rudimentares de calçados e eventualmente fazia da confecção desses itens uma forma de negócio. Estima-se que cerca de 25 bilhões de pares de calçados são comercializados por ano para prática de esportes (Cheah et al., 2013). No entanto, conforme descrito por Heuser et al., (2005) trabalhadores calçadistas são rotineiramente expostos a misturas complexas de solventes em produtos de limpeza desengorduradores, iniciadores, e adesivos utilizados no processo de produção como tolueno, n-hexano, a acetona, e, possivelmente, partículas de pó.

Várias alternativas vem sendo desenvolvidas para minimizar os impactos ambientais relacionados à produção de calçados. Entre elas, o desenvolvimento de tecnologias adesivas a base de água em substituição a tecnologia com solvente. De acordo com Heuser et al., (2005) o uso de adesivos à base de água mostrou-se a melhor opção para proteger a saúde dos trabalhadores quando comparado aos adesivos a base de solvente. Por outro lado, há poucas informações sobre os impactos de seu ciclo de vida. Neste contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é vital quando o objetivo é avaliarem-se os impactos ambientais do sistema de processo em questão. Portanto, este trabalho apresenta um estudo de ACV comparativo de duas tecnologias adesivas. O trabalho foi elaborado a partir de uma avaliação, diagnóstico e levantamento de dados relativos ao processo de produção e aplicação (fase de uso) dos adesivos. A partir destes dados a avaliação do ciclo de vida foi conduzida com objetivo de determinar os principais processos, fluxos e substâncias que contribuem para os impactos ambientais.

Metodologia

Este trabalho teve como objetivo realizar uma comparação a partir da metodologia de avaliação de ciclo de vida de dois produtos: tecnologia solvente (adesivo poliuretânico utilizando acetona como solvente) e tecnologia base água (adesivo à base de emulsão poliuretânica). A Unidade Funcional (UF) empregada no estudo foi de 1 m^2 de superfície aderida. Justifica-se o emprego desta UF por ser considerada adequada para fins comparativos entre os dois produtos avaliados. Dados primários e secundários foram empregados para o levantamento e definição dos fluxos mássicos e energéticos relacionados aos aspectos ambientais envolvidos nos processos.

O presente trabalho foi realizado conforme premissas da ISO 14040 e ISO 14044. Devido ao estudo ser referente ao ano de 2015, priorizou-se a coleta de dados para este período. O inventário de ciclo de vida foi construído a partir de dados primários coletados durante visita a uma planta industrial de produção de adesivo à base de água e adesivo à base de solvente localizada na região metropolitana de Porto Alegre no estado do Rio Grande do Sul.

Em relação à metodologia de avaliação de impacto, os métodos de AICV (Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida) são classificados em *midpoint* (ponto médio ou impacto) e *endpoint* (ponto final ou dano). Neste contexto, cabe salientar que para Brujinet al. (2004) os métodos *midpoint* se limitam à modelagem quantitativa antes do fim do caminho do impacto e ligam os resultados do ICV às categorias de impacto de ponto médio. Como exemplos de métodos *midpoint* tem-se o CML, EDIP, TRACI, Impact 2002+. Como categorias de impacto de ponto médio têm-se: acidificação, depleção da camada de ozônio, aquecimento global, ecotoxicidade, etc. Já para métodos de *endpoint* tem-se o Eco-indicador 99, EPS e o Impact 2002+. Onde os aspectos ambientais provenientes do ICV (inventário de ciclo de vida) são diretamente correlacionados aos danos finais. *Endpoint* aponta para categorias como: prejuízos à saúde humana, danos à qualidade do ecossistema ou ameaça de extinção de espécies. No entanto, a literatura apresenta que o uso de métodos *endpoint* pode conduzir a maiores incertezas em comparação aos métodos *midpoint.*

Logo, para este trabalho optou-se por abordar os dois métodos de avaliação de impactos. Isto ocorre, porque por muitas vezes a abordagem *endpoint* são consideradas mais "palatáveis" para entendimento do público geral.

Neste estudo os métodos de cálculo utilizado para a avaliação do impacto foram o Impact 2002+ e o Boulayet al. (2011), especificamente para *Water* – WSI. Neste contexto, as seguintes categorias de impactos *midpoints* foram consideradas: depleção da camada de ozônio, aquecimento global, energia de fontes não renováveis, emissões de orgânicos e uso da água. Cabe salientar que outras categorias de impactos foram negligêncidas por não apresentar resultados significativos para os produtos em estudo. O resultado final e a análise de contribuição de processos é apresentado utilizando a metodologia Impact 2002+ *endpoint*.

Portanto, este trabalho apresenta um estudo comparativo de ACV do berço ao portão do cliente das duas tecnologias, isto é, partindo desde a extração de recursos para a produção dos insumos a fase de uso dos adesivos. Os impactos ambientais da extração/produção/geração de todos os insumos estarão dentro da fronteira dos sistemas propostos.

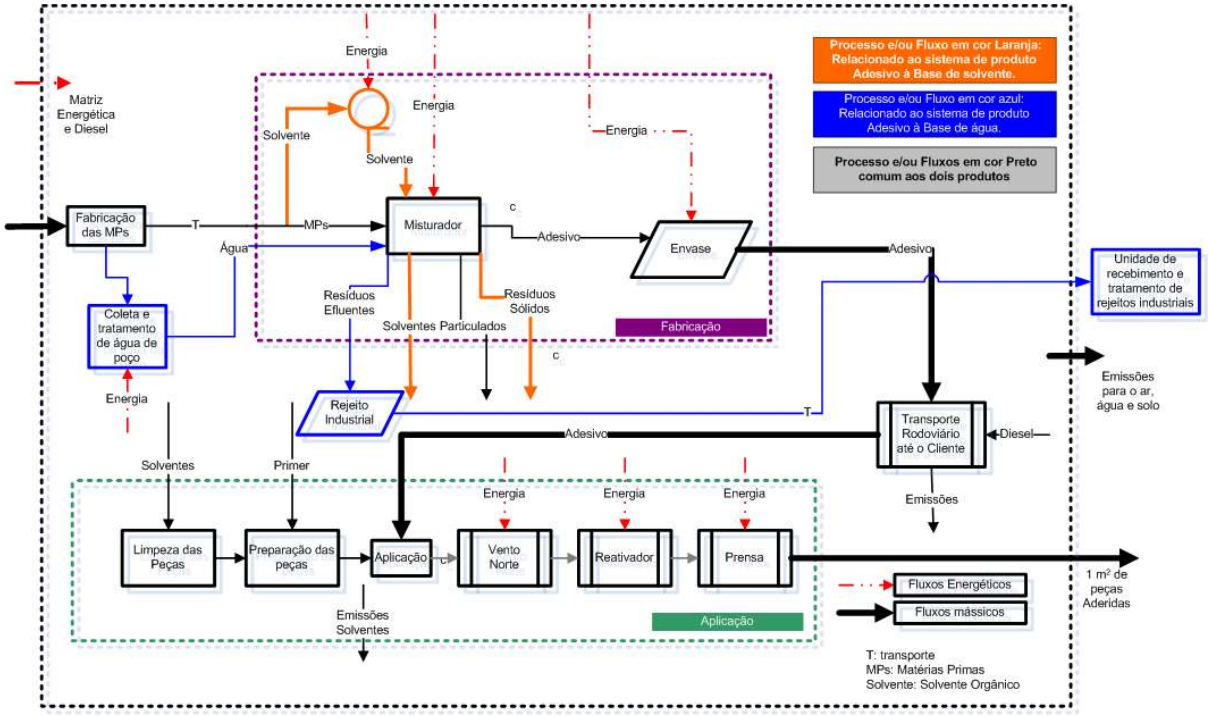


Figura 1.Fronteiras do sistema de adesivo à base de solvente e adesivo base água.

Como pode ser observado na Figura 1, as duas tecnologias apresentam vários processos semelhantes apresentadas na cor preto, os processos relacionados à produção do adesivo á base de solvente são apresentados na cor laranja e os processos relacionados a produção do adesivo à base de água são apresentados na cor azul. Em ambas as tecnologias a produção é realizada em misturadores a partir da mistura das matérias primas (MPs) e solventes (orgânicos e água), após o produto é envasado e encaminhado para o comércio. Na etapa de aplicação, o material a ser aderido recebe tratamento prévio para receber o adesivo. Portanto, a presente avaliação contemplou todas estas etapas, consideradas como essenciais para o adesivo cumprir a sua função.

Considerações Gerais do Estudo.

Para efeitos de Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV) dos produtos em questão, o *grid* energético brasileiro atual (2015) foi considerado. Todos os fluxos associados com a fabricação de equipamentos utilizados na produção, no transporte e nas instalações serão excluídos desta avaliação.

A base de dados da Ecoinvent v.3 foi utilizada para aqueles processos que se encontram fora das fronteiras do sistema. A partir destas bases foi possível modelar o ciclo de vida dos produtos avaliados e contemplar as

emissões dos processos de produção de insumos, transporte por caminhão e matriz energética. Para tanto, foi priorizado processos e produtos semelhantes às tecnologias empregadas nos produtos em avaliação.

Fluxos relacionados à produção de embalagens e seu transporte foram excluídos quando seus fluxos contribuírem com menos do que 1% da massa ou energia total do sistema.

Resultados e Discussão

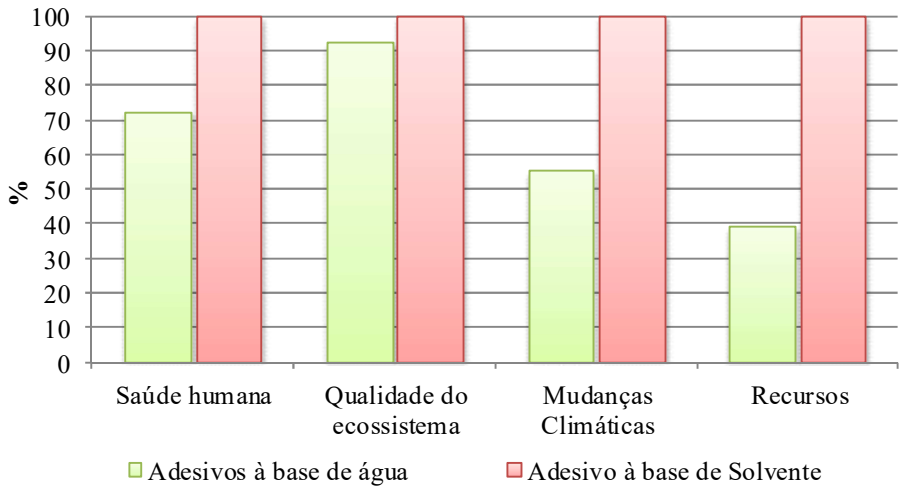
A partir da metodologia empregada foi possível determinar os impactos caracterizados *midpoint* e *endpoint*. Os resultados caracterizados de ponto médio (*midpoint*) são apresentados na Tabela 1. Os resultados da metodologia Impacto 2002+ *endpoint*, onde os aspectos ambientais provenientes do ICV são diretamente correlacionados aos danos finais, são apresentados na Figura 2 e os resultados absolutos na Tabela 2.

Tabela 1: Resultados caracterizados da Avaliação do Ciclo de Vida das duas tecnologias adesivas.

Categoria de Impacto	**Unidade**	**Tecnologia à base de água**	**Tecnologia à base de Solvente**	**Método**
Depleção da Camada de Ozônio	kg CFC-11 eq	7,08E-08	8,07E-08	Impact 2002+
Aquecimento Global	kg CO_2eq	2,61E+00	4,68E+00	Impact 2002+
Energia de fontes não renováveis	MJ primary	3,38E+01	8,60E+01	Impact 2002+
Emissão de Orgânicos	kg C_2H_4eq	1,09E-03	2,95E-02	Impact 2002+
Consumo de Água	m^3	5,05E+00	4,61E+00	WSI

Como é possível observar na Tabela 1 a tecnologia à base de água apresentou melhor desempenho ambiental na maioria das categorias avaliadas. Com exceção da categoria consumo de água onde a tecnologia à base de água apresenta um consumo de 9,5% a mais que a tecnologia à base de solvente.

Figura 1. Resultados relativos metodologia *Endpoint* Impact 2002+



De uma forma geral a tecnologia base água apresentou um desempenho ambiental superior sobre a saúde humana e emissões em média 28% inferiores quando comparados à tecnologia solvente. Mudanças climáticas e Recursos demonstraram um desempenho ambiental bem superior da tecnologia base água e no quesito qualidade do ecossistema as duas tecnologias apresentaram valores mais próximos. Sobre a qualidade do ecossistema os valores apresentaram-se muito próximos, mas houve uma leve diminuição em cerca de 7% dos impactos da tecnologia base água quando comparados ao adesivo à base solvente. No aspecto mudanças climáticas observamos que o adesivo a base de água apresenta um desempenho com valores quase 50% menores quando comparados à tecnologia a base solvente. Por fim, no aspecto recursos o adesivo a base de água, também apresenta melhor desempenho. Esta tecnologia apresenta valores 60% menores quando comparado à tecnologia a base solvente.

Tabela 2: Resultados Absolutos metodologia *Endpoint* Impact 2002+

Categoria de danos	**Unidade**	**Tecnologia à Base de Água**	**Tecnologia à Base de Solvente**
Saúde Humana	DALY	4,41E-06	6,12E-06
Qualidade do Ecossistema	PDF*m^2*yr	0,859285	0,927805
Mudanças Climáticas	kg CO_2eq	2,612704	4,679666
Recursos	MJ primary	33,69057	85,97848

Interpretação dos resultados

Esta análise é utilizada para identificar quais processos são responsáveis por uma contribuição substancial das intervenções ambientais. Além disso, pode-se dizer que ela tem como objetivo calcular as contribuições totais para os resultados de diversos fatores. Estas contribuições são normalmente expressas em porcentagens sobre o total, ou seja, o objetivo final desta etapa é tão somente a identificação de quais processos possuem maior participação nos impactos (danos). A Tabela 3 apresenta os resultados da avaliação de contribuição dos danos caracterizados para os dois produtos investigados.

Tabela 3. Avaliação de contribuição de impactos (danos) caracterizados por processos.

Impacto (Dano)	**Tecnologia**	**Processos**	**Contribuição**
Qualidade do Ecossistema	Base Água	Matriz Energética	70%
		Fabricação do Adesivo	17%

		Aplicação	10%
		Outros	3%
	Base Solvente	Matriz Energética	56%
		Aplicação	29%
		Insumos	9%
		Outros	6%
Mudança no Clima	Base Água	Matriz Energética	77%
		Fabricação do Adesivo	20%
		Insumos	3%
		Outros	0%
	Base Solvente	Matriz Energética	43%
		Insumos	40%
		Fabricação do Adesivo	16%
		Outros	1%
Recursos	Base Água	Matriz Energética	58%
		Fabricação do Adesivo	37%
		Insumos	5%
		Outros	0%
	Base Solvente	Insumos	50%
		Fabricação do Adesivo	27%
		Matriz Energética	23%
		Outros	0%
Saúde	Base Água	Matriz Energética	63%
		Fabricação do Adesivo	18%
		Aplicação	15%
		Outros	4%
	Base Solvente	Aplicação	44%
		Matriz Energética	38%
		Insumos	10%
		Outros	8%

A etapa de aplicação apresentou contribuição discreta em boa parte dos danos avaliados, com exceção para os danos à saúde principalmente quando relacionados ao uso do adesivo à base de solvente, como já era esperado. Por outro lado, a matriz energética apresentou uma relevante influência sobre os impactos de ciclo de vida de ambos os produtos avaliados. O consumo de energia na etapa de aplicação, em ambas as tecnologias, foi responsável por este resultado. Cabe ainda salientar que a tecnologia empregada, processo, e consumo de energia na etapa de aplicação é o mesmo em ambos os processos. Cheahet al., (2013) em seu estudo de emissões de gases de efeito estufa (GEE) a partir da ACV para tênis de corrida também reporta que grande parte das

emissões de GEE da cadeia produtiva desses calçados é atribuída ao uso de eletricidade e queima de combustíveis.

Uma análise de contribuição de substâncias foi conduzida para os impactos de ponto médio e seus resultados são apresentados na Tabela 4. A matriz energética apresentou considerável contribuição em quatro das cinco categorias avaliadas. Isto ocorreu, principalmente em decorrência das emissões de dióxido de carbono fóssil por combustão para geração de energia (contribuindo para o aquecimento global), e clorofluorcarboneto (contribuindo para a depleção da camada de ozônio) relacionado ao sistema de produtos gás natural que contempla a matriz energética brasileira.

Por outro lado, na categoria emissões de orgânicos observamos a etapa de aplicação do adesivo como a principal fonte de emissões para as duas categorias. Para a tecnologia à base de solvente a principal substância que contribui é a acetona, solvente orgânico presente em sua formulação. Por outro lado, para a categoria à base de água, a substância que mais contribuiu foi os compostos orgânicos voláteis não metânicos decorrente do uso de substâncias primers utilizadas para o tratamento superficial da superfície a ser aderida.

Tabela 4. Contribuição de substâncias no ciclo de vida das tecnologias e o principal processo envolvido para as categorias de impacto de ponto médio (*midpoint*) avaliadas.

Categoria de Impacto	Tecnologia	Substância e Contribuição no Ciclo de Vida	Principal Processo
Depleção da Camada de Ozônio[1]	Base de água	Clorofluorocarboneto (CFC-114) (45%)	Matriz Energética
	Base de Solvente	Clorofluorocarboneto (CFC-114) (41%)	Matriz Energética
Aquecimento Global[1]	Base de água	Dióxido de Carbono Fóssil (59,7%)	Matriz Energética
	Base de Solvente	Dióxido de Carbono Fóssil (74%)	Insumo (Primer A)
Emissão de Orgânicos[1]	Base de água	Compostos orgânicos voláteis não metânicos (62%)	Aplicação do Adesivo
	Base de Solvente	Acetona (90%)	Aplicação do Adesivo
Energia de Fonte não renovável[1]	Base de água	Gás Natural (45%)	Matriz Energética
	Base de Solvente	Gás Natural (46%)	Insumo (Primer A)
Consumo de Água[2]	Base de água	água para Turbina (96%)	Matriz Energética
	Base de Solvente	água para Turbina (93%)	Matriz Energética

[1]Método de caracterização: Impact 2002+

[2]Método de caracterização: Boulayet al. (2011), *Water* – WSI.

Conclusões

A partir dos resultados desta avaliação é possível afirmar que a tecnologia à base de água apresentou resultados superiores à tecnologia à base de solvente em todas as categorias, quando avaliado pela metodologia *endpoint* Impact 2002+. A etapa de aplicação (uso) demonstrou grande importância para as categorias saúde e qualidade do ecossistema, principalmente para a tecnologia à base solvente. Uma avaliação de contribuição demonstra que o consumo de energia da matriz energética brasileira foi o fator limitante no desempenho ambiental das duas tecnologias. Portanto, é possível afirmar que medidas para mitigar impactos podem ser focadas na otimização do consumo de energia da etapa de aplicação, em ambas as tecnologias. Por outro lado, minimizar os impactos do uso do insumo Primer A, empregado para tratar a superfície antes da aplicação do adesivo, pode ser uma estratégia para tornar esta tecnologia mais competitiva, em termos ambientais, quando comparado a tecnologia à base de água. O adesivo à base de água apresentou um valor de consumo de água relativamente próximo do consumo da tecnologia à base de solvente, portanto, uma análise de incertezas de Monte Carlo, disponível no

Software SimaPro, pode ser empregada para avaliar se há diferenças significativas entre as tecnologias para esta categoria de impacto.

Referências Bibliográficas

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas 14040. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida -Princípios e estrutura. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, Brasil, 2009 (válida a partir de 21.06.2009).

ABNT 14044. NBR ISO 14044. Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, Brasil, 2009 (válida a partir 21.06.2009).

BOULAY, A. M.; BOUCHARD, C.; BULLE, C.; DESCHÊNES, L.; MARGNI, M. Categorizing water for LCA inventory. The International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 16, 2011.

BRUJIN, Hans de et al. Handbook on Life Cycle Assessment: operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers. 2004.

CHEAH, L. et al. Manufacturing-focused emissions reductions in footwear production. J. Clean. Prod. 44, 18-29, 2013.

HEUSER, Vanina Dahlströmet al. Comparison of genetic damage in Brazilian footwear-workers exposed to solvent-based or water-based adhesive. Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, v. 583, n. 1, p. 85-94, 2005.

MME – Ministério de Minas e Energia. Departamento de Monitoramento do Sistema Elétrico da Secretaria de Energia Elétrica. Boletim Mensal de Monitoramento do Sistema Elétrico Brasileiro, julho de 2015.

USEPA, 2015.U.S. Environmental Protection Agency and Science Applications International Corporation.LCAccess - LCA 101. 2001. Retrieved from: http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/lcaccess/lca101.htm.

Avaliação da adequação de métodos de distribuição de impactos em ACVs de cimentos Portland: abordagem do impacto líquido evitado

Marcella Ruschi Mendes Saade[1], Maristela Gomes da Silva[2], Vanessa Gomes[3]

[1]Universidade Estadual de Campinas, marcellarms@hotmail.com
[2]Universidade Federal do Espírito Santo, margomes.silva@gmail.com
[3]Universidade Estadual de Campinas, vangomes@gmail.com

Resumo. *Na maioria das avaliações ambientais nenhuma carga ambiental é associada à produção e ao uso de resíduos, uma vez que estes são considerados como uma consequência, e não o propósito final da produção em questão. Diversos tipos de resíduo, entretanto, são usados como matéria prima alternativa para outros setores industriais, com destaque para o setor de construção nacional, que historicamente se beneficia da reciclagem de resíduos na fabricação de materiais de construção. O interesse em revisar o status de resíduo aumenta quando se considera que ele não só pode gerar poluição e acarretar em custos de gerenciamento ambiental, mas também pode representar uma atividade economicamente lucrativa. A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) possibilita a alocação de impactos ambientais entre produtos e coprodutos (i.e. resíduos), com base em diferentes critérios. A alocação de impactos, entretanto, é uma das questões metodológicas mais controversas no desenvolvimento de ACVs, uma vez que pode influenciar significativamente os resultados de um estudo. Visando avaliar a adequação dos critérios de distribuição de impactos em ACVs de processos multifuncionais, i.e., processos que geram mais de um produto, o presente artigo realiza e compara resultados de ACVs de diferentes tipos de cimento que utilizam escória de alto-forno e cinza volante de carvão como alternativa ao clínquer, considerando os métodos de distribuição de impactos elencados pela ISO 14044:2006 – alocação com base em critérios de causalidade física, de valor econômico e a expansão do sistema por meio da abordagem*

de impacto evitado. As ACVs do berço ao portão realizadas utilizaram a plataforma de apoio SimaPro 7.3; o método de avaliação de impactos CML 2001 baseline; e a unidade funcional de 1 tonelada de cimento. As diferenças observadas reforçaram a importância de cuidado na escolha do método de distribuição, e a necessidade de uniformidade entre estudos a fim de comparar e agregar resultados para evolução das discussões neste tema. Propõe-se, em seguida, um ajuste no cálculo da abordagem do impacto evitado para distribuir os benefícios da reciclagem entre as atividades industriais envolvidas.

Palavras-chave. *ACV, cimento Portland, alocação, expansão de sistema, abordagem de impacto evitado.*

Introdução

A natureza vaga das diretrizes propostas na ISO 14044:2006, combinada com um desejo crescente de seguir uma "abordagem de ciclo de vida", sem uma noção clara do que isso significa, tem levado a confusões quanto ao que uma Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) pode ou não realizar, e quanto a sua adequação como estratégia para assegurar sustentabilidade ambiental (CURRAN, 2014). Como resultado, é cada vez mais comum encontrar estudos de ACV conflitantes – muitas vezes avaliando o mesmo produto – fornecendo resultados diferentes, devido à falta de rigor metodológico e transparência ao longo das escolhas feitas pelos praticantes.

A distribuição de impactos em processos multifuncionais é uma das questões metodológicas mais controversas da ACV, uma vez que influencia consideravelmente o resultado final do estudo conduzido. Ekvall e Finnveden (2001) definem processo multifuncional como uma atividade que exerce mais de uma função: um processo produtivo gerando mais de um produto; um processo de gerenciamento de resíduos com mais de um fluxo de resíduos; ou um processo de reciclagem fornecendo gerenciamento de resíduos e produção de materiais. O problema da multifuncionalidade em ACV surge quando um processo cumpre uma ou mais funções para o ciclo de vida do produto investigado, e outra função (ou funções) para outro(s) produto(s) (EKVALL e FINNVEDEN, 2001), e torna-se necessário dividir e distribuir fluxos de matéria e energia – e suas respectivas cargas ambientais – entre estas múltiplas funções.

Para resolver o problema da multifuncionalidade, a ISO 14044:2006 sugere um procedimento de três passos. Primeiro, a norma define que a alocação, *i.e.* a distribuição de impactos entre produto e co-produto com base em um critério específico, deve ser evitada "quando possível", seja pela divisão do processo multifuncional em subprocessos, ou pela expansão do sistema de produto para incluir as funções adicionais relativas aos co-produtos. Quando a alocação não pode ser evitada, a ISO 14044:2006 define que as entradas e saídas devem ser divididas com base em "inter-relações físicas subjacentes" entre produto e co-produto. Se tais inter-relações físicas não são facilmente identificáveis para permitir a partição, as entradas e saídas devem ser atribuídas a cada produto de forma a refletir outras relações entre eles, como seu valor econômico.

Cabe ressaltar que Tillman et al (1994) e Heijungs e Guinée (2007) demonstraram que o método de expansão de sistema é conceitualmente equivalente à "abordagem do impacto evitado" ou método de "substituição", no qual o praticante subtrai as cargas ambientais que deixam de existir por conta da reciclagem do co-produto do processo multifuncional que o gerou.

A revisão de literatura mostra falta de consenso acerca da adequação de cada método. Chen *et al* (2010) e Weidema e Schmidt (2010) discutem um argumento relevante acerca do atendimento por parte dos métodos de distribuição às leis de conservação de massa e energia. Weidema e Schmidt (2010) defendem que a expansão do sistema sempre respeita as referidas leis, enquanto a alocação quase sempre falha em fazê-lo. Segundo os autores, a alocação "quebra" o sistema original em dois ou mais sistemas artificiais, de acordo com o critério de alocação adotado, e o único equilíbrio que se mantém é referente ao critério adotado, *i.e.* quando a massa regula a alocação, somente a conservação de massa é respeitada. Chen *et al* (2010), entretanto, publicaram discussão oposta. A fim de justificar a escolha de alocação com base em massa e valor econômico para avaliar uso de aditivos no impacto do concreto, os autores afirmaram que a expansão de sistema (por meio da abordagem do impacto evitado) não respeita leis de conservação de massa quando o produto e o co-produto são considerados conjuntamente. Os dois artigos defendem suas afirmações usando, de um lado, um exemplo específico de produção de leite (WEIDEMA e SCHMIDT, 2010), e do outro lado um exemplo hipotético delineado por equações definidas pelos autores (CHEN *et al*, 2010). Ambas as explicações podem ser contestadas em perspectivas e contextos diferentes dos citados nos artigos, o que as torna inaplicáveis. Isso indica que os

escassos argumentos encontrados na literatura acerca de atendimento às leis de conservação ainda são insuficientes para descartar um método de distribuição.

A indústria de cimento brasileira tem a tradição de se beneficiar da sinergia industrial com outros setores. Normalizada em 1964, a substituição de clínquer por escória granulada de alto-forno usualmente gera dois tipos de cimento Portland: o cimento Portland composto (CP II-E-32), que contém até 35% de escória de alto forno em massa, e o cimento Portland de alto-forno (CP III-32), com até 70% de escória de alto forno em massa. Já a substituição de clínquer por cinza volante de carvão usualmente gera o cimento CP II-Z-32, com até 15% de cinza em massa, e o CP IV-32, com até 50% de cinza em massa.

Estudos nacionais que medem as cargas ambientais de cimentos com adições tipicamente desconsideram impactos associados aos co-produtos industriais utilizados, considerados como mera consequência do processo produtivo (SAADE, SILVA e GOMES, 2015). Pesquisas que potencialmente contribuam para um melhor entendimento dos impactos e/ou dos benefícios advindos dessa já tão estabelecida sinergia industrial são cruciais.

Este artigo analisa a adequação dos métodos de modelagem de processos multifuncionais previstos na ISO 14044:2006 para distribuir as cargas ambientais entre (i) aço e escória de alto-forno e entre (ii) carvão e cinza volante, e a influência que as escolhas para modelagem exercem nos resultados para cimentos compostos comercializados no Brasil; e propõe uma revisão do cálculo da abordagem do impacto evitado.

Abordagem metodológica

Definição de objetivos e escopo

As ACVs aqui realizadas se enquadram na categoria "do berço ao portão", *i.e.*, as fases de uso e fim de vida não são consideradas, uma vez que o foco do estudo está na modelagem dos processos multifuncionais (siderúrgico e de queima de carvão) e dos processos que utilizam o co-produto gerado (fabricação de cimento Portland). As fases subsequentes estão fora do escopo dessa pesquisa. A plataforma de apoio utilizada para a realização das ACVs foi o *SimaPro 7.3* e o método de avaliação de impactos escolhido foi o *CML 2001 baseline*. A unidade funcional adotada foi 1 tonelada de cimento.

Análise de inventário

Os dados secundários para a modelagem dos processos produtivos foram obtidos de relatórios técnicos nacionais e/ou locais. Quando não foi possível obter dados nacionais, os processos correspondentes encontrados na base de dados *Ecoinvent v.2.2* foram adaptados para representarem melhor o contexto nacional.

Os dados necessários para modelar o processo de produção do aço foram retirados de relatórios ambientais encaminhados ao órgão ambiental estadual por uma empresa siderúrgica específica. A Tabela 1 sumariza propriedades técnicas e ferramentas utilizadas para modelar o ciclo de produção do cimento com adição de escória de alto-forno.

Tabela 1: Propriedades técnicas, fontes de dados e ferramentas utilizadas na modelagem do processo produtivo do cimento com adição de escória de alto-forno

	CP I-S-32	**CP II-E-32**	**CP III-32**
Unidade funcional	1 ton		
Percentagem de egaf[a] em substituição ao clínquer	5%	30%	66%
Norma reguladora	NBR 5732:1991	NBR 11578:1991	NBR 5735:1991
Fonte de dados	Silva (2006) e *Ecoinvent* v2.2	Silva (2006) e *Ecoinvent* v2.2	Silva (2006) e *Ecoinvent* v2.2

Entrada de dados	30 kg sulfato de cálcio	30 kg sulfato de cálcio	30 kg sulfato de cálcio
	920 kg clínquer	670 kg clínquer	310 kg clínquer
	50kg egaf[a]	300kg egaf[a]	660kg egaf[a]
Método de avaliação de impactos		*CML baseline 2001*	
Plataforma de apoio	*SimaPro 7.3*		

[a] escória granulada de alto-forno

Para a modelagem do ciclo produtivo do cimento com adição de cinza volante em substituição ao clínquer, foram utilizados os inventários publicados por Chen *et al* (2010) para a produção e o beneficiamento do co-produto, e disponibilizados na base de dados *Ecoinvent v. 2.2* (Tabela 2).

Tabela 2: Propriedades técnicas, fontes de dados e ferramentas utilizadas na modelagem do processo produtivo do cimento com adição de cinza volante

	CP I-S-32	**CP II-Z-32**	**CP IV-32**
Unidade funcional	1 ton[a]		
Percentagem de cinza volante em substituição ao clínquer	5%	10%	50%
Norma reguladora	NBR 5732:1991	NBR 11578:1991	NBR 5736:1991
Fonte de dados	Chen et al (2010), Ecoinvent v.2.2	Chen et al (2010), Ecoinvent v.2.2	Chen et al (2010), Ecoinvent v.2.2
Entrada de dados	30 kg sulfato de cálcio	30 kg sulfato de cálcio	30 kg sulfato de cálcio
	920 kg clínquer	870 kg clínquer	470 kg clínquer
	50kg cinza volante	100kg egaf	500kg egaf
Método de avaliação de impactos		*CML baseline 2001*	
Plataforma de apoio	*SimaPro 7.3*		

[a] Os diferentes tipos de cimento pertencem à mesma classe de resistência (32), o que garante equivalência para o propósito desta pesquisa, e permite a adoção desta unidade funcional. O uso de outra unidade funcional, abrangendo propriedades ligantes, está em estudo.

A distribuição de impactos entre aço e escória de alto forno e entre carvão e cinza volante foi feita usando métodos previstos na ISO 14044:2006: (i) alocação com base na massa, (ii) alocação com base no valor econômico e (iii) expansão do sistema por meio da abordagem do impacto evitado. Em seguida, propõe-se uma revisão da abordagem do impacto evitado, denominada "abordagem do impacto líquido evitado".

Avaliação de impactos

O método *CML 2001 baseline* avalia categorias de impacto pré-definidas, abrangendo impactos sobre recursos naturais, saúde humana e qualidade de ecossistemas. O método permite a normalização dos resultados, que visa identificar uma ordem de importância entre as categorias; as autoras, porém, optaram por não utilizar a normalização, a fim de minimizar possíveis incertezas associadas a essa manipulação dos resultados.

Apresentação e discussão dos resultados

Métodos de distribuição de impactos previstos pela ISO 14044:2006

A fim de facilitar a visualização dos resultados, todos os valores foram normalizados em relação ao CP I-S-32. Dados da companhia siderúrgica indicaram que a produção anual para o ano cujos valores foram utilizados foi de 5,6 milhões de toneladas de ferro gusa, e 1,38 milhões de toneladas de escória de alto-forno. Tais valores levaram à alocação de 19,68% do impacto à escória de alto-forno e 80,32% à produção do ferro gusa, no caso da alocação por massa (Figura 1). O ferro gusa foi vendido a $487/ton e a escória de alto-forno a $18,20/ton. As percentagens de alocação com base no valor econômico (Figura 2), portanto, foram 3,6% para a escória de alto-forno e 96,4% para o ferro gusa.

No caso da cinza volante, foram adotadas as percentagens de alocação propostas por Chen *et al* (2010): tendo a massa dos produtos como diretriz da partição, 12,4% do impacto é alocado à cinza volante e 87,6% à eletricidade (utiliza-se a massa de carvão necessária para gerar 1kWh, e a massa de cinza produzida nessa mesma geração); tendo o valor econômico como diretor da partição, 1% é alocado à cinza volante e 99% à eletricidade gerada pela queima do carvão.

Na modelagem do impacto evitado (Figura 3), calculou-se a quantidade de clínquer evitado com base na quantidade de escória de alto-forno e de cinza volante de carvão geradas.

Figura 1: Impactos dos cimentos com adição de escória de alto forno (esq.) e com adição de cinza volante (dir.), normalizados em relação ao CP I-S-32 com a adição correspondente, considerando o critério de alocação por massa

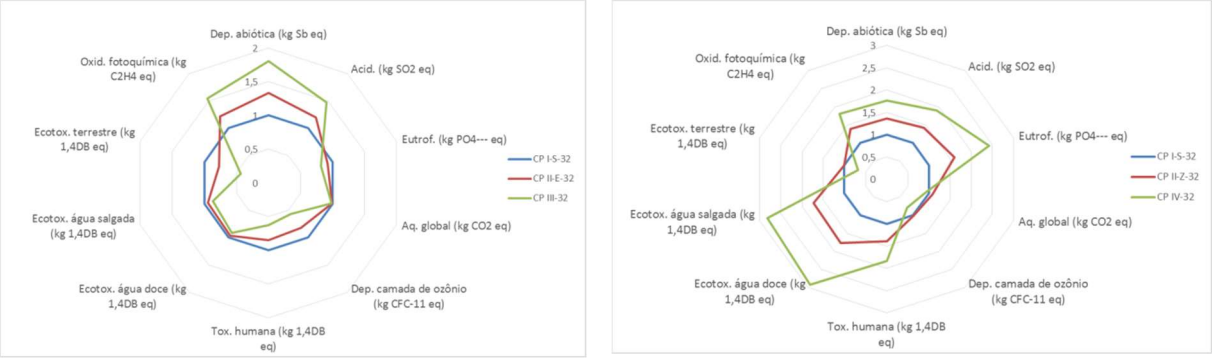


Figura 2: Impactos dos cimentos com adição de escória de alto forno (esq.) e com adição de cinza volante (dir.), normalizados em relação ao CP I-S-32 com a adição correspondente, considerando o critério de alocação por valor econômico

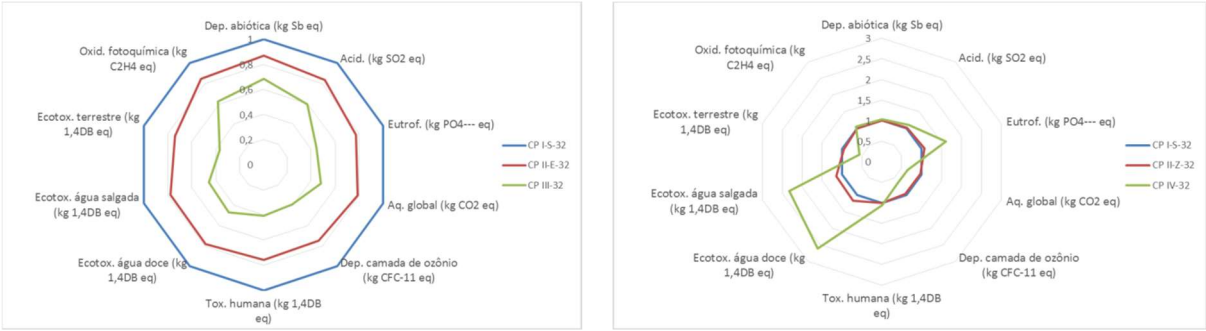
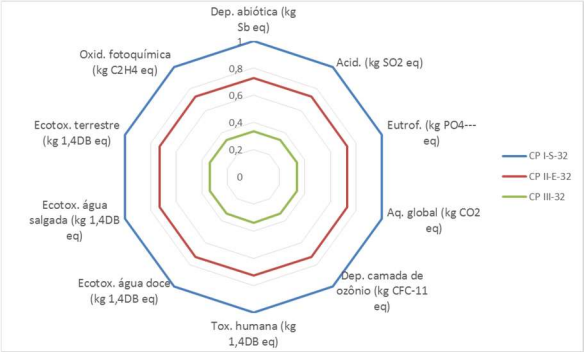
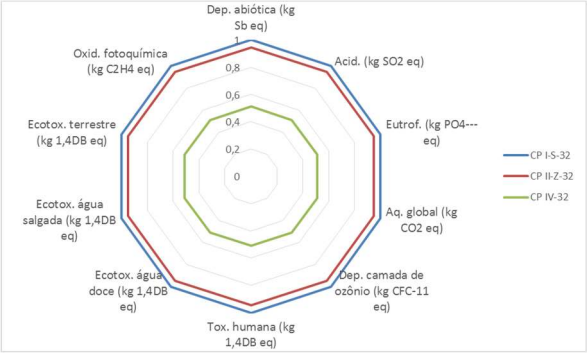


Figura 3: Impactos dos cimentos com adição de escória de alto forno (esq.) e com adição de cinza volante (dir.), normalizados em relação ao CP I-S-32 com a adição correspondente, considerando a abordagem do impacto evitado





Avaliando os cimentos com adição de escória de alto-forno, para a alocação por massa (Figura 1) identifica-se um aumento dos valores das categorias "depleção abiótica", "oxidação fotoquímica" e "acifidicação", quando aumentando o teor de escória no cimento, e uma diminuição nos valores das demais categorias, associada à redução do conteúdo de clínquer nos cimentos. Quando adotando a alocação por valor econômico (Figura 2) todas as categorias de impacto tiveram seus valores diminuídos, com destaque para a diminuição mais discreta das categorias "depleção abiótica", "potencial de oxidação fotoquímica" e "acifidicação", que foram as únicas que apresentaram aumento quando adotando a alocação com base em massa. Conclui-se, portanto, que essas são categorias mais intensivas no processo siderúrgico que gera a escória de alto-forno.

Considerando os cimentos com adição de cinza volante, a adoção de alocação por massa (Figura 1) implicou em diminuição das categorias "potencial de depleção da camada de ozônio" e "ecotoxicidade terrestre" com o aumento do teor de cinza volante nos cimentos. Quando utilizando a alocação com base no valor econômico (Figura 2), identifica-se padrão similar ao obtido com a alocação por massa, destacando que as diferenças entre as categorias de impacto obtidas para cada cimento tornam-se mais discretas.

A adoção da abordagem do impacto evitado (Figura 3) implica no decrescimento esperado de impactos em todas as categorias proporcionalmente à quantidade de co-produto adicionado ao cimento, uma vez que, nesse método de distribuição, nenhum impacto é alocado ao co-produto.

A abordagem do "impacto líquido evitado"

A alocação, por massa ou por valor econômico, falha em considerar a escassez da matéria prima substituída. Esse método de partição de impactos simplesmente transporta parte do impacto do processo multifuncional ao sistema de produto que incorpora o co-produto. Os benefícios da reciclagem do co-produto ao invés da extração de matéria prima virgem e da anulação dos impactos associados ao fim de vida do co-produto não são contabilizados. A abordagem do impacto evitado inclui tais benefícios na modelagem do ciclo de vida dos produtos envolvidos. Ainda assim, ela falha em distribuir o benefício de maneira justa. O impacto evitado é descontado somente do processo multifuncional que gerou o co-produto. O método, como calculado tradicionalmente, não é adaptado ao usuário dos resíduos, uma vez que o benefício é atribuído somente ao gerador dos mesmos (CHEN *et al*, 2010). A indústria que utiliza o co-produto não só é privada do benefício, mas também absorve o impacto de processamento do co-produto para garantir sua utilização.

Visando solucionar a prévia distorção, a abordagem do impacto líquido evitado consiste em adicionar ou subtrair do impacto evitado associado ao produto substituído, todas as potenciais cargas causadas e/ou evitadas pela substituição, como expresso na Equação 1.

$$I_{líq} = I_{prod.subs.} - \left[I_{benef.co-prod.} + I_{outro} - I_{FDV}\right] \qquad \text{Equação 1}$$

Onde $I_{líq}$ é o impacto líquido evitado, a ser subtraído das cargas ambientais do processo multifuncional; $I_{prod.subs.}$ é o impacto que deixa de existir, associado à matéria prima substituída pelo co-produto (que na abordagem tradicional é subtraído inteiramente do processo multifuncional); $I_{benef.co-prod.}$ é o impacto associado ao beneficiamento do co-produto, I_{FDV} é o impacto associado à disposição final o co-produto – caso este não fosse utilizado, e I_{outro} são quaisquer cargas que possam surgir devido à utilização do co-produto, por exemplo, associadas à transportem caso o co-produto não esteja disponível localmente.

Em seguida,, por meio da identificação dos problemas iniciais enfrentados pelas indústrias envolvidas, distribui-se o impacto líquido evitado creditando para cada indústria o benefício de solucionar o problema que

inicialmente enfrentava. Por exemplo, para a indústria do aço, o problema inicial seria a disposição final de um resíduo – as cargas evitadas associadas ao fim de vida da escória seriam creditadas, portanto, a essa indústria. Para a geração de eletricidade, a situação seria análoga. Já para a indústria do cimento, as cargas evitadas são associadas à substituição de um material intensivo em termos de emissão de carbono (clínquer).

Considerações finais

A reciclagem de resíduos no setor de construção se destaca como uma medida eficiente para minimizar os impactos do setor. A adequada compreensão das cargas ambientais associadas a esta atividade é de grande importância para todas as indústrias envolvidas.

Cada método de modelagem de processos multifuncionais apresenta vantagens e desvantagens. A alocação com base na massa é bastante direta, utilizando valores relativamente constantes e facilmente calculáveis. Em alguns processos industriais, entretanto, a massa de produto e co-produto gerada é substancial – justamente o caso para as indústrias do setor de construção – portanto uma parte significativa da carga ambiental é deslocada para o usuário do co-produto, retirando grande parte das cargas do produto principal. Usuários da alocação por valor econômico defendem o método alegando que todas as atividades industriais são guiadas por princípios econômicos, o que justifica a adoção dos mesmos princípios para a distribuição de impactos. A crítica mais comum ao referido método é que informações de valores econômicos são muito sensíveis a flutuações de mercado, o que prejudica a confiabilidade dos resultados ao longo do tempo. A abordagem do impacto evitado captura a preservação de matéria prima virgem e anulação de cargas de fim de vida. A revisão de cálculo proposta procura melhor refletir a prática atual na distribuição do benefício ambiental para melhor incluir as indústrias que criam as condições para que o mesmo exista.

Quando se trata da alocação de impactos, ainda há um longo caminho a ser percorrido. Porém, mais do que desejar um consenso científico imediato acerca da escolha de métodos de modelagem de processos multifuncionais, talvez os praticantes e especialistas em ACV devessem propor diretrizes sólidas e claras para a referida escolha, ou mesmo adaptar o que é tradicionalmente usado para representar melhor cada contexto de estudo.

Agradecimentos

As autoras agradecem à FAPESP, ao FAEPex (Unicamp) e ao CNPq pelo suporte financeiro no desenvolvimento e divulgação desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

CHEN, C. et al. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. Resources, Conservation and Recycling, 2010, 54(12): p. 1231-1240.

CURRAN, M. A. Strengths and Limitations of Life Cycle Assessment. In: Klöpffer (Ed.). Background and future prospects in Life Cycle Assessment. 2014. London: Springer. pp. 189-206.

EKVALL, T.; FINNVEDEN, G. Allocation in ISO 14041 – a critical review. Journal of Cleaner Production, 2001, 9: p. 197-208.

HEIJUNGS, R.; GUINÉE, J. B. Allocation and 'what-if' scenarios in life cycle assessment of waste management systems. **Waste Management**, v. 27, pp. 997-1005, 2007.

INTERNATIONAL STANDARD ISO 14044 (2006) Environmental management— life cycle assessment—requirements and guidelines.

SAADE, M.; SILVA, M.; GOMES, V. Appropriateness of environmental impact distribution methods to model blast furnace slag recycling in cement making. Resources, Conservation and Recycling, 2015, 99: p. 40-47.

SILVA, M. G. Concreto de alto desempenho com elevados teores de escória de alto forno: estratégia para consolidar o mercado da escória de alto forno. Relatório NEXES, Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Brazil, 2006.

TILLMAN, A-M.; EKVALL, T.; BAUMANN, H.; RYDBERG, T. Choice of system boundaries in life cycle assessment**.** *Journal of Cleaner Production*, v.2, pp. 21-29, 1994.

WEIDEMA, B. P.; SCHMIDT, J. H. Avoiding allocation in life cycle assessment revisited. Journal of Industrial Ecology, 2010, 14(2): p. 192-195.

Estudo dos impactos distribuídos entre um sistema produtor e um sistema reciclador na indústria de papel e celulose

Henrique R. Antunes de Souza Junior[1,2], Naiara Casagrande[2], Edivan Cherubini[2,3], Guilherme Marcelo Zanghelini[2,3] e Sebastião Roberto Soares[2]

[1]Departamento de Engenharia Ambiental – Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), henrique_hjr@hotmail.com
[2]Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
[3]Enciclo Soluções Sustentáveis Ltda.

Resumo. *A produção de papel e celulose tem crescido consideravelmente no Brasil, assim como os impactos causados pelos processos que a envolvem Em virtude disso, a indústria de papel tem desenvolvido estratégias de reciclagem, o que faz com que um sistema de produto possua multifuncionalidade. Neste contexto, atribuir encargos ambientais para cada função torna-se uma tarefa complexa. O objetivo deste*

trabalho foi quantificar os principais impactos ambientais existentes em dois sistemas de produto que constituem a cadeia de papel e celulose, avaliando a distribuição dos impactos entre os diferentes sistemas. Para isso utilizou-se a metodologia de ACV alimentada com dados primários obtidos em uma indústria de papel do Estado de Santa Catarina. A Cadeia foi dividida em dois sistemas de produto (PRODUTOR e RECICLADOR), em função disso, duas Unidades Funcionais foram definidas: $UF_{PRODUTOR}$, como sendo a celulose necessária para produção de 780 kg de sacos de pão e $UF_{RECICLADOR}$, como sendo a celulose necessária para produção de 1000 kg de caixas de papelão. Para a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), as categorias escolhidas foram 'Mudanças Climáticas', 'Depleção da Camada de Ozônio', 'Acidificação Terrestre' e 'Uso do Solo'. Na solução dos problemas de alocação foram utilizados cinco métodos: expansão do sistema, para evitar a alocação, com duas variações, e ainda, os métodos de alocação econômica, também com duas variações, e o método número de usos subsequentes. Analisando os resultados, foi possível perceber que o processo de produção de celulose é a etapa mais impactante, emitindo 363,94 kg de CO_2eq., 4,97 x 10^{-5} kg de CFC-11eq, 3,11 kg de SO_2eq e ainda, ocupando 605,29 m^2a. Para a divisão das cargas ambientais da cadeia entre os dois sistemas, em virtude das diferentes considerações admitidas pelos diferentes métodos de alocação, identificaram-se variações na distribuição dos impactos, e no caso de 'Mudanças Climáticas' até mesmo uma inversão de resultados. Analisando as oscilações que aconteceram, a afirmação acerca dos impactos relativos a cada produto da cadeia, pode ser controversa. Desta forma, além de levantar os impactos da cadeia de papel e celulose, este trabalho indica a necessidade de definições acerca do tema alocação, de maneira a tornar a metodologia de ACV mais aplicável às situações de multifuncionalidade. Ainda assim, o sistema PRODUTOR se apresentou com maior potencial impactante na cadeia de papel e celulose, sendo um 'hotspot' para diminuição dos impactos da cadeia como um todo.

Palavras-chave: *Avaliação do ciclo de vida, Papel e celulose, Reciclagem, Alocação.*

Introdução

Segundo dados estatísticos da Bracelpa, o Brasil é um grande produtor de papel, ocupa o 4° lugar no cenário mundial de produção de celulose, e a 9ª posição em produção de papel. Destaca-se mundialmente por produzir e abastecer os mercados com volumes expressivos. Nos últimos dez anos, o país aumentou sua produção em 27%. O desenvolvimento socioeconômico e o aumento de renda da população, com a inserção de novos consumidores no mercado, resultaram em mais demanda de produtos que envolvem o papel (BRACELPA, 2015).

Juntamente com o aumento da demanda e consequentemente da produção, são maximizados também os impactos ambientais resultantes da atividade, tais como, ocupação de grandes áreas, desmatamentos, inserção de espécies exóticas em ecossistemas naturais, além de, a indústria papeleira ser uma grande geradora de resíduos orgânicos e inorgânicos provenientes principalmente de sistemas de recuperação química, tratamento de efluentes e da combustão de biomassa, sendo considerada uma importante fonte de poluentes do ar, água e solo (MIRANDA, 2008; SILVA, 2014).

Por outro lado, para amenizar esses impactos, uma possível solução, é a implantação de processos de reciclagem de papel, que evitam a produção de matéria-prima virgem, e ainda servem como uma alternativa melhor para disposição dos resíduos em aterros, por exemplo. No entanto, processos de reciclagem também têm suas cargas de impactos, evidenciando assim, a necessidade de estudar de forma mais detalhada a cadeia de papel e celulose, visando compreender o que de fato é bom ou ruim dentro deste grande sistema, que envolve outros dois, o sistema produtor primário e o sistema reciclador.

A utilização da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) colabora com a quantificação dos impactos produzidos, neste caso por indústrias e especifica todas as emissões, recursos consumidos e seus impactos sobre o meio ambiente, a saúde e considera questões relacionadas ao esgotamento de recursos (VASCONCELOS, 2014). Embora reconhecida mundialmente como a melhor metodologia para quantificar os impactos do ciclo de vida de um produto/serviço, a ACV ainda está em desenvolvimento. Alguns pontos como qualidade dos dados, métodos de caracterização de aspectos em impactos ambientais ou danos às áreas de proteção (AoP), distribuição de impactos em processos multifuncionais, entre outros, ainda trazem incerteza à tomada de decisão. Um modo de lidar com a incerteza na tomada de decisão recomendado pelas normas ISO 14040-44 (ISO, 2006a; 2006b) é a análise de sensibilidade, que objetiva avaliar a influência que um parâmetro ou uma decisão metodológica possui no resultado final.

Este artigo se enquadra dentro desta temática associada à incerteza do resultado devido a escolhas metodológicas, nomeadamente a alocação em processos multifuncionais. Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a distribuição dos impactos entre os diferentes sistemas a partir dos impactos ambientais existentes em dois sistemas de produto que constituem a cadeia de papel e celulose, utilizando uma análise de sensibilidade em relação aos métodos de alocação.

Metodologia

Para quantificação dos aspectos e dos impactos ambientais dos sistemas de produto da cadeia de papel e celulose utilizou-se a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ISO, 2006a; 2006b). Para as modelagens dos sistemas industriais e gestão das informações do ciclo de vida, o software escolhido foi o SimaPro. As principais informações utilizadas foram obtidas em relatórios internos do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida da UFSC (CICLOG). Esta base de dados conta com dados primários para o setor. Tais dados foram coletados entre 2013 e 2014 em uma indústria de papel e celulose no Estado de Santa Catarina. Os valores econômicos (utilizados na alocação econômica) foram atualizados em 2015 diretamente com os fornecedores ligados à indústria em questão. Assim, alguns requisitos para qualidade dos dados solicitados pela norma ISO 14044 (ISO, 2006b), tais como, cobertura temporal, geográfica e tecnológica, são satisfeitos.

Uma vez que, o objetivo deste trabalho foi avaliar a distribuição e as relações dos impactos existentes na cadeia de papel e celulose, fez-se necessário dividi-la em dois sistemas de produto distintos. Esses sistemas foram definidos como PRODUTOR (sistema de produto 'sacos de pão', que utiliza papel produzido com celulose virgem) que fornece matéria-prima para o RECICLADOR (sistema de produto 'caixas de papelão', que utiliza papel produzido com celulose reciclada).

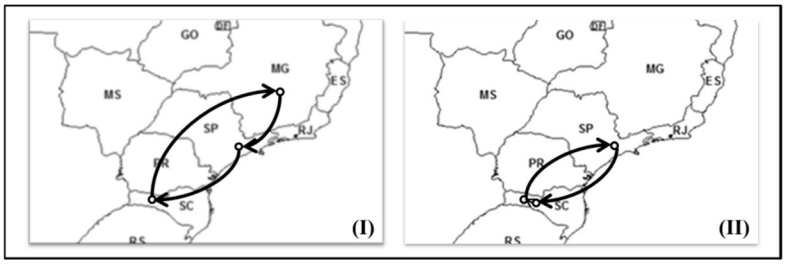
Na estruturação dos sistemas de produtos, com a intenção de manter o estudo o mais real possível, trabalhou-se com os mercados consumidores reais dos produtos. Então, para as "rotas dos produtos" foram necessárias algumas considerações.

Rota do saco de pão: O papel *fine kraft EM 35 g/m²* é produzido em Santa Catarina (SC), transportado até Minas Gerais (MG), onde é transformado em saco de pão e consumido em São Paulo (SP). A fração dos sacos que não são reciclados é descartada em aterro sanitário na região onde os mesmos são consumidos. Já a fração reciclada provavelmente é pós-utilizada em SP, porém, como o papelão também é produzido em SC, para que se tivesse a mesma cadeia, foi necessário admitir que o papel descartado em SP fosse coletado, transportado e reciclado em SC, no entanto, este papel é coletado na região da indústria de papel. Esta situação é mais bem explicitada na Figura 16. Esta consideração foi necessária pelo fato de não se conhecer a origem do papel coletado na região da indústria, que pode ser de qualquer lugar do Mundo, inclusive de SP, por exemplo. Vale destacar que, como o objetivo deste estudo é avaliar a distribuição dos impactos de forma quantitativa, a variação dos impactos devido a esse trajeto SC-SP-SC será distribuído da mesma forma em função dos diferentes procedimentos de alocação aplicados.

Rota da caixa de papelão: Com a celulose reciclada dos sacos de pão, os diferentes tipos de papel são produzidos, transformados em chapas, e posteriormente em caixas de papelão no mesmo pátio industrial (SC). As caixas de papelão são transportadas para uma indústria de alimentos (cerca de 100 km da indústria de papel) e então transportam alimentos para SP onde são descartadas. Nesse ciclo de vida se faz a mesma consideração realizada no ciclo de vida do saco de pão, ou seja, admite-se que a fração destinada à reciclagem das caixas é coletada em SP e reciclada em SC.

Vale destacar que ambos os produtos (sacos de pão e caixas de papelão) são utilizados somente uma vez.

Figura 16 - Rotas dos produtos. (I) sacos de pão e (II) caixas de papelão. (SOUZA JUNIOR, 2015).



Como fronteiras do sistema da cadeia completa de papel e celulose foram levados em consideração todos os processos, desde a produção de mudas de *pinus* e *eucalipto* (na rota 1), até a disposição final do papelão em aterro sanitário (berço ao túmulo) (rota 2).

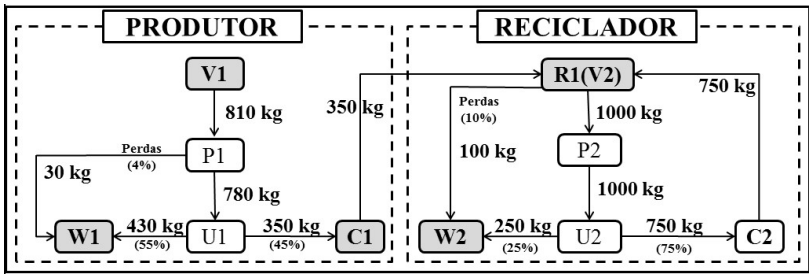
Levando em consideração que o material analisado (celulose) é utilizado para diferentes produtos (na produção de sacos de pão e posteriormente na produção de caixas de papelão), para a ACV foram definidas duas unidades

funcionais (UF): $UF_{PRODUTOR}$, como sendo a celulose necessária para produção de 780 kg de sacos de pão e $UF_{RECICLADOR}$, como sendo a celulose necessária para produção de 1000 kg de caixas de papelão. Para melhor entendimento das considerações admitidas para definição das UFs ver Souza Junior (2015). O uso de duas UF é justificado pelas características da cadeia produtiva que envolve dois sistemas de produto distintos, mesmo que estes sejam relacionados. Neste sentido, seguindo a recomendação do Relatório Técnico ISO 14049 (ISO, 2000) a UF do sistema PRODUTOR foi definida a partir da UF do sistema RECICLADOR baseada nas taxas de coleta de papel e papelão, uma vez que este sistema é quem indica a necessidade de incremento de matéria-prima oriunda do sistema PRODUTOR.

As taxas de coleta de material primário e secundário foram definidas de acordo com relatórios da Associação Brasileira de Papel e Celulose (BRACELPA, 2015) e da Associação Nacional dos Aparistas de Papel (ANAP, 2015). Desta forma foram considerados 45% para coleta de papel e 75% para coleta de papelão. A eficiência da reciclagem foi admitida como sendo de 90% (dado primário variável, 88~92%, obtido na indústria em que se coletaram os dados primários).

Conhecendo-se as UFs e as taxas de coleta, foi possível elaborar o fluxograma apresentado na Figura 17, de forma a estabelecer os fluxos de material entre os processos envolvidos pela cadeia, e, na qual podem ser visualizadas as fronteiras dos sistemas.

Figura 17 - Fronteiras dos sistemas PRODUTOR e RECICLADOR. (SOUZA JUNIOR, 2015).



V1 = produção de celulose virgem; P1 = produção sacos de pão; U1 = uso sacos de pão; W1 = aterramento sacos de pão; C1 = coleta sacos de pão usados; R1(V2) = produção de celulose reciclada; P2 = produção caixas de papelão; U2 = uso caixas de papelão; W2 = aterramento caixas de papelão; C2 = coleta caixas de papelão.

Processos multifuncionais relacionados com reciclagem em ciclo aberto podem ser tratados de três formas diferentes: no processo de reciclagem, no ciclo de vida do produto estudado, ou no ciclo de vida do material (cascata) (EKVALL e TILLMAN, 1997). O termo cascata é utilizado aqui como o fluxo de um material que após ser utilizado no ciclo de vida de um produto é reciclado em outros produtos (EKVALL, 2000). Ekvall e

Tillman (1997) afirmam que o nível de cascata é o único nível onde a produção de matéria-prima virgem e a gestão de resíduos são sempre incluídas no sistema. Por esta razão, acreditam que o nível de cascata é o nível de sistema mais adequado para lidar com a reciclagem em ciclo aberto, visto que, sem a produção de matéria-prima virgem nenhum produto da cadeia existiria, sem os processos de reciclagem o material não seria reutilizável, e ainda, que o material disposto ao final da cadeia foi útil para todos os produtos. Na Figura 17, se podem notar alguns processos elementares destacados em cinza. Esses processos são considerados multifuncionais na cascata uma vez que exercem função para os dois sistemas:

- MP virgem (V1): a celulose virgem é inicialmente utilizada pelo sistema PRODUTOR, porém, depois de descartada, coletada e reciclada é utilizada pelo RECICLADOR, então esse processo é multifuncional ao passo que fornece matéria-prima para os dois sistemas, ainda que de forma indireta para o sistema RECICLADOR.
- Coleta (C1) + Reciclagem R1 (V2): são multifuncionais no sentido de fazerem parte do processamento de resíduos para o PRODUTOR e fornecedores de matéria-prima para o RECICLADOR.
- Disposição final (W2): os materiais foram utilizados pelos dois sistemas, então seu descarte executa a função de disposição para os dois.

Para distribuição dos impactos dos processos multifuncionais foi realizada uma análise de sensibilidade utilizando inicialmente a expansão do sistema, para evitar a alocação, com duas variações: creditando impactos positivos ao PRODUTOR por evitar a disposição final em aterro e creditando ao RECICLADOR por evitar o consumo de matéria-prima virgem, e num segundo momento os métodos de alocação econômica, também com duas variações: transição (quando o material tem seu valor alterado de negativo para positivo) e co-produto (quando o material já sai do primeiro sistema com valor positivo), e número de usos subsequentes. As equações utilizadas são apresentadas na Tabela 12 em anexo. Estes e outros métodos de alocação são mais bem explicados em Gaudreault et al. (2012) e Souza Junior (2015).

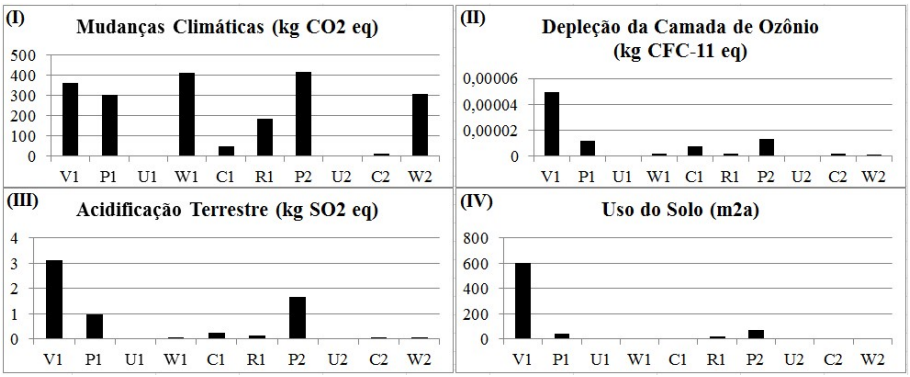
Já para a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV), optou-se por trabalhar com categorias *midpoint* do método ReCiPe (H) (GOEDKOOP et al., 2013). As categorias escolhidas foram 'Mudanças Climáticas', 'Depleção da Camada de Ozônio', 'Acidificação Terrestre' e 'Uso do Solo'.

Resultados e Discussões

Os potenciais impactos ambientais de cada processo da cadeia completa de papel e celulose, para as categorias de impacto selecionadas, estão resumidos na

Figura 18 por etapas do ciclo de vida.

Figura 18- Impactos de cada processo da cadeia completa de papel e celulose.



V1 = produção de celulose virgem; P1 = produção sacos de pão; U1 = uso sacos de pão; W1 = aterramento sacos de pão; C1 = coleta sacos de pão usados; R1(V2) = produção de celulose reciclada; P2 = produção caixas de papelão; U2 = uso caixas de papelão; W2 = aterramento caixas de papelão; C2 = coleta caixas de papelão.

Analisando os gráficos, percebe-se que o processo de produção de celulose (V1) é a etapa mais impactante para três (de quatro) categorias de impacto, emitindo 4,97 x 10^{-5} kg de CFC-11eq e 3,11 kg de SO_2eq e ainda, ocupando 605,29 m^2a, além de emitir 363,94 kg de CO_2eq.

Analisando a Figura 3, duas informações importantes podem ser destacadas. A primeira, quando se desejar melhorar o desempenho ambiental de produtos que utilizam celulose, o foco inicial e com maior potencial de melhoramento é a etapa de produção de matéria-prima virgem. Um exemplo de melhora que pode ser aplicada é a substituição das grandes quantidades de dióxido de cloro utilizadas no processo de branqueamento, por oxigênio, peróxido de hidrogênio e ozônio, diminuindo assim os impactos relacionados com a 'Depleção da Camada de Ozônio'. A segunda, está relacionada a divisão dos impactos entre os dois sistemas de produto dentro da cadeia de papel. Desta forma, o processo de produção de matéria-prima virgem, foi considerado um processo multifuncional, logo deverá ser alocado. Este também é um processo que carrega grande parte dos encargos ambientais, quando for dividido, a maneira como essa divisão for feita afetará consideravelmente os sistemas de produtos distintos.

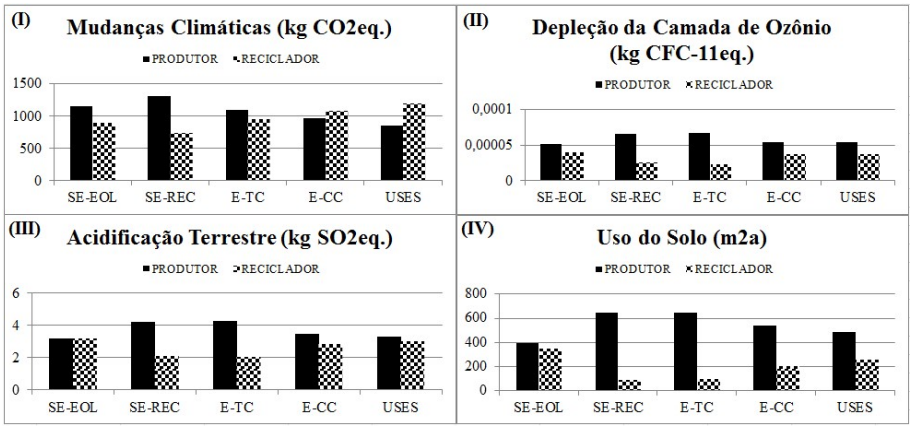
A categoria de impacto 'Mudanças Climáticas' (

Figura 18-(I)) foi a única que teve contribuição mais 'diluída' entre os diferentes processos, contando com emissões significativas além de V1, também nos processos produtivos P1 (303,73 kg de CO_2eq) e P2 (415,54 kg de CO_2eq) e nas disposições finais W1 (412,99 kg de CO_2eq) e W2 (307,40 kg de CO_2eq). Para esta categoria, as emissões devem-se principalmente ao uso de máquinas e energia em V1, consumo de energia em P1 e P2, e da decomposição dos materiais dispostos em W1 e W2. Para as categorias de impacto 'Depleção da Camada de Ozônio' e 'Acidificação terrestre', as maiores contribuições encontradas em V1 se devem, aos vários produtos químicos utilizados no beneficiamento da celulose e também ao uso de fertilizantes e pesticidas na etapa de silvicultura. Já para a categoria 'Uso do Solo', é evidente que V1 seria o processo mais impactante, visto as grandes áreas utilizadas para o cultivo de madeira, fonte da celulose.

Na sequencia, é apresentada a distribuição dos impactos apresentados na

Figura 18 entre os dois sistemas de produtos (PRODUTOR x RECICLADOR), segundo os métodos de alocação selecionados.

Figura 19 - Impactos dos processos distribuídos entre os sistemas de produto.



SE-EOL: Expansão do sistema com crédito para o PRODUTOR; SE-REC: Expansão do sistema com crédito para o RECICLADOR; E-TC: alocação econômica no caso de valorização; E-CC: Alocação econômica no caso de co-produto; USES: método do número de usos subsequentes.

Na

Figura 19 em preto são apresentados os impactos atribuídos ao sistema PRODUTOR (sacos de pão) e em textura são apresentados os impactos atribuídos ao sistema RECICLADOR (caixas de papelão). Os impactos referentes as quatro categorias de impacto foram distribuídos segundo os cinco métodos de alocação (três métodos, dois deles com variações) entre estes dois sistemas.

Analisando todos os gráficos e todos os métodos, é possível verificar uma grande sensibilidade na distribuição dos impactos em função das diferentes abordagens de alocação. Nos gráficos (II), (III) e (IV) da

Figura 19, não ocorreram *'trade-offs'*, mas ainda assim, o *range* entre os dois sistemas de produto demonstra considerável oscilação. Por exemplo, para acidificação terrestre

Figura 19-(III), inicialmente, com a expansão do sistema (crédito para o produtor) os impactos ficaram igualmente divididos entre PRODUTOR e RECICLADOR. Mudando a perspectiva da expansão do sistema (crédito pro reciclador), pode-se notar a transferência de praticamente 1 kg SO_2eq. do RECICLADOR para o PRODUTOR. O mesmo acontece com a alocação econômica (transição) e também em menor escala na alocação econômica (co-produto) e no método de usos subsequentes.

É possível observar que os métodos SE-REC e E-TC são os que atribuem os menores impactos ao sistema RECICLADOR nos gráficos (II), (III) e (IV) da

Figura 19. Isso ocorre devido ao fato de esses métodos alocarem a maior parte dos impactos de V1 ao sistema PRODUTOR. Desta forma, como observado na

Figura 18, V1 é um dos processos mais impactantes e o sistema de produto que assume os seus encargos, consequentemente será o maior impactante.

As inversões de cenários são observadas somente para a categoria de impacto 'Mudanças Climáticas' (

Figura 19-(I)). Quando aplicados os métodos econômico (co-produto) e número de usos subsequentes, a maior parte dos impactos, que nos demais cenários foram atribuídos ao PRODUTOR, passaram a serem alocados ao RECICLADOR. Isto ocorre devido ao fato de que, para esta categoria, existe uma distribuição homogênea entre as contribuições de cada processo produtivo (

Figura 18-(I)), assim, conforme os impactos dos processos multifuncionais são alocados, carregam consigo uma proporção semelhante de impactos.

Conclusões

Quanto a cadeia total, pode-se destacar a etapa de produção de matéria-prima virgem como a etapa mais impactante para a maioria das categorias de impacto avaliadas, sendo responsável por 55%, 49% e 82% dos impactos para as categorias 'Depleção da Camada de Ozônio', 'Acidificação Terrestre' e 'Uso do Solo', respectivamente.

Para a divisão da cadeia entre os dois sistemas de produto considerados, foi necessária a aplicação de procedimentos de alocação de modo a solucionar as questões de multifuncionalidade dos processos. Em virtude das diferentes considerações admitidas pelos diferentes métodos de alocação, identificaram-se variações na distribuição dos impactos, e no caso de 'Mudanças Climáticas' até mesmo uma inversão de sistema de produto com menor impacto. Analisando as oscilações que aconteceram, a afirmação acerca dos impactos relativos a cada produto da cadeia, pode ser controversa. Evidencia-se assim, a fragilidade de estudos de ACV que envolvem processos multifuncionais, visto que o tema 'Alocação' é um dos mais controversos desta metodologia (REBITZER et al., 2004; ZAMAGNI et al., 2009; RUSSEL, EKVALL e BAUMANN, 2005).

Desta forma, além de levantar os impactos da cadeia de papel e celulose, este trabalho indica a necessidade de definições acerca do tema alocação, de maneira a tornar a metodologia de ACV mais aplicável às situações de multifuncionalidade. Destaca-se ainda a importância de documentar os procedimentos de alocação que foram utilizados no sistema de produto avaliado, justificando possíveis questionamentos acerca dos resultados obtidos.

Referências Bibliográficas

ANAP. **Associação Nacional dos Aparistas de Papel**. Disponível em: <http://www.anap.org.br>. Acesso em: 20 jan. 2015.

BRACELPA. **Associação Brasileira de Papel e Celulose**. Disponível em: <http://bracelpa.org.br/bra2/index.php>. Acesso em: 20 jan. 2015.

BRACELPA. **Associação Brasileira de Papel e Celulose**. Disponível em: < http://bracelpa.org.br/bra2/sites/default/files/ public/relsustenta/Bracelpa_PDF_Navegavel_PORT_Final.pdf >. Acesso em: 27 abr. 2016.

ISO.**14049: Environmental management - Life cycle assessment - Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis.** ISO copyright office, 2000.

ISO.**14040: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.** ISO copyright office, 2006a.

ISO.**14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines.** ISO copyright office, 2006b.

EKVALL, T. A market-based approach to allocation at open-loop recycling. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 29, n. 1–2, p. 91–109, maio 2000.

EKVALL, T.; TILLMAN, A.-M. Open-loop recycling: Criteria for allocation procedures. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 2, n. 3, p. 155–162, set. 1997.

GAUDREAULT, C. **Methods for open-loop recycling allocation in life cycle assessment and carbon footprint studies of paper products.** National Council for Air and Stream Improvement, Inc., dez. 2012. Disponível em: <http://www.ciraig.org/Calendrier/document/methods_open_loop_caroline_gaudreault.pdf>. Acesso em: 9 jun. 2015

GOEDKOOP, M. et al.**A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level**: Report I: Characterisation. [s.l: s.n.]. Disponível em: <http://www.lcia-recipe.net/file-cabinet>. Acesso em: 28 jul. 2015.

MARQUES, J. I. S., **Geopolimerização de cinzas e dregs da indústria de pasta de papel.** Tese (Doutorado) – Aveiro: Universidade de Aveiro. Departamento de Engenharia de Materiais e Cerâmica. 2013. 147 p.

MIRANDA, R. E. S. **Impactos ambientais decorrentes dos resíduos gerados na produção de papel e celulose.** Monografia (Graduação)-Florianópolis: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Engenharia Florestal, 2008.

REBITZER, G. et al. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, n. 5, p. 701–720, jul. 2004.

RUSSELL, A.; EKVALL, T.; BAUMANN, H. Life cycle assessment – introduction and overview. **Journal of Cleaner Production**, Life Cycle Assessment Life Cycle Assessment. v. 13, n. 13–14, p. 1207–1210, nov. 2005.

SILVA, F.C., **Valorização de resíduos da indústria de papel e celulose como materiais para construção sustentável:** desenvolvimento de ligantes hidráulicos não calcários e de baixa energia. Santa Catarina, 2014. 19p.

SOUZA JUNIOR, H. R. A. **Definição de métodos de alocação para reciclagem em ciclo aberto.** Dissertação (Mestrado)—Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2015.

VASCONCELOS, L. M. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT). **Manual do sistema ILCD:** Sistema Internacional de Referência de Dados do Ciclo de Vida de Produtos e Processos. Brasília, 2014.318 p.

ZAMAGNI, A. et al. Main R&D lines to improve reliability, significance and usability of standardised LCA. 2009.

ANEXOS

Tabela 12 - Equações utilizadas nos procedimentos de alocação (Adaptado de Gaudreault et al. 2012)

MÉTODO	EQUAÇÃO	VARIÁVEIS
SE-EOL	$E_{i,CR1} = V'_i + V_i + P_i + U_i + W_i + C_i + R_i - V'_{i+1}$	V_i: carga ambiental da produção de material virgem;
	$V'_i = V_i \times \beta_i Rm_{i-1}$	P_i: carga ambiental da fabricação do produto i;
		U_i: carga ambiental do uso do produto i;
SE-REC	$E_{i,CR2} = C_{i-1} + R_{i-1} - W'_{i-1} + V_i + P_i + U_i + W_i + W'_i$	W_i: carga ambiental do descarte do produto i;
		C_i: carga ambiental da coleta do produto usado i;
	$W'_i = W_i \times MR_i$	R_i: carga ambiental do processo de reciclagem do produto i;
E-TC	$E_{i,ECol} = (1 - \rho_{i-1})C_{i-1} + R_{i-1} + V_i + P_i + U_i + W_i + \rho_i C_i$	V'_{i+1}: carga ambiental da produção de matéria-prima evitada pela reciclagem para os sistemas de produto subsequentes;
	$\rho_i = \frac{-EV_{i,MR}}{-EV_{i,MR} + EV_{i,CM}}$	V'_i: carga ambiental da produção de material virgem evitada por causa da reciclagem;
		β_i: fator de equivalência do material virgem para o reciclado (e.g., quanto de material reciclado

E-CC

$$E_{i,ECP} = \begin{cases} para\ i = 1 \\ \frac{DPr_i}{Pr_i}(V_i + P_i + U_i) + A_{i,Eco}\frac{MR_i}{Pr_i}(V_i + P_i + U_i) + W_i \\ para\ 2 \leq i \leq n \\ A_{i,Eco}\frac{MR_i}{Pr_i}(V_1 + P_1 + U_1) + R_{i-1} + C_{i-1} + P_i + U_i + W_i \end{cases}$$

$$A_{i,Eco} = \begin{cases} para\ i = 1 \\ \frac{MR_1 \times EV_1}{MR_1 \times EV_1 + \sum_i^{n-1}(MR_i EV_i)} \\ para\ 2 \leq i \leq n \\ \frac{MR_{i-1} \times EV_{MR,i-1}}{\frac{MR_1}{Pr_1} \times EV_1 + \sum_i^{n-1}(MR_i EV_i)} \end{cases}$$

USES

$$E_{i,USES} = \begin{cases} para\ i = 1 \\ (C_{i-1} + R_{i-1}) + A_{i,Euses}(V_i + P_i + U_i + W_i) \\ para\ 2 \leq i \leq n \\ (C_{i-1} + R_{i-1}) + A_{i,Euses}(V_1 + P_1 + U_1 + W_1) + \\ (P_i + U_i + W_i) \end{cases}$$

$$A_{i,Euses} = \begin{cases} para\ i = 1 \\ 1 - \frac{MR_i}{Pr_i} + \frac{MR_i}{u \times Pr_i} \\ para\ 2 \leq i \leq n \\ \left(MR_1 - \frac{MR_1}{u \times Pr_1}\right)\left(\frac{1}{u-1}\right)\left(\frac{Pr_i}{\sum_{j=i}^{n} Pr_i}\right) \end{cases}$$

$$u = 1 + \left(\frac{\frac{MR_1}{Pr_1} \times E(\%)_1}{1 - \left(\frac{MR_i}{Pr_i} \times E(\%)_i\right)}\right)$$

substitui o material virgem de forma equivalente);

Rm_{i-1}: quantidade de material reciclado do produto i;

C_{i-1}: carga ambiental da coleta do produto usado anterior ao produto i;

R_{i-1}: carga ambiental do processo de reciclagem anterior ao processo i;

W'_{i-1}: carga ambiental do tratamento de resíduos anteriormente evitados pela destinação dos resíduos para a reciclagem;

W'_i: carga ambiental do tratamento de resíduos evitada pela destinação dos resíduos para a reciclagem;

W_i: carga ambiental do descarte do produto i;

MR_i: quantidade de produto que é destinado para reciclagem.

$EV_{i,MR}$: valor econômico do material descartado;

$EV_{i,CM}$: valor econômico do material coletado;

$EV_{i,Rm}$: valor econômico total do material recuperado;

DPr_i: quantidade do produto i que é descartada;

Pr_i: quantidade de produto i produzida;

$A_{i,Eco}$: fator de alocação para pseudo-reciclagem;

EV_i: valor econômico do produto i;

$EV_{MR,i}$: valor econômico do produto recuperado i;

$A_{i,Euses}$: fator de alocação;

u: número de usos subsequentes do material;

$E(\%)$: eficiência do processo de reciclagem.

Avaliação ambiental do ciclo de vida do aproveitamento dos recursos naturais oriundos do efluente doméstico tratado

Diego Lima Medeiros[1], Eduardo Henrique Borges Cohim[2], Asher Kiperstok[3], Luciano Mattos Queiroz[4], José Adolfo de Almeida Neto[5]

[1]*Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial (PEI) da Universidade Federal da Bahia (UFBA), diegomedeiros350@gmail.com*
[2]*Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECEA) da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), edcohim@gmail.com*
[3]*Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM) da Universidade Federal da Bahia (UFBA), asher@ufba.br*
[4]*Departamento de Engenharia Ambiental (DEA) da Universidade Federal da Bahia (UFBA), lmqueiroz@ufba.br*
[5]*Grupo de Pesquisa em Bioenergia e Meio Ambiente (BIOMA) da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), joaaneto@gmail.com*

Resumo. *O reuso da água no Brasil possui potencial para diversas aplicações, a exemplo do uso de efluentes tratados na agricultura. O objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho ambiental do aproveitamento dos recursos naturais, tais como água e nutrientes, oriundos do efluente doméstico tratado. O método utilizado na pesquisa foi a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) baseada na norma ISO 14044 com abrangência do portão-ao-portão. O sistema de produto contempla três serviços em dois setores: tratamento de efluente doméstico, irrigação e a adubação agrícola. Assim, foram incluídas as etapas de coleta, tratamento e lançamento do efluente doméstico tratado no corpo hídrico, irrigação e adubação agrícola com fertilizantes químicos no sistema de referência. O sistema de reuso do efluente considerou as mesmas etapas, porém o efluente doméstico tratado substitui a água de irrigação e os fertilizantes químicos. O fluxo de referência é 1 ha adubado. O método de avaliação de impacto foi o ILCD 2011 de ponto médio. Os resultados apresentaram que aproveitamento dos recursos naturais, água e biofertilizante, do efluente doméstico reduz os impactos ambientais do lançamento do efluente rico em nutrientes nos corpos hídricos e da produção de fertilizantes químicos. As categorias de impacto de eutrofização de água doce e marinha apresentaram os maiores ganhos com o sistema de reuso. Entende-se que a prática do reuso apresenta diferentes desempenhos a depender do contexto onde é praticada, assim recomenda-se avaliar diferentes cenários de aplicação para obter resultados específicos.*

Palavras-chave. *Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Saneamento, Esgoto, Reuso, Biofertilizante.*

Introdução

O Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos ano base 2014 publicado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (BRASIL, 2016) informou que o consumo total de energia elétrica do setor de abastecimento de água no país foi 11.573.276 MWh e do setor de esgotamento sanitário foi 1.116.920 MWh. Dessa forma os setores água e esgotos somados consumiram 2,03% da eletricidade ofertada no país em 2014.

Pinto et al. (2009) sugerem que o efluente doméstico tratado pode ser lançado no manancial hídrico ou utilizado produtivamente. Mota e von Sperling (2009) consideram que a prática de reuso do efluente doméstico tratado evita a poluição dos mananciais hídricos e proporciona a sua aplicação em atividades produtivas. Benetto et al. (2009) afirmam que a opção de reuso agrícola do efluente doméstico tratado permite a recuperação dos nutrientes como biofertilizante e representa um produto adicional aos sistemas de tratamento de águas residuais.

Bezerra et al. (2014) constataram que o efluente doméstico tratado aplicado à cultura do girassol pode substituir até 50 kg N/ha e aumentar a produtividade da cultura. Os autores recomendam a lâmina de irrigação referente a 100 % da ECA (evaporação do tanque classe A) de 296,64 mm e adubação nitrogenada de 25 kg/ha. Freitas et al. (2013) identificaram um maior potencial produtivo de colmos, 272 ton/ha, e maior densidade de plantas, 126.000 plantas/ha, na fertirrigação da cana-de açúcar com o efluente doméstico tratado. Mota et al. (2008) constataram a possibilidade de fertirrigação irrestrita em sistemas de tratamento com lagoas de estabilização. Eles afirmam que o número de sementes das plantas de mamona fertirrigadas com efluente doméstico tratado foram maiores comparado as plantas irrigadas com água. Os melhores desempenho de fertirrigação foram as doses de 60 e 90 kg N/ha com produtividades de 2.067 e 2.201 kg/ha, respectivamente. O aumento foi justificado pelo papel do nitrogênio no crescimento dos tecidos vegetais, constituinte fundamental das membranas celulares (natureza lipoprotéica).

Feitosa et al. (2009) constataram que o efluente doméstico tratado utilizado na fertirrigação da cultura da melancia atendeu as exigências microbiológicas no fruto. Oliveira et al. (2013) constataram que a fertirrigação da moranga aumentou a produtividade em comparação a cultura não irrigada entre 14-18%, sem comprometer sua qualidade sanitária ou variação dos parâmetros físico-químicos do fruto. Alves et al. (2007) constataram que

a fertirrigação com efluente doméstico tratado de lagoas de estabilização num horizonte maior que vinte anos não apresentou perdas na produtividade da cultura do coco.

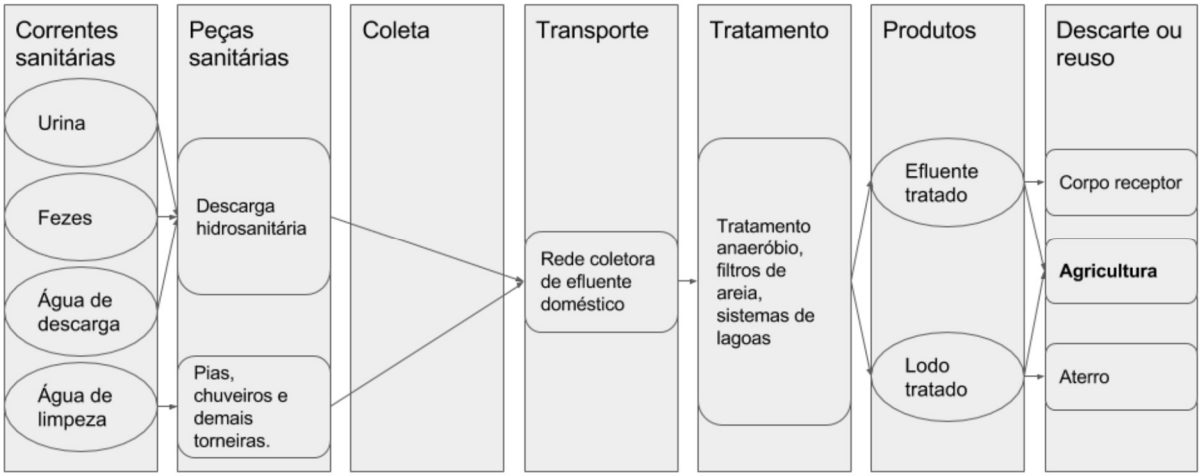
A prática do reuso tem o potencial de reduzir significativamente o consumo de água e fertilizantes, e reduzir as emissões ambientais do lançamento do efluente tratado no manancial hídrico receptor. A prática de reuso para fins não potáveis é difundida tanto em países desenvolvidos quanto em desenvolvimento (HESPANHOL, 2015). O reuso agronômico do efluente doméstico tratado é uma alternativa mais simples aos tratamentos terciários de remoção dos macronutrientes, nitrogênio (N) e fósforo (P), e apresenta uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade hídrica em regiões áridas e semi-áridas (PINTO et al., 2009; HESPANHOL 2002).

O estudo de Alderson et al. (2015) no contexto brasileiro constatou que as estações de tratamento de grande escala e baixo custo são capazes de fornecer um efluente adequado para reutilização na agricultura e aquicultura. Os autores avaliaram diversas tecnologias de tratamento considerando os principais parâmetros físico-químicos e biológicos. Eles constataram que as tecnologias que apresentaram a maior confiabilidade para reuso foram os sistemas de lagoas anaeróbias + facultativas + maturação, seguido das fossas sépticas + filtros anaeróbios + cloração.

Metodologia

A Figura 1 apresenta o cenário de otimização ambiental com reuso do efluente tratado para as tecnologias convencionais de esgotamento sanitário urbano em regiões tropicais.

Figura 1: Modelo de esgotamento sanitário com opção de reuso do efluente doméstico tratado. Fonte: Adaptado de Panesar et al. (2011).



A ecologia industrial visa resolver problemas intersetoriais com a simbiose industrial, assim o problema de um setor se torna a solução do outro. Dessa forma, verificou-se que o setor de esgotamento sanitário tem o problema ambiental do lançamento do efluente rico em nutrientes e o setor agrícola no semi-árido carece de água e macronutrientes para o cultivo. Assim, estabeleceu-se dois fluxos de referência para o sistema de produto em estudo.

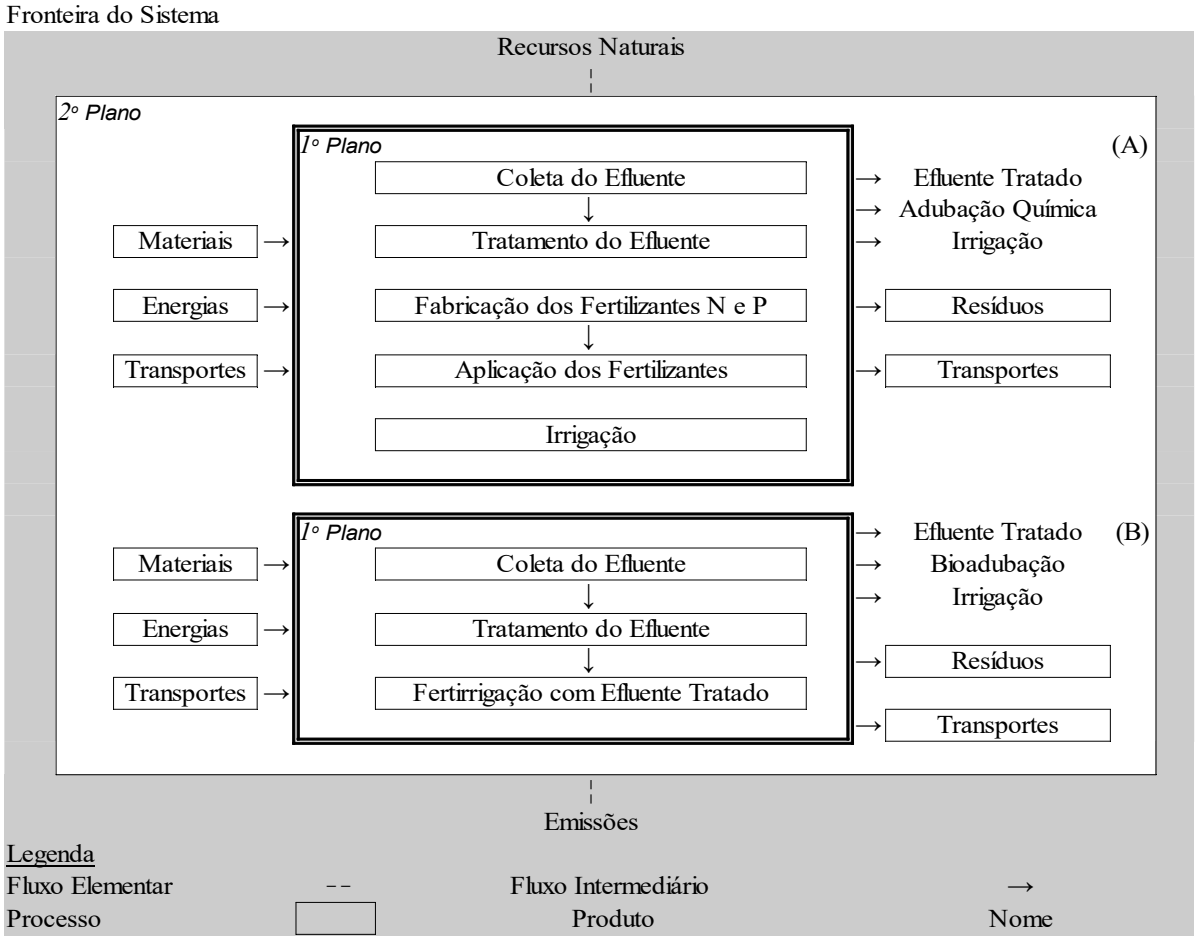
O sistema de produto contempla dois serviços de dois setores, o tratamento de efluente doméstico e a adubação agrícola. Assim, foram incluídas as etapas de coleta, tratamento e captação do efluente doméstico tratado para lançamento no corpo hídrico e adubação agrícola com fertilizantes químicos no sistema de referência. O sistema de reuso do efluente considerou as mesmas etapas, porém o efluente doméstico tratado substitui os fertilizantes químicos. Os fluxos de referência adotados foram 15 mil m^3 de efluente tratado e 1 ha irrigado e adubado com N e P.

O método de Avaliação do Ciclo de Vida seguiu as orientações da norma ABNT NBR ISO 14044 (2009). Na Figura 2 a cadeia principal do sistema de produto, composta dos processos de 1º Plano, usou dados da literatura

para o cenário estudado. A cadeia de suprimentos, composta dos processos de 2º Plano, usou a base de dados genérica de inventário do ciclo de vida ecoinvent (WERNET et al., 2016) versão 3.1 (MORENO-RUIZ et al., 2014).

Os sistemas de produtos são subdivididos em processos que consideram os diversos produtos envolvidos numa bioindústria do saneamento e suas oportunidades de ecologização. Aplicou-se um recorte na cadeia hídrica doméstica com enfoque na etapa de pós-uso, ou seja, todos os processos de esgotamento sanitário que ocorrem após o uso da água domiciliar. O cenário de reuso considera a rede coletora, tratamento secundário e bombeamento do efluente doméstico tratado para o sistema agrícola. Nesse cenário de reuso são produzidos como coprodutos da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) a mistura de biofertilizante e água, ambos usados na fertirrigação (Figura 2).

Figura 2: Sistema convencional de coleta e tratamento do efluente doméstico e fabricação de fertilizantes químicos para adubação da lavoura (A) e coleta e tratamento do efluente doméstico com reuso do efluente como na fertirrigação (B).



De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006) o efluente doméstico tratado pode fornecer 225 kg de nitrogênio e 45 kg de fósforo por hectare ao ano se aplicado a recomendação para o clima semi-árido, 1,5 m $(m^2\ ano)^{-1}$. A Tabela 1 apresenta os inventários de portão-a-portão dos cenários avaliados.

Tabela 1: Inventário de portão-a-portão do serviço de esgotamento sanitário + adubação com N e P comparado ao serviço de esgotamento sanitário com reuso do efluente doméstico tratado para fertirrigação.

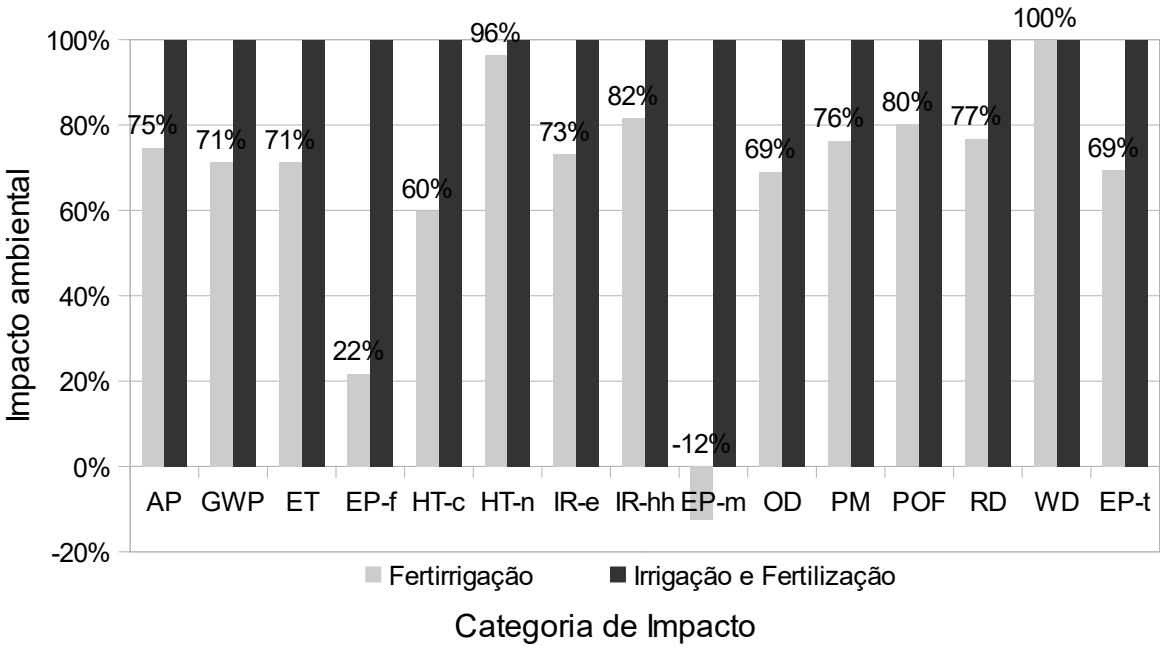
Cenário Base		
Fluxos	Unidade	Quantidade
Entrada		
tratamento de efluente doméstico	m^3	15000
fertilizante N, incluido transporte	kg	225
fertilizante P, incluido transporte	kg	45
aplicação dos fertilizantes no campo	ha	1
irrigação da área de cultivo	m^3	15000
Saída		
efluente tratado, lançado no rio	m^3	15000
área de cultivo adubada	ha	1
área de cultivo irrigada	ha	1
Cenário de Reuso		
Fluxos	Unidade	Quantidade
Entrada		
tratamento de efluente doméstico	m^3	15000
irrigação da área de cultivo com efluente tratado	m^3	15000
Saída		
efluente tratado	m^3	15000
área de cultivo adubada	ha	1
área de cultivo irrigada	ha	1

O software utilizado nos cálculos foi o OpenLCA 1.5 e o método de avaliação de impacto foi o ILCD 2011 (EC-JRC-IES, 2012) de ponto médio para as seguintes categorias: acidificação (AP), mudanças climáticas (GWP), ecotoxicidade de água doce (ET), eutrofização aquática (EP-f), toxicidade humana com efeitos não-cancerígenos (HT-n), toxicidade humana com efeitos cancerígenos (HT-c), radiação ionizante no ecossistema (IR-e), radiação ionizante na saúde humana (IR-h), eutrofização marinha (EP-m), depleção da camada de ozônio (OD), material particulado (PM), formação de ozônio fotoquímico (POF), depleção dos recursos (RD), depleção hídrica (WD) e eutrofização terrestre (EP-t). A categoria de uso da terra não foi considerada neste momento visto que ambos os sistemas produtivos usam a mesma quantidade de área, porém ela será investigada em etapas posteriores da pesquisa.

Resultados e Discussão

A Figura 3 apresenta os impactos ambientais do sistema de reuso para fertirrigação e o sistema convencional de adubação e fertilização química. Ambos os sistemas consideram a etapa de tratamento do efluente doméstico, porém o sistema de reuso não considera o lançamento do efluente tratado no corpo hídrico.

Figura 3: Comparação dos impactos ambientais dos sistemas de tratamento, irrigação e adubação com e sem reuso.



Verifica-se que a fertirrigação apresenta vantagens em comparação ao sistema convencional de fertilização em todas as categorias de impacto ambiental. A categoria EP-m teve a maior redução dos impactos ambientais (112%) seguido da EP-f (78%) devido ao não lançamento do efluente doméstico com a carga de nutrientes de N e P no corpo hídrico superficial. As demais categorias apresentaram reduções representativas, com variações entre 18% e 40%, exceto pegada hídrica. A categoria de pegada hídrica apresenta pouca variação visto que o lançamento do efluente no corpo hídrico gera um crédito ambiental que é compensado pela captação da água para irrigação. No caso do reuso, não houve crédito ou ônus ambiental pois toda água do efluente tratado foi encaminhado para reuso na irrigação. Visto que foram usados dados genéricos nesse estudo, sugere-se analisar os impactos do lançamento do efluente tratado ou do seu reuso para cada tipo de solo, clima e cultura. Nota-se que a pesquisa está em andamento e dados mais precisos serão coletados para melhorar o modelo, porém essa primeira avaliação apresenta resultados interessantes para o reuso do efluente na agricultura. A abordagem de ecologização entre setores, saneamento e agricultura, vai de encontro aos princípios da ecologia industrial e a estrutura da ACV apoia a identificação dos críticos no projeto de novos produtos.

Conclusão e Recomendações

A prática do reuso é uma alternativa consolidada e praticada por diversos países. Diante das variações no regime pluvial, aumento no preço dos fertilizantes e preservação dos recursos naturais a prática de reuso apresenta diversas vantagens quando praticada corretamente. A ACV constatou que a prática de fertirrigação é potencialmente menos impactante que as práticas de irrigação e fertilização convencionais. Assim, a prática de reuso deve ser vista como uma ação de ecologização da indústria a medida que ela fecha o ciclo dos nutrientes, reduz o consumo de recursos naturais primários e minimiza as emissões para o meio ambiente. Recomenda-se avaliar diferentes cenários de aplicação da prática do reuso, assim como diferentes métodos de modelagem do ciclo de vida e sua influência nos resultados do estudo.

Agradecimentos

As instituições de fomento a pesquisa CAPES e CNPq pelas bolsas, a GreenDelta GmbH pelo fornecimento do software OpenLCA, ao ecoinvent Centre pelo fornecimento da base de dados de inventário.

Referências Bibliográficas

ABNT NBR ISO 14044:2009 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

ALDERSON, M.P., SANTOS, A.B., MOTA, C.R. (2015) Reliability analysis of low-cost, full-scale domestic wastewater treatment plants for reuse in aquaculture and agriculture. *Ecological Engineering.* V.82, pp. 6-14.

ALVES, I.R., MOTA, S., SANTOS, A.B. (2007) Avaliação das modificações nas propriedades de um solo pelo uso de esgoto doméstico tratado na irrigação do coqueiro. *Rev. Tecnol. Fortaleza.* V.28, N.1, pp. 42-50.

BENETTO, E., NGUYEN, D., LOHMANN, T., SCHMITT, B., SCHOSSELER, P. (2009) Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. *Science of the Total Environment.* V. 407, pp. 1506-1516.

BEZERRA, F.M.L., FREITAS, C.A.S., SILVA, A.R.A., MOTA, S.B., AQUINO, B.F. (2014) Irrigation with domestic treated sewage and nitrogen fertilizing in sunflower cultivation. *Eng. Agríc., Jaboticabal*. V.34, N.6, pp. 1186-1200.

BRASIL (2016) Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. *Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2014*. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA/MCIDADES, pp. 212.

EUROPEAN COMISSION – EC, Joint Research Centre - JRC, Institute for Environment and Sustainability (2012) *Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods.* EUR 25167.

FEITOSA, T., GARRUTI, D.S., LIMA, J.R., MOTA, S., BEZERRA, F.M.L., AQUINO, B.F., SANTOS, A.B. (2009) Qualidade de frutos de melancia produzidos com reúso de água de esgoto doméstico tratado. *Rev. Tecnol. Fortaleza.* V.30, N.1, pp. 53-60.

FREITAS, C.A.S., SILVA, A.R.A., BEZERRA, F.M.L., MOTA, F.S.B., GONÇALVES, L.R.B., BARROS, E.M. (2013) Efluente de esgoto doméstico tratado e reutilizado como fonte hdí rica alternativa para a produção de cana-de-açúcar. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental.* V.17, N.7, pp. 727-734.

HESPANHOL, I. (2002) Potencial de Reuso de Água no Brasil Agricultura, Industria, Municípios, Recarga de Aqüíferos. *RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos.* V.7, N.4, pp. 75-95.

HESPANHOL, I. (2015) A inexorabilidade do reuso potável direto. *Revista DAE*.

MORENO RUIZ, E., LÉVOVÁ, T., BOURGAULT, G., WERNET, G. (2014) *Documentation of changes implemented in Ecoinvent Data 3.1*. Ecoinvent, pp 70.

MOTA, F.S.B., et al. (2008) Irrigação da mamona (ricinus communis l.) usando esgoto. *Revista DAE.* V.178, pp. 58-66.

MOTA, F.S.B, VON SPERLING, M. (2009) Capitulo 1 - Introdução. *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. ABES, pp. 428.

OLIVEIRA, P.C.P., GLOAGUEN, T.V., GONÇALVES, R.A.B., SANTOS, D.L. (2013) Produção de moranga irrigada com esgoto doméstico tratado. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental.* V.17, N.8, pp. 861-867.

PANESAR, A., INGLE, R., SCHUTZE, T., ZURBRUGG, C. (2011) Sustainable Sanitation Systems. *Sustainable Sanitation in Cities - A Framework for Action.* Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA) & International Forum on Urbanism (IfoU).

PINTO, M.T., FORESTI, E., PIVELI, R., MARQUES, J., VON SPERLING, M. (2009) Capitulo 12 - Elementos para Decisão Acerca do Reúso ou Lançamento do Esgoto Tratado. *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.* ABES, pp. 428.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO (2006) Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. *Wastewater use in agriculture*, Volume II.

WERNET, G., BAUER, C., STEUBING, B., REINHARD, J., MORENO-RUIZ, E., WEIDEMA, B. (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment..* pp, 1-13.

Guilherme Marcelo Zanghelini[1,2], Henrique R. A. Souza Junior[1,3], Edivan Cherubini[1,2],Luiz Kulay[4], Sebastião Roberto Soares[1]

[1]Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida – CICLOG - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), guilherme.zanghelini@posgrad.ufsc.br
[2]EnCiclo Soluções Sustentáveis Ltda.
[3]Departamento de Engenharia Ambiental – Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
[4]Departamento de Engenharia Química – Universidade de São Paulo (USP)

Resumo. *Quando uma área de pesquisa ampla e multidisciplinar como a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é analisada com vistas a proporcionar uma compreensão geral de sua aplicação, deparamo-nos com dificuldades para se identificar padrões de desenvolvimento. A indicação de temas dominantes e a evolução no tempo, bem como, a relação da ACV com outras áreas do conhecimento e/ou gerenciamento ambiental, além das perspectivas para o futuro do desenvolvimento são importantes não apenas para caracterizar o perfil de uso da técnica e suas tendências. Estas informações são também vitais para a identificação de barreiras ao desenvolvimento científico e motivações a serem exploradas com vistas a intensificar sua difusão no país. Este estudo contribui para o tema ao analisar a relação de palavras-chave de artigos brasileiros que tratam de ACV, interpretando a evolução dos temas pesquisados e formando um quadro atual das principais interações em termos de áreas de atuação e conexões estabelecidas pela comunidade científica nacional. Para tanto, aplicou-se a técnica de 'mapeamento de co-words', uma variante da Análise Bibliométrica. A aplicação dessa abordagem a um grupo específico de artigos mede o grau de expressão do termo (palavra-chave), indicando a influência de cada tema com base na frequencia de suas aparições, além de indicar as áreas mais intimamente ligadas por meio de citações entre as publicações. O universo de produções foi definido via busca de palavras-chave específicas nas bases de dados SCOPUS, Web of Science e Scielo para o período 1993-2015. Foram consideradas apenas publicações indexadas pelo Institute for Scientific Information (ISI - SCI e SSCI). Exatos 165 artigos atenderam as condições propostas por este delineamento. O agrupando das palavras-chaves por similaridade de termos permitiu criar sete áreas temáticas: Biocombustíveis, Energia, Metodologia, Agronegócio, Construção, Gerenciamento de Resíduos e Termos Gerais (e.g., ACV, impactos...). O grupo 'Biocombustíveis' formado pelos termos 'ethanol', 'bioethanol', 'sugarcane', 'biodiesel', 'biofuel', constitui a principal área de aplicação da ACV no Brasil. Uma análise de evolução demonstrou ainda que apenas a partir de 2008 – e com frequência regular, somente desde 2010 – os biocombustíveis começaram a ser estudados sob a ótica da ACV. As relações entre os grupos de pesquisa demonstram importantes ligações entre 'Biocombustíveis' e 'Energia' e 'Biocombustíveis' e aspectos de 'Metodologia'. Destaque-se por fim a evolução ocorrida desde 2003 no grau de complexidade das conexões - tanto quantitativamente como qualitativamente - entre as palavras-chave. Quando somado a quantidade crescente de publicação nos últimos cinco anos, este comportamento indica uma tendência à continuidade da difusão da ACV em especial nos temas de bicombustível e energia.*

Palavras-chave. *Avaliação do ciclo de vida; Brasil; Produção científica; Co-word.*

Introdução

O uso da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como técnica de análise ambiental tem se tornado cada vez mais comum no cotidiano de empresas. O mesmo pode ser observado no tocante ao desenvolvimento da metodologia que pode ser observado pelo número crescente de publicações sobre o tema. As publicações anuais saltaram de 38 em 1998 para 1104 em 2013 (HOU et al., 2015). A difusão da ACV se deve em grande parte a algumas de suas características essenciais, como o uso de uma abordagem sistêmica para a tomada de decisão, e, a quantificação de informações ambientais relacionadas a impactos que, em outras técnicas são avaliadas tão somente sob a forma qualitativa (ZANGHELINI et al., 2016). No Brasil, a ACV tem sido aplicada a vários setores econômicos, tais como a indústria de biocombustíveis, agricultura e pecuária, o setor de construção civil, a indústria do aço, entre outros (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015; ZANGHELINI et al., 2014).

Uma maneira de identificar que temas são tratados como objeto preferencial de aplicação da ACV, bem como, a forma de evolução da técnica no decorrer dos anos é analisar a produção científica que a relaciona. Isso pode ser implementado por meio de análise de *co-words* das publicações escritas sob uma abordagem conhecida como bibliometria. Esta análise quantifica em termos de aparições e relaciona em termos de citações, as palavras-chave utilizadas em um determinado grupo de publicações. Embora o uso desta técnica já venha sendo aplicada dentro do contexto da ACV (CHEN et al., 2014; HOU et al., 2015; QIAN, 2014; ZANGHELINI et al., 2016),

especificamente para o Brasil, apenas o estudo desenvolvido por Zanghelini e colaboradores abordou o tema. Este estudo delimita um grupo de publicações ao âmbito geográfico e aplica diversas análises bibliométricas para indicar tendências e padrões de pesquisa. No entanto, os autores somente avaliaram as principais áreas de aplicação da ACV e não sua evolução ao longo dos anos. Dado o contexto, o objetivo deste estudo é realizar uma análise de co-word entre artigos publicados, de forma a indicar os principais temas de pesquisa em ACV no Brasil, a evolução destes ao longo do tempo, e as relações entre assuntos (especificamente das palavras-chave pelas citações entre artigos) abordados pelos autores.

Metodologia

As fontes de dados para pesquisas bibliométricas são as bibliografias e os bancos de dados bibliométricos (Glänzel, 2003). Nesta pesquisa foram considerados apenas artigos indexados no banco de dados ISI WoS (em especifico nos indexadores *Citation Index Expanded* – SCIE - e o *Social Sciences Citation Index* – SSCI). Para compor o grupo de produção científica para a análise, foram utilizados os bancos internacionais SCOPUS e *Web of Science,* ao passo que para pesquisa nacional considerou-se o SCIELO. Estas decisões foram tomadas devido às características das mesmas fontes, e da alta incidência de acesso em áreas acadêmicas e científicas. Estudos bibliométricos indicam o *Web of Science* como o banco mais utilizado para análises desta natureza (ver HOU et al., 2015;. QIAN, 2014; SOUZA e BARBASTEFANO, 2011,XU e BOEING, 2013 e ZANGHELINI et al., 2016). Além disso, o (SCI) do banco de dados *Science Citation Index* tem sido a forma mais comum para rastrear documentos em pesquisa bibliométrica (MING et al., 2009).

O delineamento dos dados foi realizado através de um conjunto de palavras-chave. Seguindo as recomendações feitas por Estrela (2015), além de palavras-chave de pesquisa centrais como "LCA" e "*life cycle assessment*" (o termo preferido nas normas ISO), foram considerados siglas importantes, como a "LCI" e "LCIA". Para os bancos de dados brasileiros, foram utilizados os termos "Avaliação do ciclo de vida*", "Avaliação de ciclo de vida*", "ACV", "Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida*", "Avaliação do Impacto de ciclo de vida*", "AICV", "Inventário de ciclo de vida*", "Inventário do ciclo de vida", "ICV", "*life cycle assessment**" ou "LCA", nos campos de pesquisa de (título), (palavra-chave) e (sujeito). Para o banco de dados SCOPUS a pesquisa foi realizada para as palavras "*life cycle assessment**", "LCA", "*life cycle impact assessment**", "LCIA", "*life cycle inventory**" ou "LCI" no campo (palavras-chave), "Brasil" ou "Brazil" no campo (país/filiação) e "artigo", como (tipo de documento). Finalmente, no ISI *Web of Science*, foram utilizados os termos "*life cycle assessment**", "LCA", "*life cycle impact assessment**", "LCIA", "*life cycle inventory**" ou "LCI" no campo (título) e "Brasil" ou "Brazil" no campo (endereço). Para incluir toda a pesquisa brasileira no âmbito anterior considerou-se para todos os bancos de dados o período de tempo compreendido entre 1993 – ano de publicação das orientações da *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* SETAC para a ACV (SETAC, 1993) - e 2015. O conjunto de artigos encontrados passou então por uma triagem a fim de identificar aqueles que atenderiam a definição do escopo - ou seja, a pesquisa realizada por pesquisadores brasileiros, ou com sua participação colaborativa em temas relacionados à ACV. Maiores detalhes na definição e seleção dos trabalhos considerados nesta pesquisa estão descritos em Zanghelini et al. (2016).

A análise de *co-word* (co-palavra) mede os pontos fortes de associação de termos representativos em publicações relevantes ou outros textos produzidos em um certo campo técnico (COULTER et al., 1998). Nesse contexto, os assim denominados *clusters* representam conjuntos de informações textuais, que podem ser entendidas como grupos semânticos, ou conceituais, dos diferentes temas tratados pelo campo de pesquisa (COBO et al., 2011). A rede de co-palavra usa palavras-chave para avaliar a influência de cada palavra com base no número de aparições nos periódicos. O tamanho de cada qual de seus nós indica a importância de cada termo, as ligações representam a forma como estes se interconectam (uma citação significa um link), e os grupos delineiam as áreas de pesquisa de domínio. Para esta pesquisa, optou-se por utilizar CiteSpace (CHEN, 2014) que faz uso da análise temporal para indicar a evolução campo de pesquisa durante um período de tempo. Esta ferramenta foi recentemente utilizada em estudos bibliométricos de ACV com o intuito de estabelecer redes de co-citação e co-palavra (CHEN, 2014; ZANGHELINI et al., 2016). O uso do software exigiu um formato de entrada padronizada, e assim, algumas palavras-chave foram normalizadas. Por exemplo, *'life cycle assessment', 'life-cycle assessment*', '*LCA*' e '*life cycle analysis*' foram normalizados para '*LCA*'. Para possibilitar a interpretação da rede de *co-words* gerada, e objetivando avaliar o máximo de temas de forma clara, aplicou-se um corte nas 50 principais palavras em termos de aparição. O corte permitiu também a realização de uma clusterização (agrupamento) das palavras-chave que mais se "relacionam" nos artigos avaliados no estudo, através de leitura do conteúdo dos mesmos utilizando o critério de similaridade dos assuntos tratados.

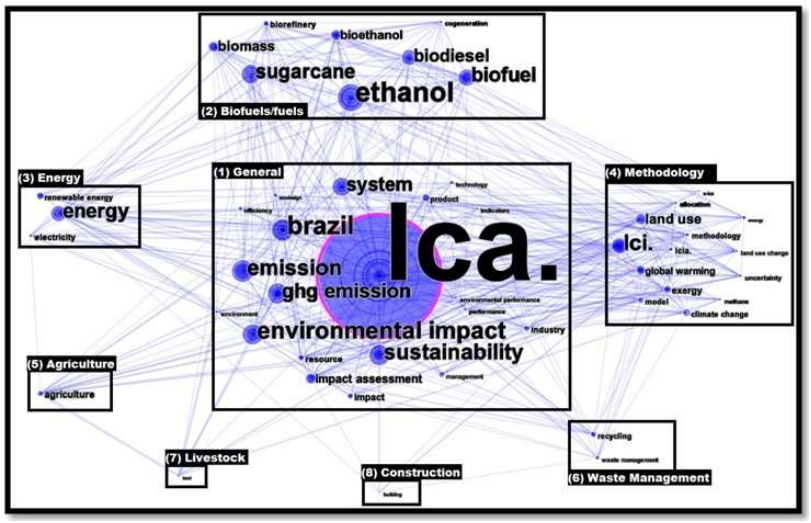
Resultados e Discussões

Ao todo, 165 artigos foram encontrados indexados no ISI WoS. Comparando com a bibliometria de Hou et al. (2015), restringindo o período para o mesmo intervalo de tempo aplicado por esses autores (ou seja, 1998 - 2013), percebe-se que esta pesquisa identificou mais artigos do que aquela referência (128 contra 94), fenômeno que pode ser explicado em virtude do uso, no caso presente, de maior número de palavras-chave. Por exemplo, Hou et al. (2015) aplicaram unicamente o termo "*life cycle assessment*", deixando de lado expressões similares, mas igualmente importantes como "*life cycle inventory*", ou mesmo siglas (i.e. LCA, LCI, LCIA, etc.).

No universo de documentos em análise, exatamente 1.600 palavras-chave foram registradas após a normalização, sendo que 212 destas apareceram mais de uma vez, e outras 447 eram originais (apareceram apenas uma vez). O princípio da análise de *co-words* associa maior significância para os termos mais utilizados, de forma que, após a normalização, palavras-chave abaixo do critério de corte (top 50 palavras-chave) não foram incluídas na interpretação. Neste panorama mais geral, a palavra-chave mais frequente é "LCA" (129 repetições), seguido por "*Ethanol*" (32) e "*Brazil*" (28).

Respeitando os 50 principais termos, a classificação da pesquisa em ACV no Brasil pode ser interpretada segundo oito grupos (Figura 1): (1) Geral, dominado por termos amplos que geralmente estão envolvidos nos estudos de ACV, como '*environmental impact'*, '*system'* ou '*emission'*; (2) Biocombustível/combustível, primeiro grande grupo de aplicação da ACV no Brasil, com termos relacionados a produção de biocombustiveis, com destaque para bioetanol e biodiesel; (3) Energia, segunda principal área de aplicação nacional, que além do termo '*energy'*, considera ainda duas de suas fontes principais:'eletricidade' e 'energias renováveis'; (4) Metodologia, grupo que não representa propriamente uma área de aplicação, mas possui importância para o desenvolvimento e consolidação da ACV (5), Agricultura, que além de relevante para o setor econômico brasileiro, foi objeto de importantes estudos na linha da ACV, mas que na Figura 1 perde destaque dado o predomínio de outros termos no critério de corte (50 principais palavras-chave); (6) Gestão de resíduos, que se apresenta com palavras-chave como *'recycling'* e *'waste management'*; (7) Pecuária, outro grupo expressivo em termos econômicos, mas que não ganha destaque na figura pelo predomínio de outros termos mais recorrentes e (8) Construção Civil, com o único termos '*building'* dentro do cluster.

Figura 1. Agrupamento das 50 principais palavras-chave com maior frequencia de aparição por critério de similaridade, e rede de conexões entre temas para o período de 1993-2015 (ZANGHELINI et al., 2016).



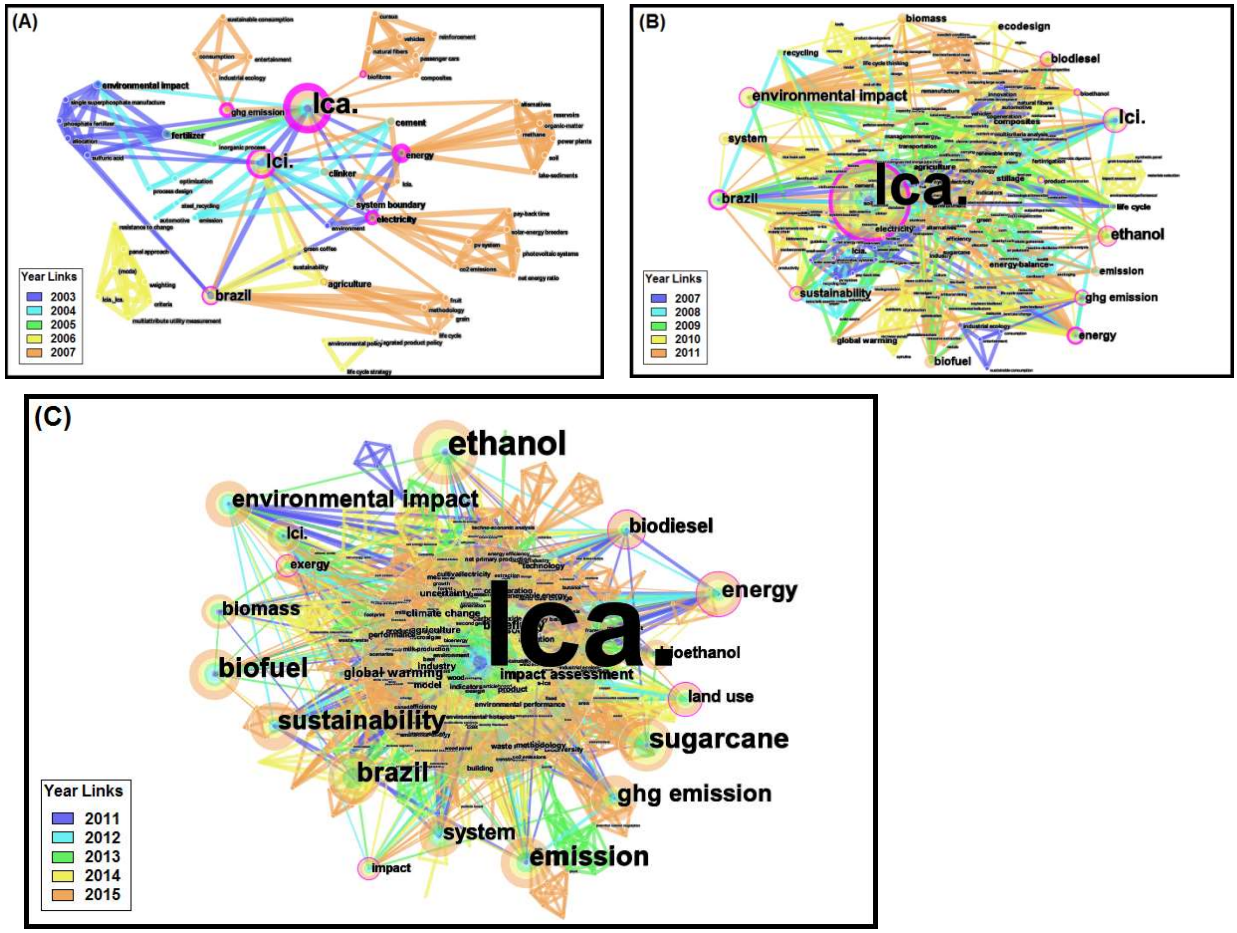
A evolução temporal dos temas de pesquisa, interpretados à luz das relações de *co-words* entre artigos publicados é apresentado na Figura 2, sendo (A) o período compreendido entre os anos 2003-2007, (B) aquele referente a 2007-2011, e (C) para o período 2011-2015.

Como apresentado na Figura 2A, os dois primeiros estudos brasileiros na população analisada foram publicados somente em 2003. Os trabalhos desenvolvidos por Coltro et al. (2003) e Silva e Kulay (2003) atuaram em áreas consideradas prioritárias em termos de interesse para o Brasil, respectivamente de energia elétrica e fertilizantes (MORETTI, 2011). Um ponto em comum entre os artigos é a citação da palavra-chave '*inventory'* (normalizada

para somente LCI na Figura 2A). Embora o termo LCI (*life cycle inventory*) tenha diminuído a sua relevância em trabalhos científicos ao longo do período de análise, esta apareceu no segundo posto no ranking dos mais citados na Figura 2A e 2B, e como décimo quinto colocado na Figura 2C. Tal desempenho sugere que este siga sendo freqüentemente utilizado por autores brasileiros. Esse comportamento é esperado em países que ainda possuem bases de dados com poucos *datasets*, como é o caso do SICV Brasil, lançado oficialmente em 2016, e que conta tão somente com dez inventários de sistemas de produtos nacionais.

Considerando que o Brasil é um grande exportador de *commodities*, ainda há um grande interesse na área de ACV com a criação e publicação de dados de inventário de qualidade. Analisando as relações dessa palavra-chave na Figura 2A, percebe-se que com exceção de um artigo publicado em 2005 (SILVA e KULAY, 2005), LCI esteve ligado a produções que circularam por outros setores industriais, tais como cimento (JOSA et al., 2004) e a agricultura (COLTRO et al., 2006; MOURAD et al., 2007). Em termos metodológica, Soares et al. (2006), foi o primeiro autor nacional a discutir como técnicas de aplicação frequente em outras áreas do conhecimento podem auxiliar no desenvolvimento de ponderação das categorias de impacto utilizadas na ACV (como a análise de decisão multicritério). Esse aspecto pode ser observado no cluster com linhas amarelas isolado na Figura 2A.

Figura 2. Evolução de co-words durante o intervalo de 2003-2007 (A), 2007-2011 (B) e 2011-2015 (C) (ZANGHELINI et al., 2016).



Com o aumento de estudos nacionais na área (47 no período), observa-se que as relações começam a ficar mais complexas (Figura 2B) ao longo do período 2007-2011 são encontrados os primeiros estudos voltados para a área de biocombustíveis (OMETTO et al., 2009; D'AGOSTO e RIBEIRO, 2009; GOMES e ARAÚJO, 2009). Segundo Zanghelini et al. (2016), este segmento industrial tem sido o de maior interesse dos pesquisadores

brasileiros em termos de aplicação da ACV. A Figura 2B evidencia a importância da área, sendo as palavras-chave *ethanol, biodiesel, biofuel* e *bioethanol* aquelas mais citadas juntamente com termos de alcance geral como LCA, LCI, *environmental impact, Brazil* e *sustainability.* Novos sistemas de produto começam aser analisados, tais como embalagens, soja, carvão mineral, serviço de aluguel de DVD e carrocerias usadas em caminhões. Entre 2007-2011 também se observa o uso da ACV como metodologia para análise ambiental com foco no fim de vida de produtos. Essa constatação se sustenta em virtude da recorrência elevada de aparição de termos como *recycling*, *remanufacture*, *solid waste* e *end-of-life* naquele período. *Energy*, termo que já possuía destaque no período de 2003-2007, continuou sendo pesquisado nos anos seguintes com aparições anuais até 2011. Outras palavras-chave voltadas para questões metodológicas como *allocation* e *uncertainty* começam a figurar nas publicações, embora de maneira ainda tímida, o que reforça que no Brasil, os trabalhos voltados para ACV estão mais relacionados ao uso e assimilação da metodologia do que propriamente no desenvolvimento da técnica.

Analisando o 3º período (2011-2015) da evolução dos trabalhos, percebe-se um aumento ainda mais pronunciado em termos de relações entre os temas, o que reflete elevação no número de publicações, e intensificação das inter-relações entre os próprios estudos. O interesse na área de biocombustíveis alcança patamares inéditos de aparição. Muito embora presente em outros anos, o termo biodiesel atinge seu ápice em termos de expressão em 2015, fato que eleva a referida área à condição de cenário principal de aplicação da ACV no Brasil, além de disseminar termos como *biofuel* e *biomass* de forma intensa (e.g. BRONDANI et al., 2015). *Ethanol* e *sugarcane* ganham ainda mais destaque com publicações como Souza et al. (2015) e Mayer et al. (2015). Nesse período questões como uso da terra (*land use* na Figura 2C) como indicador em nível de inventário, e seu uso na avaliação de impactos começam a ser discutidos. Outra tendência observada na Figura 2C consiste do aumento do interesse nas mudanças climáticas como indicador de impacto ambiental. Esta constatação deriva do numero de aparições das palavras *GHG emissions, global warming* e *climate change*. Tal indicador representa um dos impactos ambientais mais discutidos pela sociedade, e, principalmente por isso, este tem se destacado em relação a outros indicadores ambientais dentro do âmbito de aplicação da ACV.

Conclusões

Este estudo realizou uma análise da relação de palavras-chave de artigos brasileiros publicados em periódicos científicos entre 1993 e 2015. Foram encontrados 165 artigos que respeitaram os requisitos propostos de amostragem. Uma análise das principais palavras-chave utilizadas por pesquisadores brasileiros nessas produções revelou ser o segmento de biocombustíveis aquele em que a aplicação da ACV em sistemas de produto ocorre de maneira mais pronunciada. Como corolário disso, destacam-se termos como etanol, bioetanol e biosiesel. A área energética representa o segundo principal tema envolvido nas pesquisas, seguida pela agricultura. Outros temas merecedores de destaque são o desenvolvimento metodológico, pecuária, construção civil e gerenciamento de resíduos.

Os resultados da evolução temporal dos temas e termos encontrados nos artigos demonstram que a ACV vêm se tornando casa vez mais difundida no Brasil. Esta conclusão é reforçada pela significância em termos de repetição de determinadas palavras, além do grau crescente de complexidade das ligações estabelecidas entre esses grupos ao longo do tempo. No primeiro período analisado (2003-2007), poucos estudos foram desenvolvidos. Nessa época ocorrem os primeiros estudos ligados a Energia. A partir de 2009, os biocombustiveis passam a dominar o campo de interesse dos pesquisadores no Brasil, sendo reforçado por recentes estudos relacionados ao etanol da cana, biodiesel de variadas fontes. Outros sistemas de produto voltados para setores importantes para o Brasil, como o setor agrícola e pecuário, ainda apresentam margem para maiores estudos, uma vez que, poucas palavras-chave relacionadas a essa temática foram identificadas na análise de *co-words*.

Como futuros desafios para a consolidação da ACV no Brasil, o desenvolvimento e a publicação de dados de inventário parece continuar a ser um tópico importante. Essa afirmação se justifica não apenas em função do grau elevado de aparição dessa palavra-chave (i.e. LCI) em todos os períodos estudados, mas também, por se tratar de etapa fundamental para a solidificação da metodologia de ACV, permitindo estudos mais robustos e com menor incerteza dos resultados.

Referências Bibliográficas

BRONDANI, M., HOFFMANN, R., MAYER, F. D., KLEINERT, J. S. (2015). Environmental and energy analysis of biodiesel production in Rio Grande do Sul, Brazil. Clean Technologies and Environmental Policy. January 2015, Volume 17, Issue 1, pp 129-143

CHEN, H., YANG, Y., YANG JIANG, W., ZHOU, J. (2014) A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of science databases. Int J Life Cycle Assess. 19: 1674–1685. doi:10.1007/s11367-014-0777-3.

CHERUBINI, E., RIBEIRO, P.T. (2015) Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - Ibict, Brasília: 2015. 187 pp.

COBO, M. J., LÓPEZ-HERRERA, A. G., HERRERA-VIEDMA, E., HERRER, F. (2011) An approach for detecting, quantifying, and visualizing the evolution of a research field: a practical application to the Fuzzy Sets Theory field .J Informetr. 5 146–166.doi:10.1016/j.joi.2010.10.002.

COLTRO, L., GARCIA, E. E. C,.QUEIROZ, G. C. (2003) Life cycle inventory for electric energy system in Brazil. Int J Life Cycle Assess. September, Volume 8, Issue 5, pp 290-296. doi: 10.1007/BF02978921.

COLTRO, L., MOURAD, A., L., OLIVEIRA, P., BADDINI, J., KLETECKE, R. (2006) Environmental Profile of Brazilian Green Coffee. The International Journal of Life Cycle Assessment. January 2006, Volume 11, Issue 1, pp 16-21.

COULTER, N., MONARCH, I., KONDA, S. (1998) Software Engineering as Seen through Its Research Literature: a study in co-word analysis. J AssocInfSci Technol. 49(13):1206–1223. doi:10.1002/(SICI)1097-4571(1998)49:13<1206::AID-ASI7>3.3.CO;2-6.

D'AGOSTO, M. A., RIBEIRO, S. K. (2009) Assessing total and renewable energy in Brazilian automotive fuels. A life cycle inventory (LCI) approach. Renewable and Sustainable Energy Reviews. Volume 13, Issues 6–7, August–September 2009, Pages 1326–1337.

ESTRELA, S. (2015) I publish, therefore I am. Or am I? A reply to A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of science databases by Chen et al. (2014) and Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis by Hou et al. (2015). Int J Life Cycle Assess 20:1601–1603. doi 10.1007/s11367-015-0951-2.

GOMES, M. S. P., ARAÚJO, M. S. M. (2009). Bio-fuels production and the environmental indicators. Renewable and Sustainable Energy Reviews. Volume 13, Issue 8, October 2009, Pages 2201–2204.

HOU, Q., MAO, G., ZHAO, L., DU, H., ZUO, J. (2015) Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis. Int J Life Cycle Assess. Volume 20, Issue 4, pp 541-555. doi: 10.1007/s11367-015-0846-2.

JOSA, A., AGUADO, A., CARDIM, A., BYARS, E. (2004) Comparative analysis of the life cycle impact assessment of available cement inventories in the EU. Cement and Concrete Research. Volume 37, Issue 5, May 2007, Pages 781–788

MAYER, F. D., BRONDANI, M., AITA, B. C., HOFFMANN, R., LORA, E. E. S. (2015). Environmental and Energy Assessment of Small Scale Ethanol Fuel Production. Energy & Fuels 29 (10), 6704-6716. DOI: 10.1021/acs.energyfuels.5b01358

MING, H. W., TE CY, YUH, S. H. (2009) A bibliometric analysis of the performance of Water Research. Scientometrics 84:813–820. doi: 10.1007/s11192-009-0112-0.

MORETTI, T. V., (2011). Método de Avaliação da Estrutura de Inventários de Ciclo de Vida: Análise para Casos Brasileiros. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais – PPGEM. Curitiba, 112 p.

MOURAD, A. L. COLTRO, L., OLIVEIRA, P. A. P. L. V., KLETECKE, R. M., BADDINI, J. P. O. A. (2007).A simple methodology for elaborating the life cycle inventory of agricultural products. The International Journal of Life Cycle Assessment. September 2007, 12:408.

OMETTO, A. R., HAUSCHILD, M. Z., ROMA, W. N. L. (2009) Lifecycle assessment of fuel ethanol from sugarcane in Brazil. The International Journal of Life Cycle Assessment. May 2009, Volume 14, Issue 3, pp 236-247.

QIAN, G. (2014) Scientometric sorting by importance for literatures on life cycle assessments and some related methodological discussions. Int J Life Cycle Assess 19:1462–1467. doi: 10.1007/s11367-014-0747-9.

SETAC (1993). Guidelines for Life-Cycle Assessment: A Code of Practice. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 1993. Edition 1.

SILVA, G. A., KULAY, L. (2003) Application of life cycle assessment to the LCA case studies single superphosphate production. The International Journal of Life Cycle Assessment. July 2003, Volume 8, Issue 4, pp 209-214.

SILVA, G. A., KULAY, L. (2005) Environmental performance comparison of wet and thermal routes for phosphate fertilizer production using LCA - A Brazilian experience. Journal of Cleaner Production. Volume 13, Issues 13–14, November–December 2005, Pages 1321–1325.

SOARES, S. R., TOFFOLETTO, L., DESCHÊNES, L. (2006). Development of weighting factors in the context of LCIA. Journal of Cleaner Production. Volume 14, Issues 6–7, 2006, Pages 649–660.

SOUZA, C. G., BARBASTEFANO, R.G. (2011) Knowledge diffusion and collaboration network s on life cycle assessment. Int J Life Cycle Assess. 16:561–568. doi: 10.1007/s11367-011-0290-x.

SOUZA, S. P., GOPAL, A. R., SEABRA, J. E. A. (2015) Life cycle assessment of biofuels from an integrated Brazilian algae-sugarcane biorefinery. Energy. Volume 81, 1 March 2015, Pages 373–381.

XU, Y., BOEING, W. J. (2013) Mapping biofuel field: A bibliometric evaluation of research output. Renew Sustainable Energy Rev. 28. pp. 82–91. doi:10.1016/j.rser.2013.07.027.

ZANGHELINI, G. M., CHERUBINI, E., GALINDRO, B. M., ALVARENGA, R. A. F., SOARES, S. R. (2014) A Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil na Última Década. IV Congresso Brasileiro Sobre Gestão Pelo Ciclo de Vida. Novembro de 2014 - São Bernardo do Campo – SP – Brasil. doi10.13140/2.1.4672.1601.

ZANGHELINI, G. M., DE SOUZA, H. R. A., KULAY, L., CHERUBINI, E., RIBEIRO, P. T., SOARES, S. R. (2016) A Bibliometric Overview of Brazilian LCA Research. Int J Life Cycle Assess. Regional Topics from Latin America. DOI 10.1007/s11367-016-1132-7. Pages 1 – 17.

Comparação dos escopos do ciclo de vida de dois sistemas na produção de biodiesel por microalgas cultivadas em vinhaça em uma usina sucroalcooleira

Paulo Henrique da Silva Pereira[1], Paulo Vagner dos Santos[1], Aldo Roberto Ometto[2], Maria do Carmo Calijuri[1].

[1] *Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, USP,* phsp93@gmail.com
[2] *Departamento de Engenharia de Produção, Escola de Engenharia de São Carlos, USP.*

Resumo. *Com o aumento da produção de biocombustíveis e o Brasil como um dos maiores produtores de etanol do mundo, o número de usinas sucroalcooleiras cresce e se desenvolve para cada vez mais aperfeiçoar seu rendimento. Atualmente são produzidos etanol e açúcar como principais produtos além do calor e vapor para a produção de energia elétrica a partir do bagaço da cana-de-açúcar. Com vista na sustentabilidade das indústrias, as usinas sucroalcooleiras podem gerar outros produtos e coprodutos a fim de aproveitar o máximo suas entradas e saídas, como a produção de biodiesel com a utilização da vinhaça como meio de cultivo para microalgas que são a matéria-prima para a extração de óleo. O presente estudo compara duas vias de produção de biodiesel, com o pensamento do ciclo de vida do produto, para verificar qual sistema é o mais promissor para a implantação da tecnologia. Os sistemas foram modelados a partir de levantado de dados bibliográficos em revisão de literatura de periódicos internacionais, teses e dissertações, e também por dados primários obtidos em usinas de produção de açúcar e álcool no estado de São Paulo. Os resultados indicam que o sistema de cultivo utilizando o fotobiorreator (FBT) apresentam semelhanças em nível tecnológico e operacional em relação ao cultivo em uma lagoa de alta taxa (LAT), mas diferem na quantidade de produtos a serem utilizados em alguns processos, fato que o primeiro sistema apresenta uso menor de vinhaça para produzir a mesma quantidade de biodiesel que o segundo.*

Palavras-chave. *Ciclo de vida, biocombustível, microalgas, vinhaça, sustentabilidade.*

Introdução

O Brasil encontra-se entre os maiores produtores de biocombustíveis no mundo, justificado ao fato que o país apresentar condições de clima e incidência solar adequadas, aliado com grande extensão territorial evitando a competitividade de agricultura voltada à produção de energia com a demanda por alimentos (PARRELLA et al., 2012).

Um dos biocombustíveis mais produzidos no Brasil é o etanol, a partir de processo de fermentação da cana-de-açúcar. Segundo dados levantados pela (CONAB, 2015) o Brasil produziu 634,8 milhões de toneladas de cana-de-açúcar na safra de 2014/2015 que resultou em uma produção de etanol total de 28,6 bilhões de litros.

Uma das problemáticas da produção de etanol é o resíduo gerado do processo de destilação, a vinhaça, que possui uma proporção de 12 litros de vinhaça a cada litro de etanol (SACCHI, 2015). A vinhaça é um liquido que possui alto poder poluente, pois possui elevados teores de matéria orgânica e minerais, baixo pH, alto potencial corrosivo e taxas elevadas de DQO e DBO (BONINI, 2012). No Brasil a principal destinação da vinhaça é o uso na fertilização do solo da própria lavoura. No entanto, caso não seja controlado, esse processo pode causar danos ao meio ambiente, como a contaminação do solo e das águas subterrâneas (DIAS et al., 2015).

Muitos estudos visam novas destinações para vinhaça devido ao seu potencial de poluição e consequente aumento na quantidade produzida devido à expansão da produção de etanol. Santos (2013) realizou um estudo onde a vinhaça foi utilizada como meio de cultivo de microalgas com o objetivo de produção de biodiesel, que segundo o autor, o efluente apresenta as concentrações de minerais, como o nitrogênio e fósforo maiores que o necessário para o crescimento da biomassa algal.

De acordo com Lardon et al. (2009) e Clarens et al. (2010) o uso de fertilizantes químicos representa um aspecto negativo e limitante para a produção de biodiesel por microalgas, em aspectos econômicos e ambientais. Com isso, o uso da vinhaça supera a necessidade de fertilização e apresenta um ponto positivo para a busca de melhores condições de produção de biodiesel por essa rota tecnológica.

O biodiesel é obtido através de reações químicas, de esterificação ou transesterificação, entre óleo e um álcool onde geralmente são empregados o metanol ou o etanol, com a presença de um catalizador. O óleo é a principal matéria prima, podem ser de origem animal ou vegetal, como a soja, palma, girassol, gordura animal e óleos servidos. Porém outras fontes vêm sendo estudadas, como os lipídios da célula de seres vivos como algumas espécies de fungos e microalgas (BARBOSA, 2011).

As microalgas são consideradas por muitos autores como a forma mais viável de produzir biodiesel para atender a demanda energética sem competir com os alimentos. Segundo Rawat et al. (2013) as microalgas apresentam produtividade, medida em termos de quantidade gerada de lipídios por hectare, cerca de vinte vezes superior às atingidas por outros tipos de alimentos. Outra vantagem das microalgas está no fato destas apresentarem rápido crescimento, podendo se desenvolver em qualquer ambiente e apresentar teores de óleo de cerca de 50% de seu peso celular (REWAT et al., 2013).

O sistema de cultivo de microalgas constitui um fator importante para o sucesso da produção do biodiesel. Tem a função de oferecer iluminação adequada, sistema funcional de distribuição de liquido/gás, fácil operação, controle da contaminação da cultura, baixos custos de investimento/operação e área mínima de uso (LAM; LEE, 2012; XU et al., 2009).

As lagoas de alta taxa (*raceways ponds*) são promissoras na produção de microalgas, especialmente em grande escala. As lagoas abertas possuem profundidade entre 10 e 50 cm, a fim de, proporcionar iluminação apropriada para as microalgas autotróficas. Elas apresentam, também, baixo custo de construção e operação para o processo de mistura e circulação de gases, fácil operação a cultura fica exposta ao ambiente externo, e ocorre evaporação da camada de água controlando, assim, a temperatura do meio (JORQUERA et al., 2010).

Por outro lado, sistemas de cultivo fechado, como os fotobiorreatores, superam algumas limitações das lagoas abertas. Existem diversos projetos e configurações de fotobiorreatores, podendo ser tubular vertical, de placas planas e outros. A vantagem do sistema fechado de reatores está o fato destes permite um controle mais eficiente da cultura, mantendo melhores condições de crescimento da biomassa, e da produtividade de lipídios (JORQUERA et al., 2010; LAM; LEE, 2012).

Para auxiliar na tomada de decisão, referente ao uso de fotobiorreatores ou de lagoas de alta taxa, para a produção em escala industrial da produção de biodiesel em uma usina sucroalcooleira, será utilizada a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Será utilizada a ACV por essa ser capaz de fornecer informações ambientais importantes sobre a toda a cadeia de produção do ciclo de vida do produto.

Este estudo tem por objetivo comparar os escopos do ciclo de vida da produção de biodiesel com a utilização do óleo de microalgas cultivadas na vinhaça de usina sucroalcooleira, em dois sistemas de cultivo: o primeiro utilizando fotobiorreator (FBR) e o segundo com lagoa de alta taxa (LAT).

Método

Foram utilizados os princípios e os procedimentos de avaliação do ciclo de vida (ACV), o qual possui normatização internacional pela ISO, com a ABNT sendo a correspondente brasileira, com as normas ABNT NBR ISO 14.040 (2009) e ABNT NBR ISO 14.044 (2009) para a elaboração do escopo comparativo entre os dois sistemas de produto, o primeiro pelo fotobiorreator (FBR) e o segundo pela lagoa de alta taxa (LAT).

Os dados foram coletados de fontes primárias e complementados de dados secundários. Os dados primários foram obtidos em usinas de cana-de-açúcar localizadas no estado de São Paulo, Brasil. Os dados secundários foram coletados por revisão bibliográfica de artigos publicados em periódicos de circulação internacional obtidos na base Web of Science, e em dissertações e teses obtidas no Google Scholar e Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP.

Desenvolvimento

Função do Sistema: A função do biodiesel é ser utilizado como combustíveis em veículos automotores, fornecendo trabalho, medida no campo agrícola em tempo de serviço.

Unidade Funcional: A unidade funcional para o estudo é de 4 minutos de tempo de serviço por um trator com 189 cv de potência, com um consumo de 15,8 L/horas.

Fluxo de referência: Para obter-se a unidade funcional de 4 minutos de serviço de um veículo nas condições antes descritas, faz-se necessário o consumo 1,1 L biodiesel. Dado que a massa específica do combustível a temperatura ambiente é 0,895 kg/L (MATHIMANI; UMA; PRABAHARAN, 2015), determinou-se por fluxo de referência desta comparação o consumo de 1,0 kg de biodiesel.

Fronteira do sistema de produto: A fronteira do sistema foi definida pelo critério de corte por massa e significância ambiental. Pelo critério de massa são excluídos os insumos em quantidades menores que 5% do total de insumos diretamente utilizados. Os processos anteriores ao tratamento da vinhaça não foram considerados no ciclo de vida do produto devido ao fato do mesmo ser um resíduo da cadeia produtiva anterior, sendo assim, é considerada a matéria-prima para a produção do biodiesel.

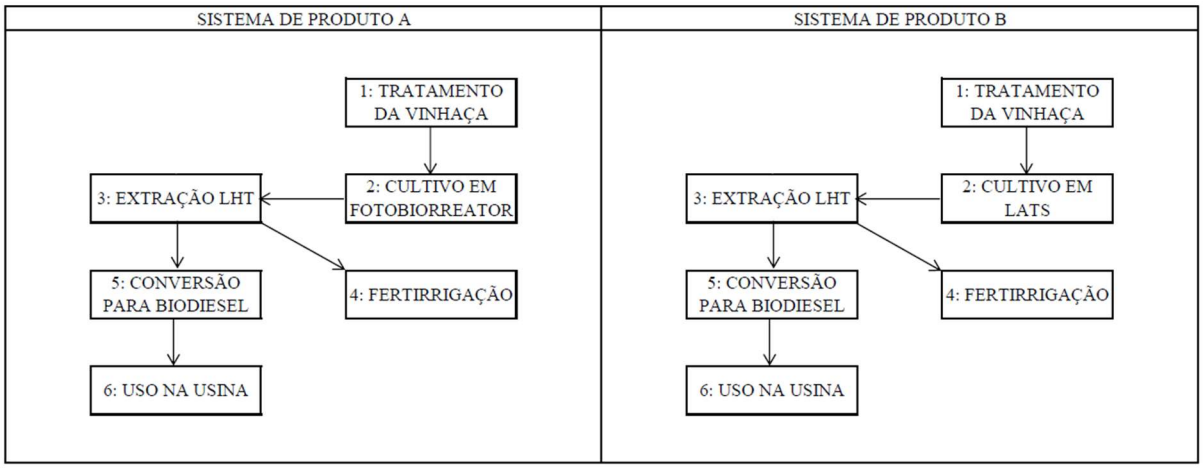
Procedimento de alocação: Para a etapa do uso do biodiesel será realizada alocação por critério de massa, visto que na etapa de conversão do biodiesel formam-se dois produtos, o biodiesel e glicerina.

Tipos de impactos, método de avaliação de impacto: Este estudo de ACV, utilizará para a avaliação de impacto o método do EDIP 97, segundo Wenzel et al. (1997). As categorias de impacto utilizadas pelo método são o consumo de recursos renováveis, de não-renováveis, de água e de energia, também são avaliados os potenciais de impacto ambientais, como: aquecimento global, formação fotoquímica de ozônio troposférico, acidificação, eutrofização, ecotoxicidade e toxicidade humana.

Requisitos dos dados: Os dados primários foram obtidos em usinas de cana-de-açúcar localizadas no estado de São Paulo, Brasil. Os dados secundários foram coletados em literaturas disponíveis atuais de pesquisas no assunto.
Os dados da extração de carbonato de cálcio ($CaCO_3$), produção de diesel e o consumo de diesel nos veículos, serão obtidos através de banco de dados, com o uso do software GaBi. Para a produção de fertilizantes foram utilizados dados do estudo de Ribeiro (2009).

Os processos elementares que compõem os sistemas de produto são:

Figura 1 – Fluxogramas dos sistemas de produto A e B.



Sistema de Produto A: Tratamento da vinhaça; Cultivo de microalgas em FBR; Extração do óleo por Liquefação Hidrotérmica (LHT); Fertirrigação; Conversão do óleo em biodiesel; Uso do biodiesel.

Sistema de Produto B: Preparo do solo; Tratamento da vinhaça; Cultivo de microalgas em LAT; Extração do óleo por Liquefação Hidrotérmica (LHT); Fertirrigação; Conversão do óleo em biodiesel; Uso do biodiesel.

Pressupostos: O estudo baseia-se nas técnicas usuais em uma usina sucroalcooleira, com a inclusão de um sistema para produção de biodiesel, que ainda não existe em larga escala, escolhendo as rotas mais promissoras publicadas em trabalhos científicos pelo mundo, do ponto de vista à aplicabilidade da tecnologia. A fronteira do sistema tem como inicio o tratamento da vinhaça, sustentado no

Para a obtenção de 1 kg de biodiesel é necessário à extração de 1,25 kg de óleo das microalgas, considerando uma eficiência de conversão de 80% (NAN et al., 2015).

A partir de dados obtidos em Santos (2013) a quantidade de biomassa necessária é de 10,26 kg com a utilização de 13.297 litros de vinhaça para o uso de FBR.

Segundo dados primários são produzidos em média 12 litros de vinhaça para cada litro de etanol, então para produção de 1,11 litros de biodiesel é necessário produzir 1108,08 litros de etanol. Dados obtidos no relatório da CONAB (2015), sobre a safra 2015/2016, aponta que a produtividade da cana-de-açúcar é de 74,95 t/ha, e para cada tonelada de cana são produzidos 76,51 litros de etanol. A quantidade de área necessária para a produção de 1 kg de biodiesel é de 0,19 ha.

Para estimar a produtividade da biomassa em LAT, foi utilizado a relação obtida por Raes et al. (2014), com 67 mg/l.dia e 36 mg/l.dia da produtividade da biomassa em um fotobiorreator e uma lagoa de alta taxa, respectivamente. Projetando os dados de Santos (2013), para a unidade funcional, são necessários 24.485 litros de vinhaça, que corresponde à produção de 2.040,48 litros de etanol. Com isso, a área necessária para a produção de 1 kg de biodiesel é de 0,36 ha.

<u>*Sistema de produto A:*</u>

Tratamento da vinhaça: O tratamento da vinhaça será realizado a fim de tornar o meio adequado para o cultivo e crescimento das microalgas, necessitando clarificar o meio e regular o pH. A clarificação realizada é descrita por Sacchi (2015)onde a vinhaça passa por um processo de coagulação seguido por microfiltração tangencial em membrana polimérica tubular com aberturas de poros de 0,2 µm.

O tratamento químico é realizado para elevar o pH da vinhaça que varia na faixa de pH 4,3 até atingir pH 9,2, condições ideais para o cultivo de microalgas da espécie *Chlorela sp.* (SANTOS, 2013). Para a unidade funcional, são necessários 13.297 litros de vinhaça, a dosagem dos insumos são de 66,48 g de Superfloc C492 e 25,53 kg de NaOH.

Cultivo de microalgas em fotobiorreator: O CO_2 utilizado no meio de cultivo é obtido dos processos do próprio sistema de produto. Foi considerado que a fixação é de 1,89 g de CO_2 a cada grama de biomassa (NASCIMENTO et al., 2015). Para a unidade funcional, são necessários 10.265,3 g de biomassa, resultando em 19.401,4 g de CO_2, em uma concentração de 5% com o ar atmosférico.

O fotobiorreator é constituído por tubos cilíndricos de vidro borossilicato, com diâmetro externo de 65 mm, espessura de 2,2 mm, com comprimento de 5,5 m, com volume de 15,86 litros. Para atender a demanda de vinhaça para a unidade funcional, são necessários 840 tubos, dispostos em 6 blocos, de 10 níveis com duas fileiras de 7 tubos, unidas com ligação em U e coletores em cada extremidade para unir as fileiras e os níveis. É utilizada uma bomba de centrífuga monofásica com potência de ¼ cv.

Extração do óleo por Liquefação Hidrotérmica (LHT): As condições de operação do reator para o processo de extração por LHT, acontece nas condições otimizadas descritas por Couto (2016). O tempo reação para o processo é de 15 minutos, com a temperatura de 300ºC a pressão de 150 bar e razão biomassa/água 1/10.

Após o término da reação, são formados óleos, CO2, sólidos totais e o meio líquido. Como o processo de LHT ocorre a lise celular, os nutrientes fixados pelas microalgas se tornam disponíveis novamente ao meio líquido efluente, dando boas condições para ser utilizada na agricultura como fertilizante.

Fertirrigação: Para o processo de fertirrigação é considerado que toda vinhaça utilizada no cultivo, após o processo de extração do óleo por LHT, será utilizada com as concentrações antes do cultivo. A composição de nutrientes e metais presentes na vinhaça foi obtida através de Santos (2013). Para a unidade funcional os principais componentes são: 4,14 kg de NTK, e 0,35kg de P-Total, 38,96 kg de Potássio e 22,14 kg de Cálcio. Segundo dados primários, para a unidade funcional é formado 420,03 kg de torta de filtro.

Conversão do óleo em biodiesel: A técnica utilizada para converter o óleo de microalgas em biodiesel é através da transesterificação com pré-tratamento. A transesterificação segue o procedimento experimental realizado por Nan et al. (2015) com a espécie de microalgas *Chlorella protothecoides,* e o pré-tratamento do óleo segundo Torres et al. (2013).

O pré-tratamento do óleo é realizado em um reator com a temperatura de 60 ºC com a utilização de 281,32 g de metanol e 6,51 ml de ácido sulfúrico e 1,25 kg de óleo. A transesterificação acontece em um reator com temperatura de 340 ºC e uma pressão de 170 bar, com 2,22 kg de etanol por 1,25 kg de óleo, em um tempo de 35 minutos.

Uso do biodiesel: 1 kg de biodiesel produzido será utilizado na própria unidade produtora por um trator de 189 cv, com um consumo médio de 15,8 l/h (BARBOSA, 2011).

Sistema de produto B:

Tratamento da vinhaça: O tratamento da vinhaça é o mesmo que para o sistema de produto A. Sendo necessários 24.485,8 litros de vinhaça para obter a unidade funcional, a dosagem dos insumos são de 122,43 g de Superfloc C492 e 47,01 kg de NaOH.

Cultivo de microalgas em LAT: Para a unidade funcional, são necessários 10.265,3 g de biomassa, resultando em 19.401,4 g de CO_2, em uma concentração de 5% com o ar atmosférico.

Serão utilizadas 21 LATs, com área de 4 m² e com profundidade de 30 cm, cada uma, construídas de fibra de vidro, pedais de PVC com duas lâminas, movimentadas com por motor elétrico de 1 cv. As características do reator descrito foram obtidas do estudo de Couto (2016).

Extração do óleo por Liquefação Hidrotérmica (LHT): As condições de operação do reator para o processo de extração por LHT, acontece nas condições otimizadas descritas por Couto (2016). O tempo reação para o processo é de 15 minutos, com a temperatura de 300ºC a pressão de 150 bar e razão biomassa/água 1/10.

Após o término da reação, são formados óleos, CO2, sólidos totais e o meio líquido. Como o processo de LHT ocorre a lise celular, os nutrientes fixados pelas microalgas se tornam disponíveis novamente ao meio líquido efluente, dando boas condições para ser utilizada na agricultura como fertilizante.

Fertirrigação: Para o processo de fertirrigação no sistema B, as considerações são as mesmas que realizado pelo sistema A, com a quantidade de 24.485 litros de vinhaça.

Toda a torta de filtro que é formada no processo industrial de produção do etanol é utilizada na adubação do solo. A quantidade formada para a unidade funcional é de 773,42 kg de torta de filtro.

Conversão do óleo em biodiesel: A técnica utilizada para converter o óleo de microalgas em biodiesel é através da transesterificação com pré-tratamento. A transesterificação segue o procedimento experimental realizado por Nan et al. (2015) com a espécie de microalgas *Chlorella protothecoides,* e o pré-tratamento do óleo segundo Torres et al. (2013).

O pré-tratamento do óleo é realizado em um reator com a temperatura de 60 ºC com a utilização de 281,32 g de metanol e 6,51 ml de ácido sulfúrico e 1,25 kg de óleo. A transesterificação acontece em um reator com temperatura de 340 ºC e uma pressão de 170 bar, com 2,22 kg de etanol por 1,25 kg de óleo, em um tempo de 35 minutos.

Uso do biodiesel: 1 kg de biodiesel produzido será utilizado na própria unidade produtora por um trator de 189 cv, com um consumo médio de 15,8 l/h (BARBOSA, 2011).

Conclusões

Os sistemas de produtos comparados apresentaram semelhanças quanto ao serviço executado, procedimentos e nível tecnológico em seus processos, com exceção do processo de cultivo das microalgas, onde um foi através de fotobiorreator e o segundo uma lagoa de alta taxa.

O sistema através do uso de lagoa de alta taxa apresentou maior consumo de vinhaça para o meio de cultivo, que a quantidade usada pelo fotobiorreator, necessitando de maior consumo de produtos químicos para adaptar as condições necessárias de desenvolvimento das microalgas.

Referências Bibliográficas

BARBOSA, A. L. P. B. F. **Diesel, biodiesel de mamona e de soja: Desgaste do motor de trator agrícola em operação de preparo do solo.** 2011. 83f. Tese (doutorado). Programa de pós-graduação em Ciência do Solo, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Jaboticabal, 2011.

BONINI, M. A. **Cultivo heterotrófico de *Aphanothece microscopia Nägeli e Chlorella vulgaris* em diferentes fontes de carbono e em vinhaça.** 2012. 96f. Dissertação (mestrado). Programa de pós-graduação em Agricultura e Ambiente, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos. Araras, 2012.

CLARENS, A. F.; RESURRECCION, E. P.; WHITE, M. A.; COLOSI, L. M. Environmental Life Cycle Comparison of Algae to Other Bioenergy Feedstocks. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 5, p. 1813–1819, mar. 2010.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **CONAB**: **Acompanhamento da Safra Brasileira de Cana-de-Açúcar – Quarto Levantamento da safra 2014/15 e Primeiro Levantamento da safra 2015/16**. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/15_04_13_08_45_51_boletim_cana_portugues_-_4o_lev_-_14-15.pdf>. Acesso em: 18 mar. 2015.

DIAS, M. O. S.; MACIEL FILHO, R.; MANTELATTO, P. E.; CAVALETT, O.; ROSSELL, C. E. V.; BONOMI, A.; LEAL, M. R. L. Sugarcane processing for ethanol and sugar in Brazil. **Environmental Development**, v. 15, p. 35–51, 2015.

JORQUERA, O.; KIPERSTOK, A.; SALES, E. a.; EMBIRUÇU, M.; GHIRARDI, M. L. Comparative energy life-cycle analyses of microalgal biomass production in open ponds and photobioreactors. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 4, p. 1406–1413, 2010.

LAM, M. K.; LEE, K. T. Microalgae biofuels: A critical review of issues, problems and the way forward. **Biotechnology Advances**, v. 30, n. 3, p. 673–690, 2012.

LARDON, L.; HÉLIAS, A.; SIALVE, B.; STEYER, J.-P.; BERNARD, O. Life-Cycle Assessment of Biodiesel Production from Microalgae. **Environmental Science & Technology**, v. 43, n. 17, p. 6475–6481, set. 2009.

MATHIMANI, T.; UMA, L.; PRABAHARAN, D. Homogeneous acid catalysed transesterification of marine microalga Chlorella sp. BDUG 91771 lipid - An efficient biodiesel yield and its characterization. **Renewable Energy**, v. 81, p. 523–533, 2015.

NAN, Y; LIU, J.; LIN, R.; TAVLARIDES, L. L. The Journal of Supercritical Fluids Production of biodiesel from microalgae oil (Chlorella protothecoides) by non-catalytic transesterification in supercritical methanol and ethanol : Process optimization. **The Journal of Supercritical Fluids**, v. 97, p. 174–182, 2015.

NASCIMENTO, I. A.; CABANELAS, I. T. D.; SANTOS, J. N.; NASCIMENTO, M.A.; SOUSA, L.; SANSONE, G. Biodiesel yields and fuel quality as criteria for algal-feedstock selection: Effects of CO2-supplementation and nutrient levels in cultures. **Algal Research**, v. 8, p. 53–60, 2015.

OMETTO, A. R. **Avaliação do ciclo de vida do álcool etílico hidratado combustível pelos métodos edip, exergia e emergia**. 2005. 200f. Tese (doutorado). Programa de pós-graduação em hidráulica e saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2005.

PARRELLA, R. A. D. C.; MENEGUCI, J. L. P.; RIBEIRO, A.; SILVA, A. R.; PARRELLA, N. N. L. D.; RODRIGUES, J. a D. S.; TARDIN, F. D.; SCHAFFERT, R. E. **Desempenho de cultivares de sorgo sacarino em diferentes ambientes visando a produção de etanolXXVIII Congresso nacional de milho e sorgo**. [s.l: s.n.].

RAES, E. J.; ISDEPSKY, A.; MUYLAERT, K.; BOROWITZKA, M. A.; MOHEIMANI, N. R. Comparison of growth of Tetraselmis in a tubular photobioreactor (Biocoil) and a raceway pond. **Journal of Applied Phycology**, v. 26, n. 1, p. 247–255, 2014.

RAWAT, I.; RANJITH KUMAR, R.; MUTANDA, T.; BUX, F. Biodiesel from microalgae: A critical evaluation from laboratory to large scale production. **Applied Energy**, v. 103, p. 444–467, mar. 2013.

REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W.-P.; SUH, S.; WEIDEMA, B. P.; PENNINGTON, D. W. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, n. 5, p. 701–720, 2004.

SACCHI, G. D. **Flotação por ar dissolvido aplicado à separação de microalgas cultivadas em fotobiorreator, alimentado com vinhaça pré-tratada fisio-quimicamente, com vista à exploração de seu potencial bioenergético.** 2015. 305f. Tese (doutorado). Programa de pós-graduação em hidráulica e saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2015.

SANTOS, P. V.. **Seleção de cepas oleaginosas de microalga Chlorella spp. e otimização do seu cultivo em meio sintético e vinhaça visando à produção sustentável de biodiesel**. 2013. 138 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, EESC, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

SOUZA, S. P.; GOPAL, A. R.; SEABRA, J. E. A. Life cycle assessment of biofuels from an integrated Brazilian algae-sugarcane biorefinery. **Energy**, v. 81, p. 373–381, 2015.

TORRES, C. M.; RIOS S. D.; TORRAS C.; SALVADO, J; MATO-SANZ, J. M.; JIMENEZ L. Microalgae-based biodiesel: A multicriteria analysis of the production process using realistic scenarios. **Bioresource Technology**, v. 147, p. 7–16, 2013.

XU, L.; WEATHERS, P. J.; XIONG, X.-R.; LIU, C.-Z. Microalgal bioreactors: Challenges and opportunities. **Engineering in Life Sciences**, v. 9, n. 3, p. 178–189, jun. 2009.

Comparação do Desempenho Ambiental de Três Materiais de Cabedal para Calçados: Uma Abordagem de Ciclo de Vida

Igor Barden Grillo[1], Vinicios Meneguzzi Malfatti[2], Vinicius Maciel[2], Marcus Seferin[2]

[1] PUC-RS/FAQUI, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Faculdade de Química, igor.grillo@acad.pucrs.br

[2] PUC-RS/PGETEMA, Programa de Pós-Graduação de Engenharia e Tecnologia de Materiais,

Resumo: A indústria calçadista apresenta consolidada importância no mercado mundial e na vida do homem contemporâneo. Por outro lado, muitos gargalos de desempenho ambiental podem ser apontados ao longo de toda a cadeia calçadista. O uso de avaliações de desempenho ambiental deste sistema de produto pode se constituir em importante critério para a tomada de decisão na seleção de insumos e tecnologias que agreguem valor ao produto final. Neste trabalho é apresentada a avaliação comparativa do desempenho ambiental da produção de três calçados que se distinguem pelas matérias-primas empregadas para uso como cabedal: lona de poliuretano; lona de tecido de jeans; lona de tecido de jeans reciclado. Para a avaliação comparativa empregou-se a metodologia de avaliação do ciclo de vida (NBR ISO 14040 e NBR ISO 14044) em escopo do berço ao portão de saída, abrangendo a aquisição e produção de matérias primas para a produção dos tecidos; produção e beneficiamento dos tecidos; transporte dos tecidos até a empresa de fabricação do cabedal; produção do cabedal (corte e costura) e transporte dos resíduos. O método CML 2001 foi utilizado para a avaliação, sendo considerados os impactos: Mudanças climáticas 100a; Potencial de eutrofização; Potencial de acidificação; Ecotoxicidade, humana, terrestre, água potável e marinha. O fluxo de referência utilizado foi de 3000 pares de cabedal, produção média anual de cada tipo de cabedal por empresa do ramo calçadista localizada em Novo Hamburgo/RS. Simulação de Monte Carlo foi utilizada para estimar a incerteza dos impactos calculados e subsequentemente a análise de ANOVA foi aplicada para testar a hipótese nula de igualdade dos impactos ambientais. Dos resultados, concluiu-se que a queima e a extração de biomassa (lenha de eucalipto) para a produção de jeans são os processos elementares mais impactantes na produção do cabedal de jeans e que a produção do insumo difenilmetilenoisocianato é o processo que mais contribui com os impactos calculados para a produção de calçados baseados em lona de poliuretano. Para o cabedal produzido a partir de lona reciclada, os maiores impactos são relacionados ao uso de energia. Os potenciais de eutrofização, ecotoxicidade marinha e de água potável não apresentam diferenças significativas para os três produtos considerados. O cabedal de lona de poliuretano teve os piores resultados nos outros impactos, exceto quanto à toxicidade humana, para a qual o emprego de cabedal em lona de jeans apresentou o pior desempenho.

Palavras-Chave: Calçados; Cabedal; Avaliação de Ciclo de Vida.

Introdução

De cerca de 25 bilhões de calçados fabricados no mundo em 2010, 90% são originários de países chamados emergentes (Cheah, 2013). Estima-se que a participação do América do Sul no mercado mundial seja de 5% (APICAPPS, 2012), já a produção brasileira de 2013 foi de 899 milhões de pares, representando participação importante na balança comercial nacional (IEMI, 2014). A diversidade da cadeia de suprimentos, com muitos diferentes atores de larga disposição geográfica, aliadas a preocupações com as condições de trabalho da mão-de-obra do setor, traz à discussão possíveis impactos ambientais e sociais da indústria calçadista (Sport Business Research Network, 2011). Em resposta a essas pressões sobre as indústrias do ramo têxtil e calçadista muitas companhias começaram a publicar relatórios referentes a seu desempenho ambiental e responsabilidade social. Esse tipo de prática mostra tendências colaborativas entre corporações para medirem e avaliarem os danos ambientais associados aos seus produtos (Zeller, 2011). Segundo Herva (2011) e Matos (2014) estudos para avaliar o desempenho ambiental de novos produtos vão ao encontro da necessidade de uma responsabilidade ambiental atuante e com as suas estratégias de *marketing* nas organizações, uma vez que os consumidores estão mais sensibilizados aos danos antropogênicos ao meio ambiente. A principal ferramenta empregada para avaliar

os impactos ambientais de sistemas de produção é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Uma das primeiras aplicações desta ferramenta relacionada à indústria calçadista foi realizada por Mila et al (1998), numa investigação sobre os estágios mais impactantes na produção de sapatos com cabedal de couro bovino na Espanha.

A discussão sobre os impactos ambientais associados ao setor avançou com a aceleração do decréscimo do tempo de vida dos calçados produzidos, aumentando o volume de resíduos sólidos dessa origem. Este pode ser um dos motivos que ocasionou uma considerável quantidade de estudos que discutem cenários de fim de vida nos primeiros anos do século XXI (Rahimifard, 2007; Tatáno, 2012; Staikos, 2006; Lee, 2012). No entanto, dois trabalhos recentes (Albers, 2008 e Cheah, 2013), realizaram estudos de ACV contemplando todos os estágios do ciclo de vida para diferentes calçados, e concluíram que, em comparação com os processos de produção e extração de matérias-primas e de manufatura do calçado, os impactos associados ao descarte podem ser considerados como insignificantes. Em outro estudo, Albers (2008) comparou o desempenho ambiental de calçados que utilizaram diferentes materiais para a composição da sola e do cabedal, chegando à conclusão que a principal medida de mitigação é a troca dos materiais sintéticos por outros que sejam de origem orgânica e ou reciclada. Este estudo também identificou as principais categorias de impacto para esse tipo de sistema de produto: toxicidade humana, ecotoxicidade para água potável, potencial de acidificação e potencial de aquecimento global. Cheah (2013) avaliou as emissões de gases de efeito estufa (GEE) a partir da ACV, da produção de tênis de corrida com cabedal de lona de poliuretano na China, concluindo que a maior fonte de impacto está associada ao uso de eletricidade nos processos de manufatura dos calçados. Também há impactos significativos associados a emissões originadas em processos de beneficiamento intermediários das matérias-primas, reduzindo em muito a contribuição das emissões vinculadas à produção do cabedal propriamente dita.

Definição do Objetivo e Escopo

O presente trabalho tem como objetivo comparar o desempenho ambiental da produção de cabedais para calçados, em três cenários que diferenciam-se apenas pela natureza dos materiais de composição do cabedal: lona de poliuretano (PU), lona de tecido de *jeans*, lona de jeans *reciclado*. A abordagem de Avaliação do Ciclo de Vida foi empregada para avaliar a produção dos sistemas em cada um dos três cenários, do "berço ao portão" da fábrica.

Os processos e fluxos elementares associados a componentes comuns aos diferentes calçados foram desconsiderados. A unidade funcional (UF) utilizada é a produção de um par de cabedal, utilizando como referência o modelo de um par de calçados tamanho 35 (considerado como tamanhão padrão de produção pela empresa). O fluxo de referência considerado para a construção do inventário e posterior avaliação de impactos de ciclo de vida foi de 3.000 pares de cabedais, que é a produção média anual de cada cabedal realizada pela empresa fonte dos dados de produção foram coletados. As fronteiras do sistema estão descritas na Figura 1. O método de caracterização para a avaliação de impactos foi o CML 2001, e as categorias selecionadas foram: Potencial de Aquecimento Global - 100 anos (PAG); Potencial de Ecotoxicidade de Água Potável (PEAP); Potencial de Ecotoxicidade Marinha (PEM); Potencial de Toxicidade Humana (PTH).

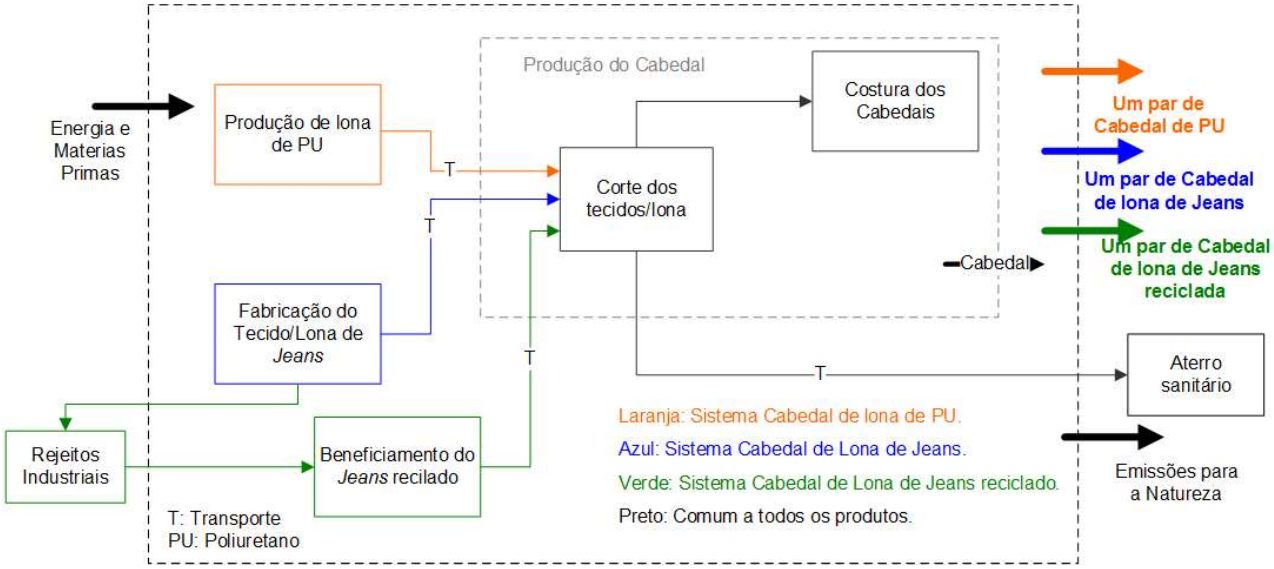


Figura 1: Fronteiras do sistema de produção de cabedal para calçado.

Construção do inventário

A coleta de dados referente à produção dos cabedais foi realizada *in loco* em uma empresa do ramo calçadista localizada na cidade de Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul (RS). As entradas e saídas consideradas foram: energia elétrica, massa de lona para cadedal (PU, *jeans* e *jeans* reciclado), transporte dos resíduos produzidos e um par de cabedal. A matriz energética brasileira do período entre setembro de 2014 e agosto de 2015 (Brasil, 2015) foi considerada para todos os processos de produção do calçado de lona de *jeans*, lona reciclada de *jeans*, e para o estágio de corte e costura do calçado de lona de PU. As informações da fabricação da lona de *jeans* foram cedidas por varejista fornecedor da empresa atacadista. Estes dados são apresentados na Tabela 1 e não incluem fluxos associados aos processos de tingimento devido à pouca disponibilidade de informações. Os dados referentes à produção e extração de matérias primas para a produção da lona de PU se originam da base de dados Ecoinvent v2.2 (Tabela 1). Os dados de beneficiamento da lona reciclada foram cedidos por uma empresa, fornecedora da empresa calçadista, e incluem a eletricidade utilizada pelos equipamentos, sem considerar a coleta dos resíduos. Cabe salientar que foi identificado a partir da coleta de dados que a substituição do material do cabedal não altera os outros materiais que compõem o calçado.

Tabela 1: Bases de dados Ecoinvent utilizadas na construção do inventário desse estudo

Entrada	**Base de dados Ecoinvent v 2.2**	**Tipo de cabedal**
Fibra de algodão	Cotton fibres, ginned, at farm (China)	Lona *jeans*
Extração de lenha	Logs, hardwood, at forest/RER U	Lona *jeans*
Queima de lenha	Wood chips, from industry, hardwood, burned in furnace 1000kW (United States)	Lona *jeans*
Eletricidade (BR)	Electricity, mediam voltage, productionBR, at grid/BR U	Todos
Lona PU	Polyurethane, rigid foam, at plant/RER U	Lona PU

Os fluxos associados ao transporte de insumos até a empresa de produção dos cabedais estão relacionados na Tabela 2, assim como os sistemas de transporte selecionados de base de dados para o cálculo destes fluxos. A distância dos resíduos de produção considerou o transporte até o aterro sanitário em Minas do Leão (RS), para os três tipos de cabedal.

Tabela 2: Dados de transporte e bases de dados utilizados para a construção do inventário desse estudo

Tipo de Cabedal	**Base de dados Ecoinvent v 2.2**	**Origen**	**Distância (km)**
PU	Transporte, Fragata oceânica, a diesel RER/U	Shangai	21107
PU	Transporte, caminhão 16 ton, frota média RER/U	Itajaí	860
Jeans reciclado	Transporte, caminhão 16 ton, frota média RER/U	São Paulo	1148
Jeans	Transporte, caminhão 16 ton, frota média RER/U	Criciúma	303
Todos	Transporte, coleta municipal de resíduos, 21 ton/CH U	Novo Hamburgo	131

PU: Poliuretano

Análise da Incerteza

Posterior à avaliação de impactos do ciclo de vida, foi realizada a análise da incerteza para as categorias de impacto avaliadas. A simulação de Monte Carlo (SMC) foi utilizada para a obtenção dos parâmetros estatísticos das categorias de impacto, referente a todas as incertezas propagadas associadas aos dados alimentados na construção do inventário e uso de base de dados (LO et al, 2015). Para testar a significância da diferença das categorias de impacto ambientais entre os três variações de produtos avaliados, foi empregada Análise de Variância (ANOVA) aos dados de incerteza calculados pela SMC.

Uma análise de sensibilidade foi realizada para investigar a contribuição do transporte dos resíduos de jeans para produção da lona de jeans reciclado. Cabe salientar, que esta variável foi desconsiderada por não haver dados a seu respeito na empresa consultada.

Resultados

Os resultados obtidos no estudo comparativo entre os três produtos avaliados estão relacionados na Tabela 3 para a produção de um par de cabedal.

Tabela 3: Resultados caracterizados da avaliação de ciclo de vida dos impactos UF produzidos

Categoria de Impacto	Cabedal de lona de PU	Cabedal de lona de Jeans	Cabedal de lona de Jeans Reciclada	Unidade
Potencial de Aquecimento Global-100a (PAG)	0,8115	0,2991	0,2472	kg CO_2-eq
Potencial de Toxicidade Humana (PTH)	0,0790	0,1783	0,0417	kg 1,4-DCB-Eq
Potencial de Ecotoxicidade de Água Potável (PEAP)	0,0167	0,0106	0,0053	kg 1,4-DCB-Eq
Potencial de Ecotoxicidade Marinha (PEM)	0,0733	0,0482	0,0185	kg 1,4-DCB-Eq

A Figura 2 apresenta a comparação dos impactos para os três produtos . O Cabedal de PU presentou valores maiores em todas as categorias de impacto, com exceção do Potencial de Toxicidade Humana, onde o cabedal de tecido de jeans se mostrou o material mais impactante. A lona de jeans reciclada de mostrou o material com menor carga ambiental para o sistema de produto avaliado, quase igualando com o jeans somente na categoria de potencial de aquecimento global .

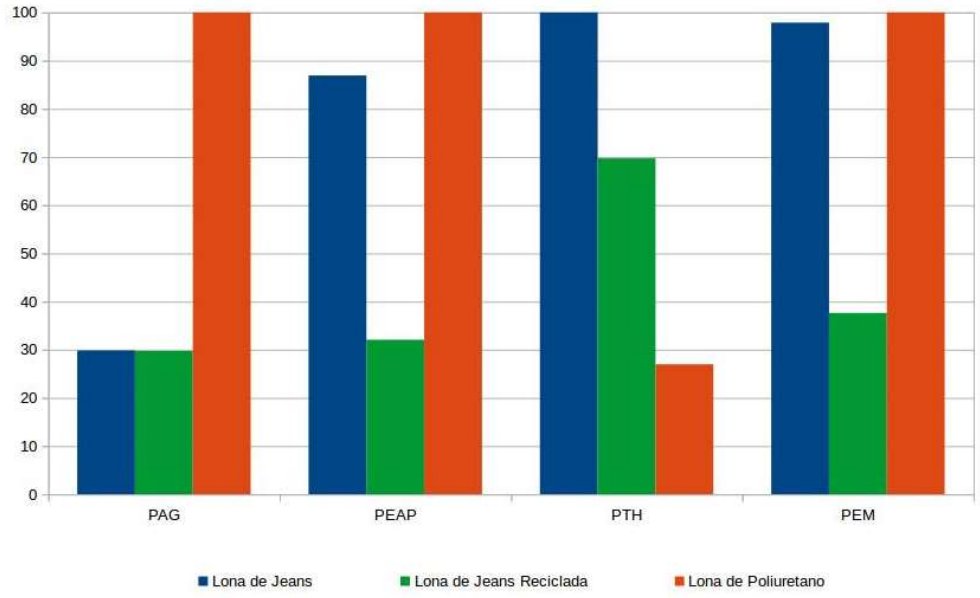


Figura 2: Comparação dos impactos entre os produtos avaliados

A Tabela 4 apresenta os processos elementares considerados que mais contribuíram para os impactos totais de cada cenário. A produção de uma das matérias-primas da resina polimérica é responsável por grandes impactos na produção da lona do PU. Para o calçado produzido a partir do cabedal de lona de *jeans*, os principais processos impactantes são a extração para a queima da lenha utilizada no processo de chamuscagem para o beneficiamento e acabamento do tecido. Para o cabedal produzido a partir de tecido de *jeans* reciclado, o processo de produção e distribuição de eletricidade representou a maior carga na contabilização das emissões, embora deva ser mencionado que não foi possível obter dados para as emissões associadas à coleta de resíduos para beneficiamento. No entanto, a análise de sensibilidade nos permite verificar a importância desta variável,

uma vez que, considerando o transporte da massa necessário para produção da UF e um caminhão com capacidade de 16-32 t e modelo Euro III com apenas 37km de deslocamento as emissões associadas a categorias PAG se igualam as emissões do cabedal do tecido de Jeans.

Tabela 4: Processos que mais contribuíram para cada categoria de impacto, para a produção de cabedal de lona de poliuretano (PU), lona de jeans e lona de jeans reciclado.

Tipo de cabedal	Processo	PAG	PEAP	PEM	PTH
Lona de PU	Produção do metileno difenil isocianato	40%	–	9%	18%
	Produção de eletricidade (CH grid)	23%	53%	46%	57%
	Produção de eletricidade (BR grid)	–	23%	27%	–
	Produção de poliol	23%	–	7%	10%
	Outros	14%	24%	11%	15%
Lona de *jeans*	Extração de lenha	0%	78%	66%	69%
	Queima de diesel	–	8%	18%	23%
	Produção de eletricidade (BR grid)	21%	8%	7%	–
	Outros	79%	6%	11%	8%
Lona de *jeans* reciclado	Produção de eletricidade (BR grid)	83%	87%	70%	83%
	Transporte de resíduos	8%	5%	15%	8%
	Outros	9%	8%	15%	9%

PAG: Potencial de Aquecimento Global; PEAP: Potencial de Ecotoxicidade de água potável; PEAM : Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha;

PTH: Potencial de Toxicidade Humana

ANOVA foi utilizada para confirmar diferença significativa entre os impactos que tiveram valores similares (PEAP, PEAM, PTH). Os testes estatísticos utilizaram o parâmetro F, que representa a razão das variâncias dentro da distribuição F no qual os testes são baseados. O valor de p retorna a probabilidade de que hipótese nula, que é a que propõe que os grupos analisados têm suas varuâncias estatísticamente iguais. Os resultados da análise ANOVA são apresentados na Tabela 5, e confirmam a existência de diferença significativa para os valores dos impactos dentre os tipos de cabedal.

Tabela 5: Resultados das Análises de ANOVA

Categoria de Impacto	F	p
PEAP	60.83	2 E-16
PEAM	74.71	2 E-16
PTH	746.6	2 E-16

F: Parâmetro F; Parâmetro estatístico "p"; PEAP: Potencial de Ecotoxicidade de água potável; PEAM : Potencial de Ecotoxicidade de Água Marinha;

PTH: Potencial de Toxicidade Humana

Discussão

A produção do cabedal de PU avaliado por esse estudo teve como suas principais fontes de impacto para a categoria de PAG os processos de produção da lona de PU (Tabela 4) no qual se localizam na China, e foi contabilizado uma emissão aproximadamente sete vezes menor que o estudo semelhante realizado por Cheah et al (2013) . Este autor, realizou ACV para a produção de tênis de corrida, o cabedal (fabricado a partir de lona de PU) foi responsável por emissões equivalente 5,7 kg CO_2-eq/par de calçados, para a categoria de PAG. Nesse caso a origem das emissões se deve ao uso de eletricidade, que utiliza a matriz energética da China, que em comparação com a matriz energética Brasileira, tem fator de impacto para aquecimento global 10 vezes maior, segundo Brander (2011). Por outro lado, a produção do cabedal de PU avaliado por esse estudo teve como suas principais fontes de impacto para a categoria de PAG os processos de produção da lona de PU (Tabela 4) no qual se localizam na China, e foi contabilizado uma emissão aproximadamente sete vezes menor (Tabela 3).

A análise de incerteza demostrou que os valores de impacto das categorias avaliadas não podem ser considerados semelhantes, apesar de ser muito próximos. Por outro lado, a análise de sensibilidade demostrou que os resultados são sensíveis ao transporte dos resíduos.

Portanto, a produção de calçados que se dá em maior parte no leste asiático poderia ter significativo aprimoramento no desempenho ambiental para a categoria de aquecimento global no que concerne a produção do cabedal se fosse realizada no Brasil.

Conclusões

Os impactos ambientais da produção de calçados com três diferentes materiais de cabedal foram avaliados e comparados neste estudo. Foi possível observar que a produção de calçados com cabedal de lona de *jeans* reciclado apresenta melhor desempenho ambiental frente aos outros sistemas nas quatro categorias de impacto avaliadas . O calçado produzido com cabedal de poliuretano apresenta o pior desempenho para três das quatro categorias de impactos avaliadas. No entanto, o transporte dos resíduos de jeans para beneficiamento pode influenciar consideravelmente o desempenho ambiental do produto cabedal de jeans reciclado. Além disso, ao desconsiderar a etapa de tingimento do jeans pode haver uma subestimação dos resultados beneficiando o cabedal de jeans e de jeans reciclado.

Portanto, a estratégia de utilizar jeans reciclado como matéria-prima para produção de cabedais pode ser considerada um alternativa para mitigar os impactos ambientais na produção de calçados. For fim, a logística de transporte e coleta dos resíduos empregadas como matéria prima deste produto deve ter uma atenção especial sobre o seu desempenho ambiental.

Referências Bibliográficas

ALBERS, K.; Canepa, p.; Miller, J. Analyzing the Environmental Impacts of Simple Shoes: A Life Cycle Assessment of the Supply Chain and Evaluation of End-of-Life Management Options. The Donald Bren School of Environmental Science and Management, University of California, Santa Barbara. 2008.

APICCAPS – ASSOCIAÇÃO PORTUGUESA DOS INDUSTRIAIS DE CALÇADOS, COMPONENTES, ARTIGOS DE PELE E SEUSSUCEDÂNEOS. World footwear yearbook. Porto Alegre: APICCAPS, 2011-2012.

BRANDER, A. M. et al. Electricity-specific emission factors for grid electricity. Ecometrica, 1-22, 2011.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Boletim do Monitoramento do Sistema Elétrico, 2015. 17p.

CHEAH, L. et al. Manufacturing-focused emissions reductions in footwear production. J. Clean. Prod. 44, 18-29, 2013.

IEMI – INSTITUTO DE ESTUDOS DE MARKETING EMPRESARIAL , <http://www.iemi.com.br/.acessado Janeiro de 2016

MATOS, Joaquim Filipe Vasconcelos. Desenvolvimento de materiais têxteis com propriedades antimicrobianas para revestimento de calçado. 2014.

MILÀ, L.; DOMÈNECH, X.; RIERADEVALL, J.; FULLANA, P.; PUIG, R. Application of Life Cycle Assessment to footwear. Int. J. Life Cycle Assess. 3, 203-208, 1998.

SPORT BUSINESS RESEARCH NETWORK, 2011. Consumer Expenditures on Running/ Jogging Shoes.ZELLER, T., 2011. Clothes makers join to set ‘green score’. New York Times. p. B1LO, Shih-Chi; MA, Hwong-wen; LO, Shang-Lien. Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method. Science of the total environment, v. 340, n. 1, p. 23-33, 2005.

Avaliação ambiental e energética do ciclo de vida do cultivo da cenoura irrigada no semiárido brasileiro

Juliano da Silva Lopes[1,2], Diego Lima Medeiros[2], Asher Kiperstok[3]

[1]Instituto Federal da Bahia - Campus Irecê, julianolopes@ifba.edu.br
[2]Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial da Universidade Federal da Bahia, diegomedeiros350@gmail.com
[3]Departamento de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia, asher@ufba.br

Resumo. *O objetivo deste trabalho foi avaliar os potenciais impactos ambientais do cultivo da cenoura em sistema de produção irrigada, localizado no município de Lapão no semiárido baiano. A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida atribucional foi utilizada com base na ABNT ISO 14040/44 (2009) e ILCD (2010). A fronteira do estudo foi do berço ao portão da fazenda e incluiu os processos de deslocamento de máquinas agrícolas, preparo do solo, plantio, aplicação de pesticidas e colheita, tendo como fluxo de referência 1 kg de cenoura colhida. Na elaboração do Inventário do Ciclo de Vida (ICV), os dados de insumos materiais e energéticos foram obtidos por meio de questionário semiestruturado. As emissões para o ar, água e solo foram calculadas utilizando dados regionais de solo e clima, de acordo com os métodos de estimação de emissões diretas de ICV de sistemas de produção agrícola (NEMECEK e SCHNETZER, 2012). O software de ACV utilizado no estudo foi o Simapro 8 e a base de dados para inventário da produção dos insumos foi o ecoinvent v3.1. O método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida utilizado foi o ILCD 2011 (EC-JRC, 2012) de ponto médio, considerando as categorias de impacto acidificação, mudanças climáticas, eutrofização, depleção abiótica, depleção da camada de ozônio e oxidação fotoquímica. Foram avaliados um cenário convencional (CC) e um cenário recomendado (CR) para o sistema do produto de estudo e comparados aos dois sistemas do ecoinvent: Carrot global 335 e Paris market carrot. Os resultados indicaram que o produto do cultivo convencional é menos impactante que o produto do inventário Carrot global 335 e mais impactante que o produto do inventário Paris market carrot. O cenário recomendado do estudo de caso demonstrou uma redução dos impactos nas categorias avaliadas em relação ao cenário convencional, porém ambos apresentaram um balanço energético negativo.*

Palavras-chave. *ACV, Cenoura, Agricultura Irrigada, Nordeste.*

Introdução

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2006) a região de Irecê produziu 85% da cenoura do estado da Bahia, 54% da região Nordeste e 14% do Brasil. No entanto, a agricultura contribui com a degradação da qualidade da água, perda de solo, escoamento de nutrientes e escassez hídrica (CARPENTER et al., 1998). Embora se constate uma baixa disponibilidade de água superficial (NOSSA, 2011) os solos férteis e terreno plano favorecem as atividades agrícolas com uso intensivo de águas subterrâneas para a irrigação, que associado ao uso indiscriminado de fertilizantes químicos, se constitui como um dos maiores problemas ambientais associados à horticultura irrigada na região de Irecê. O objetivo deste estudo foi avaliar os aspectos e impactos ambientais de um sistema de produção de cenoura irrigada, incluindo as etapas de aração, semeadura, adubação, irrigação, plantio, aplicação de pesticidas e colheita.

Metodologia

Local de estudo

A área de estudo está localizada nas coordenadas 11°28'32.5"S 41°51'55.1"W, no município de Lapão, região de Irecê, estado da Bahia – Brasil. O bioma predominante é a caatinga e o clima é semiárido do tipo BSh de acordo com a classificação de Köppen (KOTTEK et al., 2006) com temperaturas médias anuais de 23 ºC a 24 ºC.

Sistema de cultivo

Nas etapas de preparo do solo e plantio o serviço é mecanizado e as demais as operações são manuais. Os cálculos foram padronizados para 1 ha, considerando três ciclos de colheita com duração de 90-120 dias cada. No sistema de irrigação são utilizadas fitas de polietileno microperfuradas.

Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Escopo

O estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi conduzido com base nas normas ABNT ISO NBR 14044 (2009) e no manual de elaboração de inventários da Comissão Europeia (EC- JRC, 2010). A análise foi "do berço ao portão", incluindo o preparo do solo, plantio, manutenção e colheita, e o fluxo de referência do estudo foi de 1 kg de cenoura colhida.

Dados do Inventário

Os dados de entradas e saídas do sistema analisado foram obtidos por meio de questionários semiestruturados aplicados ao proprietário da fazenda, observações e medições de campo. A estimativa da demanda hídrica para o cultivo da cenoura se baseou nos dados de temperatura e precipitação, do Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA, 2014), evapotranspiração de referência (Eto [mm $mês^{-1}$]), segundo Blaney-Criddle e demais cálculos de irrigação de acordo com Marouelli et al. (2007).

As emissões para o ar, água e solo foram calculadas utilizando dados regionais de solo e clima, de acordo com os métodos de estimação de emissões diretas de ICV propostos por Nemecek e Schnetzer (2012). Os processos de infraestrutura da fazenda e embalagens dos insumos foram desconsiderados no critério de corte de 1% da massa do ICV. Os dados de inventário da produção dos insumos foram obtidos do *ecoinvent* v. 3.1 (Moreno-Ruiz et al., 2014) no âmbito global e para eletricidade utilizou-se dados da matriz elétrica brasileira.

Métodos e Software

O software de ACV utilizado no estudo foi o Simapro 8 e o método de avaliação dos potenciais impactos ambientais foi o ILCD 2011 (EC-JRC, 2012), incluindo as seguintes categorias de impacto: mudanças climáticas (GWP), depleção da camada de ozônio (OD), oxidação fotoquímica (POF), acidificação (AP), eutrofização terrestre (EP-t), eutrofização aquática (EP-f), eutrofização marinha (EP-m) e depleção abiótica (RD). A demanda de energia acumulada foi avaliada com o método *Cumulative Energy Demand* - CED (JUNGBLUTH e FRISCHKNECHT, 2007). Na avaliação de incerteza foi usado o método Monte Carlo com distribuição lognormal para as entradas e saídas, e as estimativas de incerteza de Goedkoop et al. (2016) com base na incerteza básica e matriz pedigree (WEIDEMA e WESNAES, 1996) para calcular o desvio padrão geométrico dos dados de inventário. Adicionalmente, foram considerados os fatores de incerteza contidos na base de dados de inventário *ecoinvent* v3.1 para as cadeias de produção de insumos e transportes.

Comparação de Estudos

O cenário convencional (CC) com base nos dados obtidos em campo foi confrontado com o cenário recomendado (CR) com dados obtidos na literatura e inventários disponíveis no *ecoinvent* (Stoessel et al., 2012): *Carrot process {GLO}| 335 production | Alloc Def, U* (335) e *Paris market carrot {GLO}| production | Alloc Def, U* (Paris).

Resultados e Discussão

Análise de Inventário

A Tabela 1 apresenta o inventário do cultivo de cenoura convencional (CC) e recomendado (CR).

Tabela 1: Inventário do ciclo de vida da produção de 1 kg de cenoura

Fluxos		Unit	CC	CR	Comentário	Desvio padrão
	Entrada					
	Energia, biomassa	MJ	1,77E+00	1,77E+00	Souza et al. (2008)	
	Diesel queimado	MJ	1,16E-01	1,16E-01	Coletado	1,03
	Fertilizante nitrogenado, na forma de N	kg	3,29E-03	2,29E-03	Coletado	1,03
	Fertilizante fosfatado, na forma de P_2O_5	kg	1,09E-02	3,34E-03	Coletado	1,03
	Fertilizante de potássio, na forma de K_2O	kg	5,15E-03	3,32E-03	Coletado	1,03
	Material de enchimento	kg	1,46E-02	8,57E-03	Coletado	1,03
	Semente	kg	2,18E-04	6,76E-05	Coletado	1,23
	Água	kg	1,70E+02	1,54E+01	Coletado	1,03
	Eletricidade, baixa voltagem, rede brasileira	kWh	3,44E-02	2,93E-03	Coletado	1,03
	Pesticida, mancozeb	kg	3,46E-05	3,46E-05	Coletado	1,03
	Pesticida, benzimidazol	kg	3,38E-06	2,03E-06	Coletado	1,03
	Pesticida, outros	kg	4,06E-05	3,18E-05	Coletado	1,03
Saída						
	Amônia, ar	kg	1,59E-04	1,10E-04	Calculado	1,10
	Óxido nitroso, ar	kg	7,49E-04	7,28E-04	Calculado	1,19
	Óxidos de nitrogênio, ar	kg	1,57E-04	1,53E-04	Calculado	1,19
	Água, ar	kg	3,50E+01	4,06E+00	Calculado	1,11
	Fosfato, rio	kg	6,31E-07	6,31E-06	Calculado	1,23
	Nitrato, água subterrânea	kg	2,18E-02	1,52E-02	Calculado	1,23
	Fosfato, água subterrânea	kg	6,31E-06	6,31E-07	Calculado	1,23
	Água	kg	1,35E-01	1,13E-02	Calculado	1,11

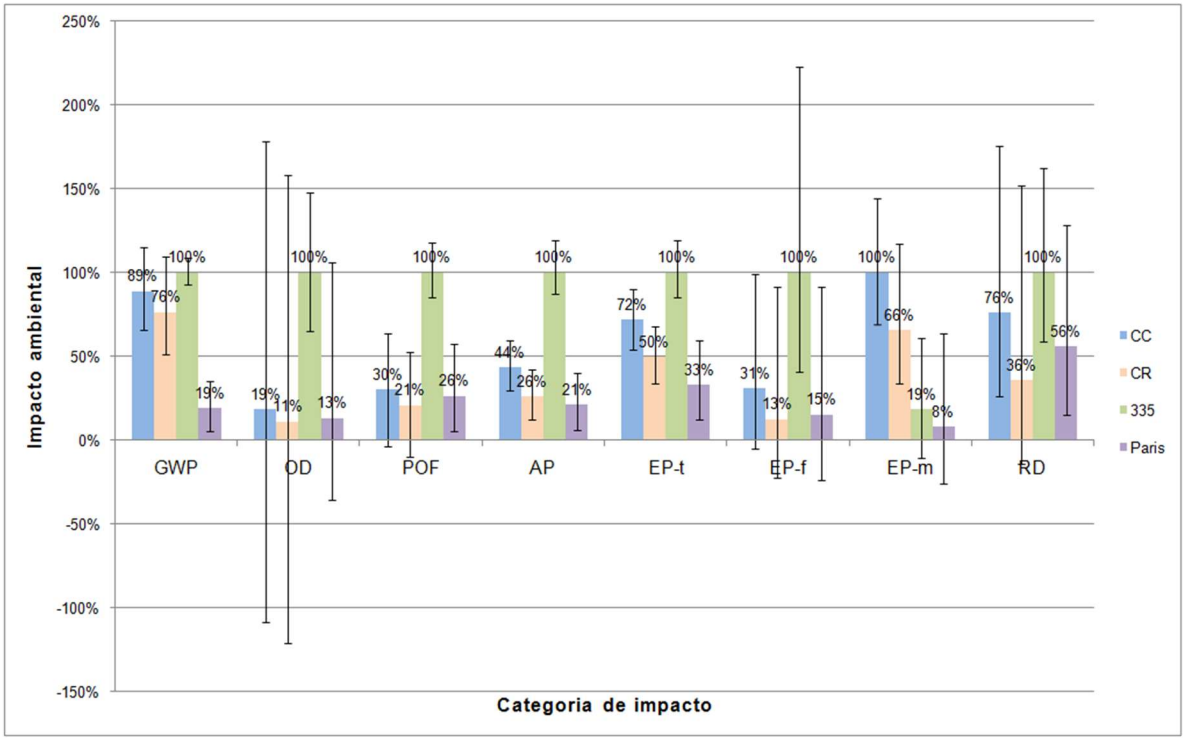
Os dados levantados em campo indicaram o uso demasiado de insumos e máquinas agrícolas, devido a adoção de um pacote tecnológico com baixa eficiência no CC. A análise de macronutrientes do solo condiz com o padrão de solos calcários dessa região descrito por Nossa (2011), pH básico, teores de fósforo relativamente altos, com pouca matéria orgânica. No entanto, o manejo inadequado do solo sem conhecimento da sua demanda de macronutientes, provoca perdas anuais de NPK de duas toneladas por ano.

A evapotranspiração potencial (ETP) verificada foi de 1.147 mm/ano em relação à média anual de chuva de 653 mm, de modo que a preservação do aquífero local é estratégica para a economia da região e a exploração de água subterrânea nessa região requer medidas de controle. No entanto, as informações de campo mostraram uma perda de 90% da água utilizada para irrigação no sistema estudado, decorrente principalmente da falta de conhecimento da demanda de água no solo, ausência de fiscalização no uso da água e baixo custo da eletricidade para o produtor. A perda com eletricidade utilizada no bombeamento do sistema de irrigação equivale a 91%.

Impactos ambientais e balanço energético

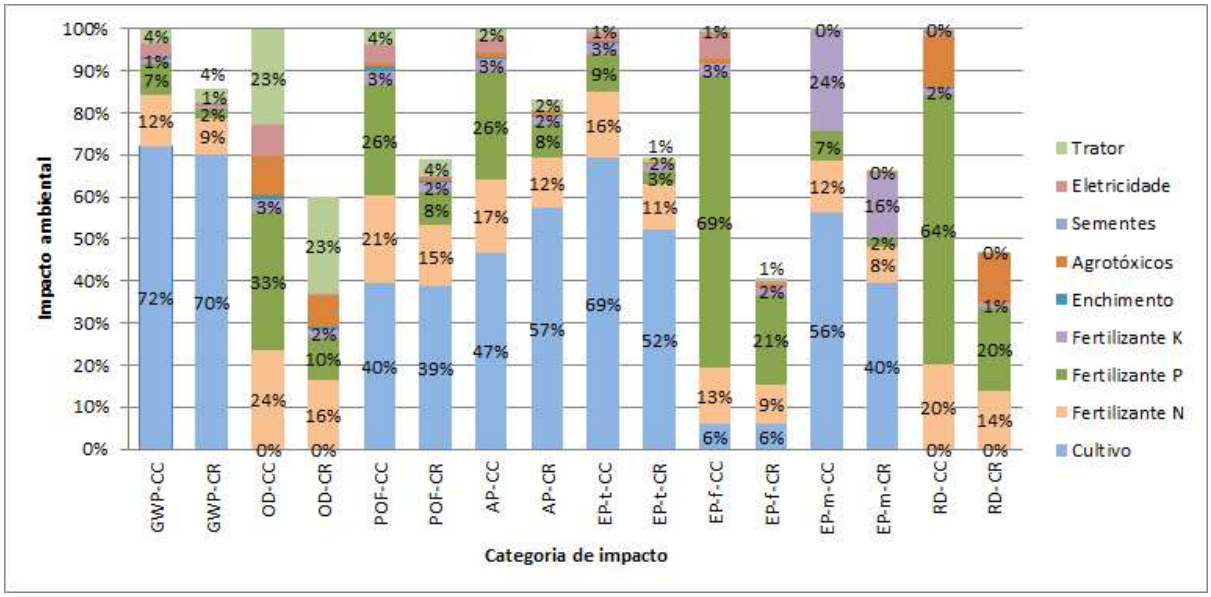
A Figura 1 apresenta os impactos ambientais do cultivo de cenoura convencional (CC) e recomendado (CR) em comparação com a literatura (335 e Paris).

Figura 1: Comparação dos impactos ambientais da produção de 1 kg de cenoura.



Verifica-se na Figura 1 que o sistema de produto 335 foi mais impactante em todas as categorias avaliadas, exceto para EP-m, seguido do CC, CR e Paris. O CR foi menos impactante que o CC em todas as categorias avaliadas, devido à redução no uso de insumos, e mais impactante que o Paris nas categorias GWP, AP, EP-t e EP-m. A incerteza do inventário do estudo é baixa, porém os resultados apresentam altas faixas de incerteza devido ao uso de inventários genéricos globais. A seguir são apresentadas as contribuições dos impactos por processo para cada categoria de impacto, Figura 2.

Figura 2: Contribuição dos impactos ambientais por processo no CC e CR.



Verifica-se na Figuras 2 que a as emissões do cultivo contribuem para os impactos ambientais nas categorias GWP, POF, AP, EP-t e EP-m nos sistemas de produto CC e CR. As emissões são decorrentes do uso de fertilizantes nitrogenados e fosfatados no cultivo. A produção dos fertilizantes N, P e K apresentaram impactos em todas as categorias avaliadas, com maior relevância na OD, EP-f e RD. As emissões das perdas dos nutrientes nitrogenados e fosfatados no campo são mais impactantes que a produção dos mesmos nas categorias GWP, POF, AP, EP-t e EP-m. A produção de agrotóxicos causou os maiores impactos nas categorias de OD e RD. A produção de material de enchimento dos fertilizantes, eletricidade e uso do trator agrícola apresentaram impactos pouco relevantes.

Os impactos da toxicidade humana e ecotoxicidade foram desconsiderados, uma vez que os fluxos elementares de metais pesados e agrotóxicos não foram estimados. O impacto de uso da terra também foi desconsiderado, embora o CC e CR usem a mesma área e qualidade de solo. A água foi avaliada apenas no inventário devido aos dados estarem em consolidação e o método de depleção hídrica em processo de avaliação pelos autores da pesquisa.

A Tabela 2 apresenta o balanço energético para os sistemas de produto CC, CR, 335 e Paris. O conceito de retorno energético, *Energy Returned on Energy Invested* (EROEI), foi usado com base no conteúdo energético de 1 kg de cenoura dividido pelo CED.

Tabela 2: Balanço energético para o cultivo de 1 kg de cenoura

Sistema de produto	Entrada / MJ	Saída / MJ	Saldo / MJ	EROEI
CC	2,97	1,77	-1,20	0,60
CR	2,34	1,77	-0,57	0,76
335	7,01	1,99	-5,02	0,28
Paris	2,78	1,99	-0,79	0,72

Os sistemas de produto apresentaram balanços energéticos negativos. A adoção de medidas de Produção mais Limpa (P+L) no CC implicou numa melhoria de 26% no CR, porém não foi suficiente para neutralizar os seus impactos energéticos do CR. Souza et al. (2008) apresenta o balanço energético da cenoura no sistema de cultivo convencional de 2,8 e do orgânico de 5,7, adaptados para a mesma fronteira de sistema do estudo de caso e desconsiderando entradas como mão de obra, embalagens e frete. No entanto os autores citados não fizeram uma ACV para considerar o CED da cadeia produtiva dos insumos.

O balanço energético da produção de alimentos nos EUA e Japão são 0,11 e 0,08, respectivamente (SOUZA et al., 2008), de modo que o Brasil possui vantagens competitivas. Ressalta-se que o EROEI do sistema de produto varia consideravelmente na mesma região e que os valores apresentados são dados médios. A utilização de balanços de energia na agricultura auxilia novas técnicas e manejo agrícola orientadas para a sustentabilidade e proporciona economia de energia e redução de custos.

Conclusões

A aplicação da ACV identificou oportunidades de mitigação dos efeitos causados pelo manejo inadequado das práticas agrícolas na área de estudo. Foram identificadas e quantificadas as entradas e saídas de energia e materiais no processo de produção e seus impactos ambientais e energéticos comparados com a literatura. Verificou-se maior redução dos potencias impactos ambientais para eutrofização aquática, depleção abiótica e depleção da camada de ozônio no cenário recomendado. Sob a percepção local, entende-se que as categorias eutrofização, acidificação e mudanças climáticas, sejam mais relevantes, embora mudanças climáticas tenha obtido menor redução percentual dos impactos do cenário convencional em relação ao cenário recomendado. Recomenda-se considerar bases de dados de inventário para a realidade brasileira e a regionalização dos métodos estrangeiros para reduzir as incertezas dos impactos avaliados no estudo.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Pré Consultants e *ecoinvent* em nome da ACVBrasil.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2009) *ISO NBR 14044*: Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações.

CARPENTER, S.R, CARACO, N.F, CORRELL, D.L, HOWARTH, R.W, SHARPLEY, A.N, SMITH, V.H. (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*. V. 8, pp. 559–568.

EUROPEAN COMMISSION - EC, JOINT RESEARCH CENTRE - JRC, INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (2010) *General guide for life cycle assessment - Detailed guidance.* Publications Office of the European Union.

EUROPEAN COMMISSION - EC, JOINT RESEARCH CENTRE - JRC, INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY (2012) *Characterization factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods.* Publications Office of the European Union.

GOEDKOOP, M., OELE, M., LEIJTING, J., PONSIOEN, T., MEIJER, E. (2016).*Introduction to LCA with SimaPro*. Pré Consultants.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE (2006) *Censo agropecuário*. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: http://www.sidra.ibge.gov.br/. Acesso: 14.06.16.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS – INEMA (2014) *Relatório.* Disponível em: http://www.inema.ba.gov.br/

JUNGBLUTH, N., FRISCHKNECHT R (2007) Cumulative energy demand. *Implementation of life cycle impact assessment methods*. ecoinvent report nº. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

KOTTEK, M., GRIESER, J., BECK, C., RUDOLF, B., RUBEL, F. (2006) World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorol.* V 15, pp 259-263.

MAROUELLI, W.A., OLIVEIRA, R.A., SILVA, W.L.C. (2007) *Irrigação da cultura da cenoura*. Embrapa Hortaliças.

MORENO-RUIZ, E., LÉVOVÁ, T., BOURGAULT, G., WERNET, G. (2014) *Documentation of changes implemented in Ecoinvent Data 3.1*. Ecoinvent Centre.

NEMECEK, T., SCHNETZER, J. (2012) *Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems Data v3.0*. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station.

NOSSA, T.C.B. (2011). *Avaliação da vulnerabilidade do aquífero cárstico Salitre - Bahia, através de análises hidroquímicas, isotópicas e aplicação da metodologia COP*. Universidade Federal da Bahia.

SOUZA, J.L., CASALI, V.W.D., SANTOS, R.H.S., CECON, P.R. (2008) Balanço e análise da sustentabilidade energética na produção orgânica de hortaliças. *Horticultura Brasileira.* V.26, pp 426-433.

STOESSEL, F., JURASKE, R., PFISTER, S., HELLWEG, S. (2012) Life cycle inventory and carbon and water food print of fruits and vegetables: application to a swiss retailer. *Environmental Science & Technology.* V.6, N. 46, pp 3253-3262.

WEIDEMA, B., WESNAES, M. (1996) Data quality management for life cycle inventories - An example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*. V.4, pp 167-174.

Environmental impacts of technology learning curve for cellulosic ethanol production systems in Brazil

Otávio Cavalett[1], Mateus F. Chagas[1,2], Tassia L. Junqueira[1], Antonio Bonomi[1,2]

[1] *Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE), Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais (CNPEM), otavio.cavalett@bioetanol.org.br*
[2]*Faculade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)*

Abstract. *This study presets a Life Cycle Assessment of second generation ethanol production in Brazil considering current and future technologies to represent technology evolution. With starting of the learning curve of the cellulosic ethanol production, improvements are expected on both biomass industrial conversion and agricultural production phases. Increased sugarcane yields and gradual introduction of more productive varieties in terms of fibers, such as energy cane, are expected. In environmental impact categories very relevant in the biofuel production debate, such as climate change, fossil depletion and agricultural land occupation, scenarios with second generation process present lower impacts in comparison to first generation process for the same time horizon. there is a trend of reduction all of these environmental impacts with time, reflecting the environmental advantages due to the learning curve of second generation ethanol technology. All these environmental impacts reduction are only achieved due to improvements in biomass production and conversion stages. The contribution of second generation ethanol production will be extremely relevant to help Brazil meeting its commitments stated in its international environmental commitments.*

Keywords. *Second-generation ethanol, Life cycle assessment; biofuels.*

Introduction

Increased production and use of ethanol with emphasis on advanced biofuels participation (such as cellulosic ethanol, also known as second generation or 2G) is a commitment recognized by many countries including the Brazilian Government in its Intended Nationally Determined Contribution (INDC) to COP 21.

Therefore, potential environmental benefits of different alternatives for 2G ethanol production should be properly quantified for supporting public policy formulation that will affect the future of climate and other environmental aspects of our planet. Since 2G technologies are in its initial stage of development, there is still a large potential for improvements in the entire production chain with time, as the learning curve of the process initializes.

In this study, environmental impacts of current and future technologies for 2G ethanol were quantified, using LCA, to represent the technology learning curve. Current and future scenarios for 1G and 2G technologies were designed based on interviews with main companies in Brazil and abroad related to cellulosic ethanol production chain. These future scenarios were previously designed to assess the outlook of 2G ethanol costs in Brazil (MILANEZ et al., 2015).

Methodology

This study use the Life Cycle Assessment methodology (LCA) for the quantitative assessment of environmental impacts. This method is described in ISO 14000 series of standards (ABNT NBR ISO 14040; ABNT NBR ISO 14044) and other important international documents (BSI PAS 2050, 2011; EUROPEAN COMMISSION, 2010). The objective of this study is to compare environmental impacts of present and future scenarios for 2G ethanol production in Brazil representing its technology learning curve. Scope is defined as cradle to factory gate considering agricultural production systems, transportation of biomass to the biorefinery and conversion of

feedstock into ethanol and electricity. ecoinvent database v2.2 (http://www.ecoinvent.ch/) was used to obtain the environmental profile of the main inputs used in the product system evaluated (e.g. diesel production, fertilizers, pesticides and other chemicals used as input in the process). Reference flow considered for results comparison is 1 MJ of ethanol produced in the different scenarios.

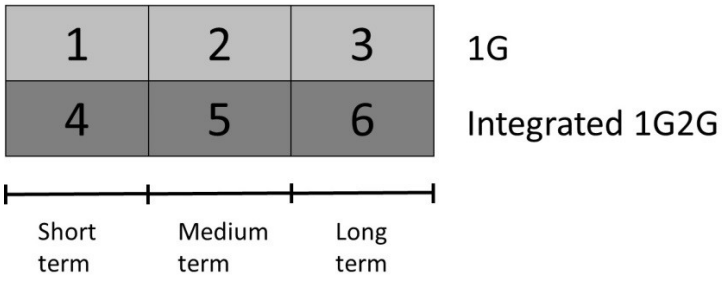
Allocation

Allocation has been identified as a major issue in environmental assessment of 2G technologies (CAVALETT et et.,2014). In this study, allocation based on economic relationships of outputs was employed to divide the environmental impacts of the integrated processes between ethanol and co-products.

Scenarios description

Current and future scenarios for 1G and 2G technologies were designed based on interviews with companies in Brazil and abroad related to cellulosic ethanol production chain. These future scenarios were previously used to assess the outlook of 2G ethanol costs in Brazil (MILANEZ et al., 2015). 2G scenarios were divided into three time horizons: short, medium and long term. They represent the expected first and second generation technology evolution and demonstrate potential environmental benefits of current and future technologies for 2G ethanol production. As a matter of analysis consistency, improvements were also considered for the 1G process. Figure 1 summarizes the set of scenarios evaluated in this study representing technological evolution of ethanol production scenarios. Short term is considered to represent the period 2016-2020, medium term 2021-2025, and long term 2026-2030.

Figure 1: Set of scenarios representing technological evolution of ethanol production scenarios



In addition to improvements on industrial process, advances on biomass production were also considered, such as higher sugarcane productivities and straw recovery rates; more efficient agricultural operations and introduction of energy cane (a high fiber variety of cane) as complementary feedstock. These assumptions are summarized in Table 1.

Table 1: Assumptions for biomass production system

Scenarios		**Short tern**	**Medium term**		**Long term**	
		Scenarios 1/4	**Scenarios 2/5**		**Scenarios 3/6**	
Cane (SC or EC)[1]	**Units**	**SC**	**SC**	**EC**	**SC**	**EC**
Milling capacity	Mt $year^{-1}$	4	4	1.72	4	4.17
Agricultural yield	t ha^{-1} $year^{-1}$	80	100	200	120	250
Transport distance	km	35	35	35	35	35
Longevity	harvest/cycle	5	5	10	5	10
Reduced tillage and precision agriculture	% of total area	20	80	80	100	100
Planting system	% Manual	20	-	-	-	-
	% Mechanized	80	100	100	-	-

	% ETC[2]	-	-	-	100	100
Harvesting system	% Manual	10	-	-	-	-
	% Mechanized	90	100	100	-	-
	% ETC	-	-	-	100	100
Straw recovery [3]	% of available straw	50	60	100	70	100
Diesel substitution (biogas) [4]	% of energy used in machinery and trucks	-	70	70	70	70

[1] SC means sugarcane and EC, energy cane;

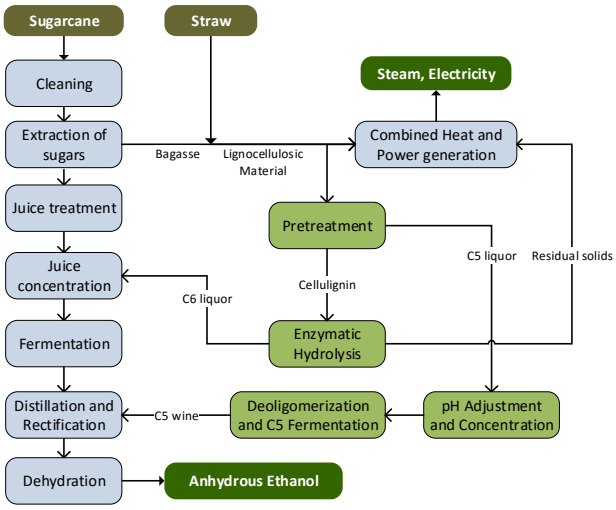
[2] Controlled Traffic Structure, a machinery under development at CTBE;

[3] baling for longer distances (50% of total area) and integral harvesting for short distances (50% of total area);

[4] Limit percentage. Surplus biogas is used as fuel in internal combustion engines for electricity production.

Industrial process for integrated 1G2G process is shown in Figure 2. In this study, technology for fermentation of pentoses (C5 sugars) was considered separately from hexoses fermentation.

Figure 2: Biorefinery considering an integrated 1G2G process.



With expected technical improvements on both agricultural production and biomass industrial conversion phases, technical results showing a learning curve of 2G ethanol production are presented in Table 2.

Table 2: Main inputs and outputs of the evaluated scenarios

Scenario	**Processing**				**Annual production**		**Yield**	
	Sugarcane stalks	Sugarcane straw	Energy cane	Lignocelullosic material	Ethanol	Electric energy	Ethanol	Electric energy
	Mt/year	Mt_{db}/year	M t/year	Mt_{db}/year	thousand m^3/year	GWh/year	L/TC[1]	kWh/TC[1]
1	4.00	0.252	-	-	339.7	697.5	84.9	174.3
2	4.00	0.336	1.72	-	438.3	1153.7	76.6	201.5

3	4.00	0.392	4.17	-	561.6	1769.8	68.8	216.7
4	4.00	0.252	-	-	433.9	274.3	108.4	68.6
5	4.00	0.336	1.72	-	667.4	403.2	116.6	70.4
6	4.00	0.392	4.17	-	989.1	555.4	121.1	68.0

[1] TC includes sugarcane stalks and energy cane.

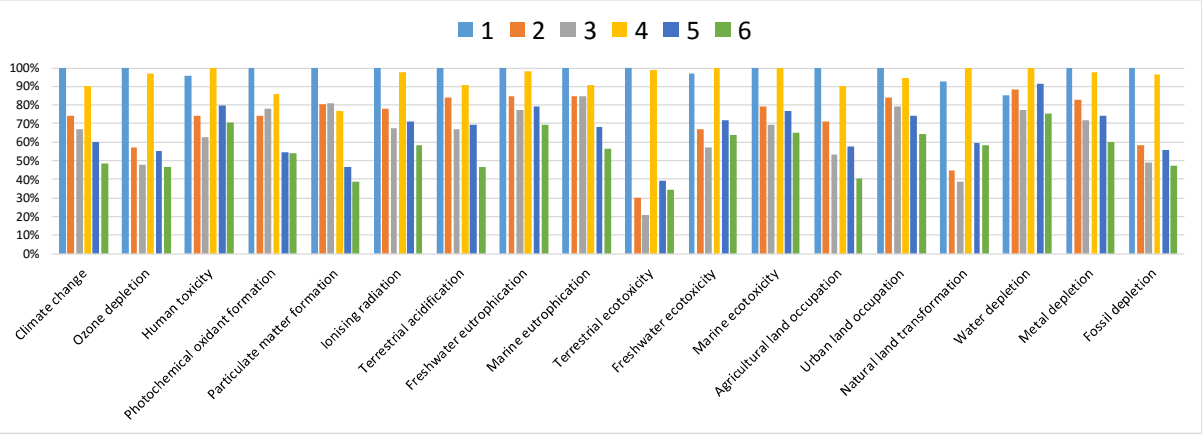
Results and Discussion

Figure 3 presents the comparative environmental impacts of ethanol production in the evaluated scenarios. Regarding climate change, fossil depletion and agricultural land occupation impacts, which are categories very relevant in the bioenergy debate, scenarios with 2G process present lower impacts in comparison to 1G process for the same time horizon. Similar trend is observed in acidification and eutrophication categories, mainly because more ethanol is obtained from the same biomass input in the scenarios with 2G ethanol production. Particulate matter formation is also improved with 2G ethanol production because more cellulosic feedstock is converted into ethanol, instead of electricity in the 1G process.

On the other side, human and freshwater ecotoxicity are higher in scenarios with 2G ethanol production due to higher chemicals use in the industrial process, such as ammonia and sodium hydroxide. Similarly, higher water use in the industrial process for 2G ethanol production is observed in the water depletion category.

It is important to notice that there is a trend of reduction all of these environmental impacts with time, reflecting the environmental advantages due to the learning curve of 2G ethanol technology. All these environmental impacts reduction are only achieved due to improvements in biomass production and conversion stages summarized in Table 1 and Table 2. The most important factors for reducing environmental impacts in the biomass production system are the increased yield of sugarcane, introduction of energy cane from the medium term and increased use of technology. The most important aspects for reducing environmental impacts with time in the industrial conversion system are the increased yields of conversion of cellulosic fractions to ethanol and lower enzymes use with time.

Figure 3: Comparative environmental impacts of ethanol production in the evaluated scenarios.



Conclusions

2G ethanol presents environmental advantages in comparison to 1G ethanol in important categories. Learning curve of 2G ethanol production technology, if concretized, will be responsible for significant improvements in the environmental impacts of ethanol production systems in Brazil. Besides enhanced industrial conversion efficiencies, energy cane and increased yields in conventional sugarcane production system will have a significant role to achieve these environmental objectives.

Acknowledgements

Authors are thankful to Brazilian Association of Industrial Biotechnology (ABBI), BNDES and FAPESP (grant number 2010/17139-3) for supporting this study.

References

ABNT NBR ISO 14040: ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2009) ABNT NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

ABNT NBR ISO 14044, ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2009) ABNT NBR ISO 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro.

BSI PAS 2050:2011 (2011) *Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards Institution (BSI)*, London, UK 38 pp.

BONOMI A, CAVALETT O., CUNHA MP, LIMA MAP. (2016) *Virtual Biorefinery – An Optimization Strategy for Renewable Carbon Valorization.* Springer International Publishing, Switzerland.

CAVALETT, O., CHAGAS, M. F. , JUNQUEIRA, T. L. , GIORGIO, R. , DIAS, M.O.S. , BONOMI, A. (2014). Life cycle assessment of integrated and stand-alone second generation ethanol production from sugarcane bagasse and straw. In*: 2nd Brazilian BioEnergy Science and Technology Conference*, Campos do Jordão. SP, Brazil.

EUROPEAN COMMISSION (2010) European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference *Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. EUR 24708 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union.

MILANEZ, A.Y., NYKO, D., VALENTE, M.S., SOUZA, L.C., BONOMI, A., JESUS, C.D.F., WATANABE, M.D.B., CHAGAS, M.F., REZENDE, M.C.A.F., CAVALETT, O., JUNQUEIRA, T.L., GOUVEIA, V.L.R. (2015) De promessa a realidade: como o etanol celulósico pode revolucionar a indústria da cana-de-açúcar – uma avaliação do potencial competitivo e sugestões de política pública. *BNDES Setorial 41*, p. 237-294.

Impacts of Land Use Change on GHG emissions of the first and second generation ethanol production in Brazil

Mateus Ferreira Chagas[1,2], Otávio Cavalett[1], Tassia Lopes Junqueira[1], Antonio Bonomi[1,2]

[1] Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE), Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais (CNPEM) mateus.chagas@bioetanol.org.br
[2] Faculdade de Engenharia Química (FEQ), Universidade Estadual de Campinas (Unicamp)

Resumo. *Um dos principais compromissos assumidos pelo Brasil na COP21 foi o aumento da participação de combustíveis renováveis na matriz energética, que, aliado às projeções de aumento de consumo de combustíveis líquidos pela frota brasileira, deve levar ao aumento na produção e uso de etanol no país. Esse incremento de produção poderá ocorrer tanto pelo aumento da moagem de cana-de-açúcar em usinas de primeira geração quanto pela produção de etanol a partir de resíduos lignocelulósicos (etanol de segunda geração). Desta forma, os potenciais benefícios ambientais da produção de etanol precisam ser quantificados, considerando as eventuais necessidades de expansão da área de produção de cana-de-açúcar e as emissões decorrentes da conversão do uso da terra. Dependendo das considerações adotadas para as medidas dos estoques de carbono no solo e na biomassa, pode ser observada uma grande diferença nos resultados obtidos. Estas considerações têm sido alvo de intenso debate na comunidade científica e de políticas ambientais. Este estudo visa avaliar os impactos da inclusão das emissões da mudança do uso da terra (MUT) para dois sistemas de produto: o etanol de primeira geração em usinas otimizadas para a produção de eletricidade (1G) e o etanol de segunda geração em plantas integradas de primeira e segunda geração (1G2G). A partir da seleção dos principais trabalhos mundiais sobre o tema, são utilizadas as metodologias propostas pelo IPCC (TIER 1) e dados específicos para áreas de cana reportados na literatura (TIER 2) para determinar os estoques de carbono no solo e na biomassa, além de diferentes perfis de expansão, totalizando seis cenários para cada um dos sistemas de produção analisados.Com a distribuição das cargas ambientais entre os diferentes produtos dos sistemas de produção de primeira e segunda geração segundo o critério de alocação energética, os resultados em termos de emissões de gases de efeito estufa sem as emissões da MUT foram de 22.2 g CO_2 eq por MJ de etanol no cenário 1G e de 20.3 g CO2 eq por MJ de etanol no cenário integrado 1G2G. A inclusão das emissões da MUT faz com que os resultados variem entre 9.8 e 28.7 g CO2 eq por MJ para o etanol 1G, dependendo dos critérios adotados para quantificar as emissões da MUT. A maior produtividade por unidade de área agrícola com o sistema integrado 1G2G levou a uma menor oscilação dos resultados (entre 10.3 e 25.5 g CO2 eq por MJ) para o etanol produzido no cenário integrado 1G2G.*

Palavras-chave. *Avaliação do Ciclo de Vida, Etanol, Mudança do Uso da Terra, Gases de Efeito Estufa, Segunda Geração.*

Introduction

On its Intended Nationally Determined Contributions (INDC) for the 21st session of the Conference of the Parties (COP-21), which took place in Paris at the end of last year, Brazil committed to reduce greenhouse gas emissions by 37% below 2005 levels in 2025 (BRASIL, 2015). Brazil strongly supports biofuels in its INDC, including forecasts to enhance the share of renewable fuels in the energy matrix by, beyond the commitments for biodiesel, increasing the ethanol supply and including the advanced biofuels (second generation) in the energy mix. Additionally, it is planned to restore 15 million hectares of degraded pasturelands by 2030 in a low carbon agriculture sector (BRASIL, 2015). Combined with projections of increasing consumption of liquid fuels by the Brazilian light fleet (MME, 2015), environmental concerns may lead to higher production and use of ethanol in the country, either by increasing sugarcane production area in and the number of first-generation plants either by the production of ethanol from lignocellulosic residues (second generation ethanol) that can increase the biofuel production without land requirements.

The potential environmental benefits of ethanol compared to fossil alternatives need to be properly quantified, considering the second generation and possible expansions of sugarcane production areas with the emissions resulting from the land use conversion.

Depending on considerations about the carbon stocks quantification in both soil and biomass, remarkable differences are observed in ethanol life cycle GHG emissions. These considerations have been subject of intense debate in the scientific community and environmental policies. This study aims to evaluate the impact of the inclusion of Land Use Change (LUC) emissions for two product systems: the first-generation ethanol produced in optimized plants (1G) and the ethanol produced in integrated first- and second-generation plants (1G2G). Different set of assumptions for LUC calculation are assessed, measuring their effects on ethanol life cycle impacts in climate change category.

Methods

Scenarios

The production systems of the first and integrated first- and second-generation ethanol from sugarcane were assessed in this study, which has as its unit of analysis one liter of ethanol at factory gate. The agricultural and industrial stages of the ethanol life cycle were modeled using the Virtual Sugarcane Biorefinery (BONOMI *et al.*, 2016).

The sugarcane production system description is based on a totally mechanized production system with typical data for the Center-South region, and includes all the field operations since pre-planting to harvesting and transportation from the field to the industry. In addition to the sugarcane stalks, 50 % of straw are recovered and transported to the mill, partially within the stalks, partially using bales (BONOMI *et al.*, 2016; CHAGAS *et al.*, 2016; CARDOSO *et al.,* 2013).

Ethanol production scenarios were defined according to short term scenarios from Milanez *et al*. (2015). The first generation (1G) ethanol production takes place in a modern plant with high-pressure boilers, and low energy consumption, among other features. Bagasse and straw are used to generate steam in the heat and power cogeneration unit, designed to increase the electricity output. The integrated first and second generation (1G2G) ethanol production considers a first generation configuration similar to the 1G scenario, but using the surplus bagasse and straw (the fraction not used to meet the process energy demand) to produce second-generation ethanol. Integration of 1G and 2G processes mainly occurs in the fermentation, distillation and cogeneration steps. Ethanol and electricity are obtained in both scenarios. Energy allocation, defined by European directives as standard method to determine the carbon footprint of energy resources used in the transportation sector (PAS 2050, 2011), is employed in this study.

Life cycle datasets for inputs used in both agricultural and industrial stages were taken from *ecoinvent* v2.2 database (FRISCHKNECHT *et al.*, 2005) and adapted to Brazilian conditions according to Chagas *et al.* (2012). SimaPro life cycle assessment software version 7.3.3 and IPCC 2007 method (IPCC, 2007) were used to calculate GHG of the ethanol life cycle.

Considering the 1G and 1G2G ethanol production, different set of assumptions to calculate the direct effects of land use changes (LUC) are considered. It is important to mention that no indirect effects were included in this assessment. Changes in soil and biomass organic carbon stocks are determined according to IPCC Guidelines (IPCC, 2003), considering default emissions factors (TIER 1 approach) or site-specific data for Brazilian sugarcane reported in the literature (TIER 2). For TIER 1 approach, different possibilities were considered for sugarcane expansion profile: expansion according to recent sugarcane expansion profile and expansion over pasture. In both cases figures for degrades and severely degraded grassland were assessed. Recent sugarcane expansion profile was considered as 69.3% over grassland; 14.8% over soybean; 2.8% over corn; 2.8% over orange; 0.4% over coffee; 0.8% over native vegetation; 9.0% over other crops based on data from CONAB (2013a; 2013b; 2012; 2010; 2008). For TIER 2 only the sugarcane expansion over grassland was included. In this way, six set of assumptions for LUC calculation were selected for each ethanol production scenario, as follows:

- **Without LUC;**
- ***LUC-1:*** *TIER 1 approach, expansion according to recent sugarcane expansion profile, considering degraded grassland;*

- ***LUC-2:*** *TIER 1 approach, expansion according to recent sugarcane expansion profile, considering severely degraded grassland;*
- ***LUC-3:*** *TIER 1, expansion over degraded grassland;*
- ***LUC-4:*** *TIER 1 approach, expansion over severely degraded grassland;*
- ***LUC-5:*** *TIER 2 approach, expansion over grassland (unspecified).*

Whenever any LUC is included (LUC-1 to LUC-5 assumptions), ethanol life cycle assessment considers only the fuel obtained from biomass produced in recently converted areas (i.e.100% expansion).

Results and discussion

Soil organic carbon stock

Flowing TIER 1 approach, soil organic carbon stocks for sugarcane and replaced crops are calculated according to IPCC (2003), multiplying a standard value of soil organic carbon (SOC_{REF}) by factors reflecting differences compared to this reference.

The standard soil organic carbon for sugarcane was calculated as the weighted average of values for each Brazilian State (Table 1), using the SOC_{REF}, values from Harris et al. (2009), and sugarcane production areas from UNICA (2015).

Table 1. Standard soil organic carbon stocks and sugarcane production area per Brazilian State

State	SOC_{REF} (t_C ha^{-1}) [a]	Sugarcane area (10^3 ha) [b]	State	SOC_{REF} (t_C ha^{-1}) [a]	Sugarcane area (10^3 ha) [b]	State	SOC_{REF} (t_C ha^{-1}) [a]	Sugarcane area (10^3 ha) [b]
AL	48.4	399	MT	58.0	300	PI	25.8	18
AM	63.0	4	MS	40.8	692	RJ	51.6	83
BA	39.6	121	MG	45.9	1,072	RN	32.8	56
CE	32.2	21	PA	47.5	17	RS	65.3	22
ES	53.7	78	PB	35.0	149	SP	38.4	5,728
GO	41.5	968	PR	55.6	678	SE	49.1	59
MA	35.4	47	PE	32.4	321	TO	48.8	35
Brazil	**41.7**	**10,871**						

[a] Harris et al. (2009); [b] UNICA (2015).

Relative stock change factors for land use (F_{LU}), management (F_{MG}), and levels of carbon input (F_I) were taken from IPCC (2003). Values used in this study for sugarcane and the replaced land uses are presented in Table 2. It is important to mention that, because it is harvested every year, sugarcane could be considered an annual crop according to IPCC (2003) recommendations. However, it is a semi-perennial crop usually replanted every five or six years, and presents soil carbon levels compatible with perennial crop factor of IPCC (2003), as evidenced by Joaquim *et al*. (2011). Reduced tillage factor was also assumed for sugarcane, since the largest carbon losses are caused by the intense tillage at replanting, and this effect is diluted in the sugarcane cycle (JOAQUIM *et al*., 2011).

Table 2. Relative stock change factors and soil organic carbon stocks for different crops

Crop	Relative stock change factors [a]			Soil organic carbon stock (t_C ha^{-1})
	Land use (F_{LU}) [a]	Tillage (F_{MG}) [a]	Input (F_I) [a]	
Sugarcane	Perennial (0.82)	Reduced (1.16)	Medium (1.0)	39.6
Corn	Annual (0.58)	No-till (1.23)	Medium (1.0)	29.7
Soybean	Annual (0.58)	No-till (1.23)	Medium (1.0)	29.7
Coffee	Perennial (0.82)	Reduced (1.16)	Low (0.91)	36.1
Orange	Perennial (0.82)	Reduced (1.16)	Low (0.91)	36.1
Native vegetation	- (1.0)	- (1.0)	- (1.0)	41.7
Others [b]	Annual (0.58)	Reduced (1.16)	Medium (1.0)	28.0
Degraded grassland	All (1.0)	Moderately degraded (0.97)	Nominal (1.0)	40.4
Severely degraded grassland	All (1.0)	Severely degraded (0.7)	Nominal (1.0)	29.2

[a] IPCC (2003); [b] Mainly cotton, sunflower, and bean.

For TIER 2 approach, the emission factor of 20.7 t_{CO_2} ha^{-1} from Mello *et al*. (2014) was used for soil organic carbon stock changes (grassland conversion to sugarcane).

Biomass carbon stock

Carbon stored in the above ground sugarcane biomass was calculated considering the average weight of biomass during the entire production cycle and the carbon content of different fractions of sugarcane (stalks and straw). The average weight of the above ground biomass needs to be determined taking into account all the stages of the crop, from planting (or ratoon sprouting) to harvesting, considering the biomass yields and time length in each stage. In this study, a fraction of the biomass yield at harvest time is used as a proxy of average weight during the entire cycle. Based on results from Paes *et* Marin (2011), the factor 61.5% was used. Carbon content in above ground biomass of sugarcane (stalks and straw) was calculated based on the biomass composition, presented in Table 3.

Table 3. Sugarcane composition, carbon content, biomass yields and carbon stocks in above ground biomass

	Stalks	Straw
Biomass Composition (%) [a]		
Water	70.3	15.0
Sucrose	14.0	4.3
Reducing sugars	0.6	0.2
Fibers	12.7	77.9
Cellulose	6.0	32.4
Hemicellulose	3.5	24.8
Lignin	3.2	20.6
Other	2.4	2.6
Carbon content in biomass (kg_C t^{-1})	120	377
Biomass yield at harvest time (t ha^{-1})	80.0 [a]	13.2 [b]
Average weight of the above ground biomass during the production cycle (t ha^{-1}) [c]	49.2	8.1
Average carbon stock in above ground sugarcane biomass (t_C ha^{-1})	5.9	3.1

[a] Bonomi *et al*. (2016); [b] Considering a production of 140 kg of straw (dry mass) per tonne of stalks (wet mass) (HASSUANI *et al*., 2005), and 15% moisture; [c] Using the factor of 61.5% of the biomass yield at harvest time, based on results from Paes *et* Marin (2011).

Carbon stored in the underground sugarcane biomass was calculated according to the root:aerial biomass ratio of 0.2 from Smith *et al*. (2005). Carbon stocks in biomass for other crops are taken from Harris *et al*. (2005). Biomass carbon stocks are presented in Table 4.

Table 4. Biomass carbon stocks

Biomass	Carbon content (t_C ha^{-1})
Sugarcane	10.8
Above ground biomass [a]	9.0
Underground biomass [b]	1.8
Other biomasses	
Grassland [c]	10.9
Annual crop [c]	5.0
Perennial crop [c]	12.0
Native vegetation [c]	71.9

[a] Stalks and straw (Table 3); [b] Roots, based on Smith et al. (2005); [c] Harris et al. (2009).

Land Use Change Emissions

Table 5 shows the net soil and biomass carbon dioxide emissions (t_{CO_2} ha^{-1} $year^{-1}$) for a 20 years' time horizon (IPCC, 2003) using different considerations for LUC calculations. For TIER 1 approach, assumptions based on expansion according to recent sugarcane expansion profile and expansion over severely degraded grassland presented a negative net emission value, because the equilibrium carbon stocks combining biomass and soil compartments are higher for sugarcane when compared to previous land use.

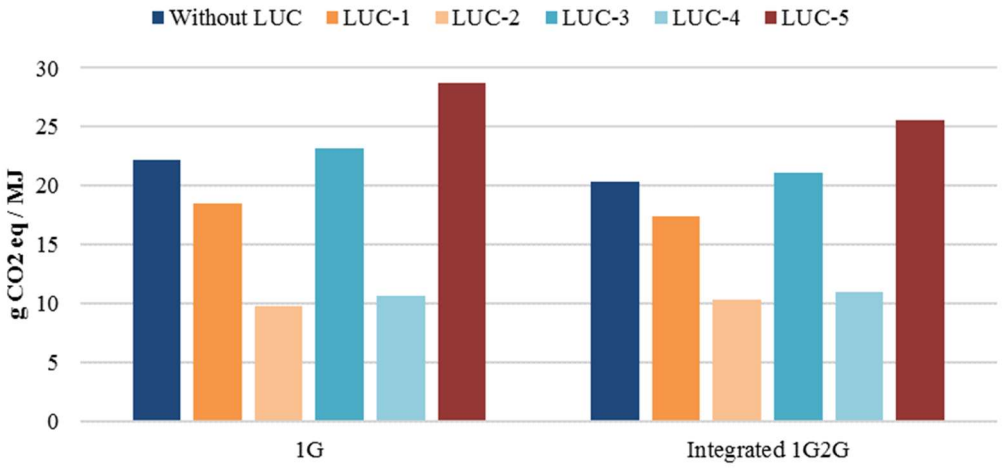
Table 5. Net Land Use Change emissions due to expansion on biomass production area (t_{CO_2} ha^{-1} $year^{-1}$)

Expansion according to recent sugarcane expansion profile		Expansion over grassland		
TIER 1		TIER 1		TIER 2
Degraded Grassland	Severely Degraded Grassland	Degraded Grassland	Severely Degraded Grassland	Unspecified Grassland
-0.60	-2.03	0.17	-1.89	1.06

Global Warming Potential for Ethanol

Figure 1 presents the change in the carbon footprint due to different set of assumptions for determining LUC impacts in evaluated ethanol production scenarios. It is important to remember that the results presented consider only ethanol produced from biomass cultivated in recently converted areas. With energy allocation of environmental burdens between ethanol and electricity, the results in terms of GHG emissions without LUC were 22.2 g CO_2 eq per MJ of ethanol in the 1G scenario and 20.3 g CO_2 eq per MJ of ethanol in integrated 1G2G scenario. Depending on the criteria used to quantify LUC emissions, its inclusion in ethanol life cycle boundaries makes the results vary between 9.8 and 28.7 g CO_2 eq per MJ of 1G ethanol. Higher yields per unit of agricultural area with the integrated 1G2G system led to a lower fluctuation of results (between 10.3 and 25.5 g CO_2 eq per MJ of 1G2G ethanol).

Figure 1. Ethanol Global Warming Potential including Land Use Change emissions.



Considering the LUC-1 approach, results in terms of greenhouse gases emissions (with energy allocation) are 18.5 g CO_2 eq per MJ of ethanol in 1G scenario and 17.4 g CO_2 eq per MJ of ethanol produced in the integrated scenario. The lowest impacts were observed when severely degraded grassland is considered under recent sugarcane expansion profile (LUC-2) (9.8 and 10.3 g CO_2 eq per MJ for 1G and 1G2G ethanol, respectively). In this case, 1G ethanol presented impacts even lower than integrated 1G2G, indicating that carbon uptakes from severely degraded pastures conversion to sugarcane would be even more important than second generation to reduce GHG ethanol emissions.

Since carbon stocks in biomass is higher for grassland, LUC-3 and LUC-4 set of assumptions led to higher impacts (compared to their equivalent scenarios LUC-1 and LUC-2, respectively) when expansion is considered to occur 100% over pasture and not according to the recent conversion profile. The highest impacts were observed for LUC-5, when site specific (TIER 2) data is used. In only ethanol produced in expansion areas is considered, impacts would be 29% and 26% higher with this assumption for LUC for 1G and 1G2G ethanol, respectively, compared to the scenarios where no LUC is considered.

It is important to mention that changes in assumptions for carbon stocks in soil and biomass can promote substantial difference in results. Despite the importance of being quantified and continuously monitored, emissions from direct land use changes from recent sugarcane expansion does not affect the advanced biofuel label of Brazilian ethanol, and should not be an obstacle to increasing production of advanced biofuels in Brazil.

Conclusions

Ethanol life cycle GHG emissions is greatly dependent on the criteria used to quantify LUC emissions. Different assumptions for LUC emissions calculation led do 1G ethanol impacts between 9.8 and10.3 g CO_2 eq per MJ, and higher yields per unit of agricultural area with the integrated 1G2G system led to a lower fluctuation of results. In most of the cases, 1G2G ethanol presented better results; only if severely degraded pasture is considered, expansion of ethanol production with 1G technology could be advantageous over 1G2G.

Acknowledgments

The authors would like to thank Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (contract grant number 2010/17139-3) for financial support.

Reference

BONOMI, A., CAVALETT, O., PEREIRA da CUNHA, M., LIMA, M. A. P. (Eds). (2016) Virtual Biorefinery – An Optimization Strategy for Renewable Carbon Valorization. Springer International Publishing, XXX p.

BRASIL. (2015) Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para Consecução do Objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Available at: http://goo.gl/kGNgPX

CARDOSO, T. F.; CAVALETT, O.; CHAGAS, M. F.; MORAIS, E. R.; CARVALHO, J. L. N.; FRANCO, H. C. J.; GALDOS, M. V.; SCARPARE, F. V.; BRAUNBECK, O. A.; CORTEZ, L. A. B.; BONOMI, A. (2013) Technical and economic assessment of trash recovery in the sugarcane bioenergy production system. Scientia Agricola, 70, p. 353-360.

CHAGAS, M. F.; CAVALETT, O.; SEABRA, J. E. A.; SILVA, C. R. U.; BONOMI, A. (2012) Adaptação de inventários de ciclo de vida da cadeia produtiva do etanol. In: III Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida de Produtos e Serviços, 2012, Maringá. Anais do III Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida de Produtos e Serviços. Maringá, PR: DentalPress Publisinhg, 2012. v. 1. p. 1-6.

CHAGAS, M. F.; BORDONAL, R. O.; CAVALETT, O.; CARVALHO, J. L. N.; BONOMI, A.; LA SCALA JUNIOR, N. (2016) Environmental and economic impacts of different sugarcane production systems in the ethanol biorefinery. Biofuels, Bioproducts & Biorefining, v. 10, p. 89–106.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Perfil do setor do açúcar e do álcool no Brasil. Volume 5 - Safra 2011/2012, Brasília, 2013a.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Perfil do setor do açúcar e do álcool no Brasil. Volume 4 - Safra 2010/2011, Brasília, 2013b.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Perfil do setor do açúcar e do álcool no Brasil. Volume 3 - Safra 2009/2010, Brasília, 2012.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Perfil do setor do açúcar e do álcool no Brasil. Volume 2 - Safra 2008/2009, Brasília, 2010.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Perfil do setor do açúcar e do álcool no Brasil. Volume 1 - Safra 2007/2008, Brasília, 2008.

FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N., ALTHAUS, H.-J., DOKA, G., DONES, R., HECK, T., HELLWEG, S., HISCHIER, R., NEMECEK, T., REBITZER, G. and SPIELMANN, M. (2005) The ecoinvent database: Overview and methodological framework, International Journal of Life Cycle Assessment 10, 3–9.

HARRIS, N. L, GRIMLAND, S., BROWN, S. (2009) Land Use Change and Emission Factors: Updates since the RFS Proposed Rule. Report submitted to EPA. Winrock International, 31 pp.

HASSUANI, S. J., LEAL, M. R. L. V., MACEDO, I. C. (Eds.) (2005) Biomass power generation. Sugar cane bagasse and trash. Published by UNDP-UN and Centro de Tecnologia Canavieira-CTC, Piracicaba, 216 pp.

IPCC , Intergovernmental Panel on Climate Change (2003). Good Practice Guidance for Land Use,Land-Use Change and Forestry. Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner IPCC, Geneva, Switzerland, 632 pp.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2007). Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.

JOAQUIM A. C., BERTOLANI, F. C., DONZELLI, J. L., BODDEY, R. M. (2011) Organic Carbon Stocks in soils planted to sugarcane in the Mid-South region of Brazil: A summary of CTC's data, 1990-2009. Centro de Tecnologia Canavieira, Technical Report, September 2011, Piracicaba, 25 p.

MELLO, F. F. C., CERRI, C. E. P., DAVIES, C. A., HOLBROOK, N. M., PAUSTIAN, K., MAIA, S. M. F., GALDOS, M. V., BERNOUX, M., CERRI, C. C. (2014) Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. Nature Climate Change, 4, pp. 605–609.

MILANEZ, A. Y., NYKO, D., VALENTE, M. S., SOUZA, L. C., BONOMI, A., JESUS, C. D. F., WATANABE, M. D. B., CHAGAS, M. F., REZENDE, M. C. A. F., CAVALETT, O., JUNQUEIRA, T. L., GOUVEIA, V. L. R. (2015) De promessa a realidade: como o etanol celulósico pode revolucionar a indústria da cana-de-açúcar – uma avaliação do potencial competitivo e sugestões de política pública. BNDES Setorial 41, pp. 237-294.

MME – Ministério de Minas e Energia. (2015) Panorama Geral dos Setores de Energia e Mineração. Apresentação do Ministro Eduardo Braga para a Comissão de Minas e Energia da Câmara dos Deputados. Brasília, 15 de abril de 2015. Available at: http://goo.gl/8WXXdZ

PAES, L. A. D., MARIN, F. R. (2011) Carbon storage in sugarcane fields of Brazilian South-Central region. Centro de Tecnologia Canavieira, Technical Report, September 2011, Piracicaba, 13 p.

PAS 2050 (2011) Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services.

SMITH, D. M., INMAN-BAMBER, N. G., THOBURN, P. J. (2005) Growth and function of the sugarcane root system. Field Crops Res, V.92, pp.169-183.

UNICA, União da Indústria de Cana-de-açúcar. (2015) Área plantada com cana-de-açúcar, por Estado da Federação, 1996-2015. Disponível em: www.unica.com.br/unicadata

O uso de métodos de distribuição de impactos em ACVs de processos multifuncionais: uma revisão sistemática da literatura publicada nos últimos 10 anos

Marcella Ruschi Mendes Saade[1], Maristela Gomes da Silva[2], Vanessa Gomes[3]

[1]Universidade Estadual de Campinas, marcellarms@hotmail.com
[2]Universidade Federal do Espírito Santo, margomes.silva@gmail.com
[3]Universidade Estadual de Campinas, vangomes@gmail.com

Resumo. O reconhecimento de determinados resíduos como co-produtos dissemina uma nova postura na modelagem do ciclo de vida dos processos que os geram. Com isso, uma questão que figura constantemente na discussão acerca de limitações metodológicas da ACV é a escolha do método de distribuição de impactos nos chamados processos multifuncionais. Tais processos recebem esse nome por produzirem mais de um produto ou serviço, i.e. mais de uma função. De acordo com a ISO 14044:2006, nesses casos, é necessário atribuir uma carga ambiental correspondente a cada produto ou serviço gerado. Para tanto, a norma fornece diferentes soluções, e uma ordem hierárquica na qual elas devem ser testadas. O primeiro passo consiste em evitar a alocação sempre que possível, utilizando uma das seguintes opções: (i) divisão do processo multifuncional em dois ou mais subprocessos unitários, que contribuam – cada um – com somente uma função; ou (ii) expansão do sistema de produto para incluir as funções adicionais relativas aos co-produtos. O segundo passo define que as entradas e saídas do sistema devem ser divididas com base em alguma relação física fundamental entre produtos. Caso a relação física não seja identificada, as entradas e saídas devem ser divididas de maneira a refletir outras relações entre elas, por exemplo, utilizando o valor econômico dos produtos. O presente artigo visa delinear um panorama científico mundial do uso de métodos de distribuição de impactos ao longo dos últimos últimos 10 anos. Para tanto, realizou-se uma revisão sistemática de literatura e documentou-se a frequência de escolha de cada método nos estudos de ACV realizados no período considerado. Os resultados apontaram que a maioria dos estudos adota a abordagem do impacto evitado (conceitualmente equivalente à expansão do sistema), enquanto o método menos utilizado é o de subdivisão, justamente o primeiro passo proposto na hierarquia da ISO 14044:2006. Independentemente da frequência de adoção de cada método, uma constatação direta dos resultados apresentados é a variabilidade da escolha que confirma a falta de consenso entre os praticantes de ACV de diversas áreas quanto ao método mais adequado para modelar processos multifuncionais.

Palavras-chave. ACV, alocação, expansão de sistema, subdivisão, revisão sistemática.

Introdução

O reconhecimento de determinados resíduos como co-produtos dissemina uma nova postura na modelagem dos processos que os geram. Com isso, uma questão que figura constantemente na discussão acerca de limitações metodológicas da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é a escolha do método de distribuição de impactos em processos multifuncionais. Tais processos recebem esse nome por produzirem mais de um produto ou serviço, *i.e.* mais de uma função. De acordo com a ISO 14044:2006, nesses casos, é necessário atribuir uma carga ambiental correspondente a cada produto ou serviço gerado. Para tanto, a norma fornece diferentes soluções, e uma ordem hierárquica na qual elas devem ser testadas para avaliar sua aplicabilidade no processo multifuncional em estudo (HABERT, 2013).

A primeira recomendação, segundo a ISO 14044:2006, é evitar ou minimizar a alocação – que é a divisão das cargas ambientais entre o produto e o(s) co-produto(s) gerado(s), mediante um critério pré-estabelecido. Em teoria, isso pode ser feito por meio da divisão do processo multifuncional em sub-processos unitários, cada um com uma função específica; ou por meio da expansão das fronteiras do sistema, de maneira a incluir o processo (ou os processos) que utiliza(m) o(s) co-produto(s) em análise. Quando não for possível evitar a alocação, a norma recomenda que a divisão dos impactos seja feita de acordo com uma relação causal (também chamada de relação física) entre os fluxos entrando e saindo do sistema multifuncional (MOON *et al.*, 2006). Este tipo de partição de impactos normalmente é feito com base na massa, no conteúdo molar ou no conteúdo energético de

cada produto gerado. Quando a divisão com base em relação causal não puder ser usada, a norma recomenda que outras relações sejam exploradas, por exemplo, o valor econômico.

O objetivo deste artigo é delinear um panorama científico mundial do uso de métodos de distribuição de impactos por meio de uma revisão sistemática de literatura, documentando a frequência de escolha de cada método nos estudos de ACV dos últimos 10 anos.

Abordagem metodológica

O primeiro passo de uma revisão sistemática é formular uma pergunta primária, como parte do protocolo de pesquisa. A pergunta elaborada para a presente pesquisa é: "Quais os métodos de distribuição de impactos mais utilizados em ACVs de processos multifuncionais nos últimos 10 anos?". As fontes selecionadas foram as bases de dados *ScienceDirect* e *Springer*. A *Springer* contém os volumes do periódico intitulado "*International Journal of Life Cycle Assessment*", o único periódico internacional voltado exclusivamente para a publicação de trabalhos científicos de ACV. A *ScienceDirect* contém outros periódicos cujo escopo abrange trabalhos de ACV, como o "*Building and Environment*", "*Journal of Cleaner Production*" e "*Resources, Conservation and Recycling*".

Para a seleção dos trabalhos avaliados, decidiu-se incluir somente artigos científicos, excluindo capítulos de livros e artigos publicados em anais de eventos. Trabalhos de reconhecida relevância podem ser posteriormente recuperados através da chamada "abordagem bola de neve", que consiste em contatar especialistas em busca de fontes importantes para a discussão (LITTEL *et al*, 2008). Foram extraídos, de cada artigo, os nomes e afiliações dos autores, data, periódico de publicação e o(s) método(s) de distribuição de impactos adotado(s) pelos autores. Por fim, as palavras-chave utilizadas para a revisão, em inglês, foram: *allocation*; *multifunction**; *LCA*; *avoided burden*; *system expansion*. Traduzindo para o português, o equivalente seria algo como: alocação; multifun*; ACV; impacto evitado; expansão de sistema.

Apresentação e discussão de resultados

Foram considerados 105 artigos que atendiam aos requisitos estabelecidos no protocolo de pesquisa. Por limitações de espaço neste texto, a tabela-síntese da RSL, que resumiu a adoção de métodos encontrada para os artigos avaliados, não foi incluída. A RSL permitiu identificar os métodos propostos pela ISO (subdivisão (SD), expansão do sistema (ES), e alocação com base em causalidade física (CF) ou valor econômico (VE)), além da ausência de alocação (AA) e de métodos propostos pelos próprios autores (MP) (não previstos na norma). Seguindo a recomendação de Heijungs (2014), distinguiu-se nos artigos encontrados, o uso da expansão dos sistemas propriamente dita e de seu equivalente, o método do impacto evitado (IE)[5]. Muitos artigos avaliados não faziam essa distinção – para determinar qual o método utilizado, avaliou-se a unidade funcional definida, uma vez que na expansão de sistemas é necessário modificar a unidade funcional para incluir as funções que utilizam o co-produto.

A Figura 1 documenta o número de vezes que cada método foi utilizado e a Figura 2 ilustra a distribuição da frequência de escolha de cada método ao longo dos últimos dez anos. A maioria dos estudos adota a abordagem do impacto evitado (68 artigos), enquanto a subdivisão, apesar de ser o primeiro passo na hierarquia proposta pela ISO 14044:2006, é o método menos utilizado (5 artigos). A baixa frequência de escolha dos métodos preferíveis segundo a ISO 14044:2006 provavelmente está relacionada à dificuldade de implementá-los – no caso da subdivisão, as chances de se conseguir dividir um processo multifuncional em subprocessos unitários com somente uma função são muito baixas; e no caso da expansão do sistema, a modificação das fronteiras e da unidade funcional de estudo pode complicar a coleta de dados e até mesmo afetar os próprios objetivos do estudo, uma vez que a unidade de referência da avaliação teria que ser alterada.

A abordagem de impacto evitado, apesar de não mencionada na norma, foi o método mais utilizado dentre os artigos avaliados. Sua relativa facilidade de aplicação, combinada com a possibilidade de evitar a alocação de

[5]Guinée e Heijungs (2007) demonstraram que a expansão das fronteiras do sistema é conceitualmente equivalente ao método de "impacto evitado", no qual o praticante de ACV diminui do sistema inicial as cargas ambientais que deixam de existir por conta da reciclagem do co-produto.

impactos é o que provavelmente a torna mais atrativa. Muito se discute acerca da robustez científica deste método (CHEN *et al*, 2010), porém seu uso frequente indica que, para praticantes de ACV, a facilidade de compreensão e aplicação de determinado método provavelmente é mais importante na escolha do que sua "aparente superioridade conceitual" (SUH e YANG, 2014).

Figura 1: Número de vezes em que cada método de distribuição de impactos foi utilizado

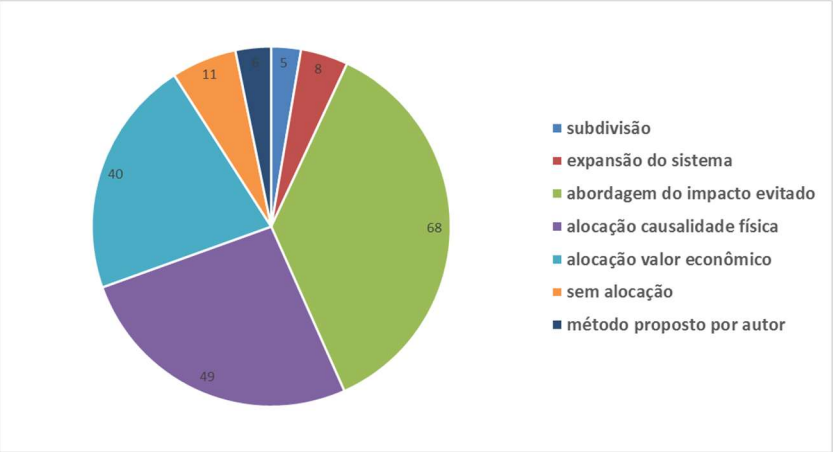
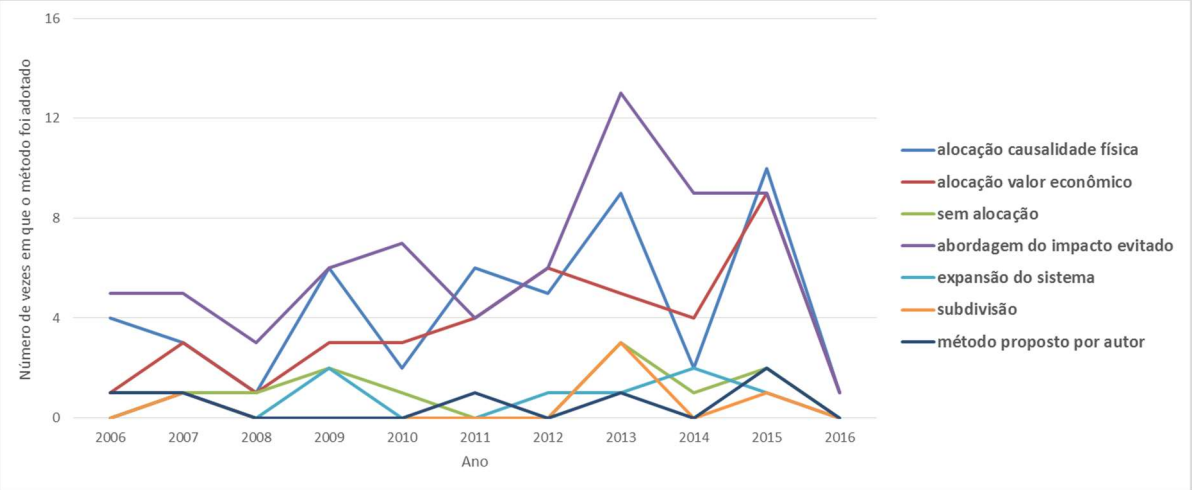


Figura 2: Frequência de uso dos métodos de distribuição de impactos nos últimos dez anos



A subdivisão, primeiro passo na hierarquia proposta pela norma, foi o método menos utilizado nos artigos avaliados. A dificuldade de encontrar processos multifuncionais passíveis de divisão quase impossibilita o uso desta opção. Pode-se discutir, portanto, que se um processo multifuncional pode ser dividido em subprocessos unitários, ele perde a característica de multifuncionalidade, excluindo-se então do conjunto de processos que necessitam de métodos de distribuição para serem modelados. Tal constatação iria de encontro às diretrizes elencadas na ISO 14044:2006. Ademais, os dois métodos que, segundo a ISO 14044:2006, devem ser os últimos passos na tentativa de solucionar o problema da alocação, são, depois da abordagem do impacto evitado, os métodos mais utilizados na literatura avaliada. Por fim, destaca-se aqui que a expansão das fronteiras do sistema (também pouco adotada nos estudos incluídos na revisão) melhor se adequa a ACVs consequenciais, uma vez que nesse tipo de avaliação já se prevê um sistema expandido, a fim de considerar as mudanças na demanda de produtos advindas de flutuações na produção do produto principal em estudo. Dos artigos avaliados, somente dez tratavam de ACVs consequenciais.

Considerações finais

A polêmica acerca da modelagem de processos multifuncionais é extensivamente mencionada e discutida na literatura disponível, porém não foi identificada, até a data de finalização deste artigo, pesquisa documentando a frequência de escolha dos diferentes métodos de distribuição de impactos. Esta pesquisa não almejou questionar adequação ou superioridade de um ou outro método, mas delinear o panorama científico por trás da extensa discussão sobre multifuncionalidade em ACV, além de servir como pano de fundo ou ponto de partida para futuras discussões sobre o tema.

Os resultados ilustram as preferências dos praticantes de ACVs para modelar processos multifuncionais. A variabilidade de escolha dos diferentes métodos detectados na revisão sistemática reforça a percepção da falta de consenso entre pesquisadores e cientistas, ao mesmo tempo em que questiona a adequação da hierarquia proposta na norma internacional

Diretrizes mais amplas e menos restritivas não são incomuns em normas internacionais, que incluem padronizações para atender a práticas idiossincráticas, principalmente no que tange a distribuição de impactos, que prevê certo nível de juízo de valor na escolha do método. No entanto, alocação de impactos, evidenciada na ISO 14044:2006 como um problema a ser evitado, destaca-se como o segundo método mais utilizado na prática de ACV para modelar multifuncionalidade. A constatação que o problema da partição de impactos é comumente solucionado, na prática, seguindo caminhos que divergem substancialmente do encaminhamento proposto na norma internacional sugere a oportunidade e necessidade de sua reformulação, à luz de uma década de aplicação.

Referências Bibliográficas

HABERT, G. A method for allocation according to the economic behaviour in the EU-ETS for by-products used in cement industry. **The International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 18, n. 1, p. 113-126, 2013.

MOON, J.-M.; EUN, J.-H.; CHUNG, J.-S. Allocation of Process Gases Generated from Integrated Steelworks by an Improved System Expansion Method (7 pp). **The International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 11, n. 4, p. 247-253, 2006.

LITTEL, J. H.; CORCORAN, J.; PILLA, V. Systematic reviews and meta-analysis. Nova Iorque: Oxford University Press, 2008.

HEIJUNGS, R. Ten easy lessons for good communication of LCA. **International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 19, pp. 473-476, 2014.

INTERNATIONAL STANDARD ISO 14044 (2006) Environmental management— life cycle assessment—requirements and guidelines.

CHEN, C. et al. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. **Resources, Conservation and Recycling,** v. 54, n. 12, p. 1231-1240, 2010.

SUH, S.; YANG, Y. On the uncanny capabilities of consequential LCA. **The International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 19, p. 1179-1184, 2014.

GUINÉE, J.; HEIJUNGS, R. Calculating the influence of alternative allocation scenarios in fossil fuel chains. **The International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 12, n. 3, p. 173-180, 2007.

Apêndice - Tabela-síntese da Revisão Sistemática de Literatura (RSL)

Quadro 1: Escolhas de métodos de distribuição nos artigos avaliados

Autor(es)	SD	CF	VE	ES	IE	MP	SA
(Adom *et al.*, 2012)		X	X				
(Aguilera, Guzmán e Alonso, 2015)			X		X		
(Almeida *et al.*, 2014)		X					
(Amores *et al.*, 2013)		X	X				
(Anastasiou, Liapis e Papayianni, 2015)			X				
(Andreola *et al.*, 2007)		X			X		
(Astudillo, Thalwitz e Vollrath, 2015)		X	X		X		
(Bier, Verbeek e Lay, 2012)		X	X		X		
(Boldrin, Balzan e Astrup, 2013)		X			X		
(Cai *et al.*, 2013)		X					
(Chen *et al.*, 2010)		X	X				
(Choo *et al.*, 2011)		X					
(Cleary, 2010)					X		
(Cleary, 2014)					X		
(Cottle e Cowie, 2016)		X	X		X		
(Dalgaard *et al.*, 2008)					X		
(Dhaliwal *et al.*, 2014)					X		X
(Dias, Arroja e Capela, 2007)	X	X			X		
(Dressler, Loewen e Nelles, 2012)		X			X		
(Du *et al.*, 2014)					X		
(Eckelman e Chertow, 2013)				X			
(Ferreira *et al.*, 2015)		X	X				
(Fiksel *et al.*, 2011)		X					
(Flysjö *et al.*, 2011)		X	X		X		
(Gala, Raugei e Fullana-I-Palmer, 2015)					X		
(Galatioto *et al.*, 2015)		X	X				X
(Babarenda Gamage *et al.*, 2008)					X		X
(Gaudreault, Samson e Stuart, 2010)		X			X		X
(Gazulla, Raugei e Fullana-I-Palmer, 2010)			X		X		
(Gomes *et al.*, 2013)		X			X		X
(González-García *et al.*, 2011)		X					
(Groot e Borén, 2010)			X		X		
(Gruber *et al.*, 2015)		X					
(Guinée e Heijungs, 2007)		X	X				
(Guinée, Heijungs e Voet, 2009)		X	X		X		

(Guo e Murphy, 2012)			X		X		
(Habert, 2013)					X	X	
(Herrmann *et al.*, 2012)					X		
(Höglmeier, Weber-Blaschke e Richter, 2014)				X			
(Hossain *et al.*, 2015)		X					
(Huang, Spray e Parry, 2013)		X	X				
(Humbert *et al.*, 2009)					X		
(Jung, Von Der Assen e Bardow, 2013)		X			X		
(Karlsdóttir *et al.*, 2015)	X	X					
(Kendall, Yuan e Brodt, 2013)	X		X				
(Kim e Dale, 2006)					X		
(Kim, Dale e Jenkins, 2009)		X			X		
(Kim e Dale, 2009)		X			X		
(Knoeri, Sanyé-Mengual e Althaus, 2013)					X		
(Kuczenski e Geyer, 2013)					X		
(Escobar Lanzuela *et al.*, 2015)					X		
(Lesage *et al.*, 2007)			X		X		
(Lundie *et al.*, 2007)						X	
(Luo *et al.*, 2009)		X	X	X			
(Margallo, Aldaco e Irabien, 2014)					X		
(Mestre e Vogtlander, 2013)							X
(Moon, Eun e Chung, 2006)					X	X	
(Mora *et al.*, 2014)					X		
(Mu *et al.*, 2010)					X		
(Muñoz *et al.*, 2006)		X			X		
(Muñoz *et al.*, 2009)					X		X
(Muñoz *et al.*, 2014)			X				
(Murphy e Kendall, 2013)	X	X	X				
(Napolano *et al.*, 2014)					X		
(Nebel, Zimmer e Wegener, 2006)		X			X		
(Nguyen e Hermansen, 2012)		X	X	X			

Quadro 1: Escolhas de métodos de distribuição nos artigos avaliados (cont.)

Autor(es)	**SD**	**CF**	**VE**	**ES**	**IE**	**MP**	**SA**
(Nielsen e Høier, 2009)				X			
(Panichelli, Dauriat e Gnansounou, 2009)		X	X				
(Peters, Iribarren e Dufour, 2015)					X		
(Pires, Chang e Martinho, 2011)					X		

(Pires e Martinho, 2013)					X		
(Prasara-A e Grant, 2011)					X		
(Ridoutt *et al.*, 2012)			X				
(Saft, 2007)					X		
(Samuel-Fitwi, B. *et al.*, 2013)					X		
(Samuel-Fitwi, Biniam *et al.*, 2013)		X			X		
(Sandin *et al.*, 2015)		X	X		X	X	X
(Scharnhorst *et al.*, 2006)		X					
(Schmidt e Weidema, 2007)				X			
(Schmidt, 2010)					X		
(Shonnard *et al.*, 2015)		X			X		
(Siegl, Laaber e Holubar, 2011)					X		
(Siegl, Laaber e Holubar, 2012)					X		
(Silva *et al.*, 2014)			X				
(Slade, Bauen e Shah, 2009)		X			X		X
(Spugnoli e Dainelli, 2013)	X				X		
(Sreejith, Muraleedharan e Arun, 2013)					X		
(Svanes, Vold e Hanssen, 2011a)		X	X			X	
(Svanes, Vold e Hanssen, 2011b)		X	X				
(Svanes e Aronsson, 2013)		X	X				
(Thomassen *et al.*, 2008)		X	X		X		
(Thrane, 2006)		X	X		X		
(Toniolo *et al.*, 2013)					X		X
(Tsiropoulos *et al.*, 2014)			X		X		
(Van Der Werf e Nguyen, 2015)		X	X			X	
(Vázquez-Rowe *et al.*, 2014)				X			
(Wardenaar *et al.*, 2012)		X	X		X		
(Werner *et al.*, 2007)			X		X		X
(Wiedemann *et al.*, 2015)		X	X		X		
(Wiloso, Bessou e Heijungs, 2015)			X	X	X		
(Xie *et al.*, 2013)					X		
(Zaimes e Khanna, 2014)		X	X		X		
(Zaman, 2010)					X		
(Zampori e Dotelli, 2014)					X		
(Zimmermann *et al.*, 2011)			X				

Referências retornadas na RSL

SCHMIDT, J. H.; WEIDEMA, B. P. Shift in the marginal supply of vegetable oil. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 13, n. 3, p. 235-239, 2007.

SHONNARD, D. R. et al. A Review of Environmental Life Cycle Assessments of Liquid Transportation Biofuels in the Pan American Region. Environmental Management, v. 56, n. 6, p. 1356-1376, 2015.

SIEGL, S.; LAABER, M.; HOLUBAR, P. Green Electricity From Biomass, Part I: Environmental Impacts of Direct Life Cycle Emissions. Waste and Biomass Valorization, v. 2, n. 3, p. 267-284, 2011.

_____. Green Electricity from Biomass, Part II: Environmental Impacts Considering Avoided Burdens from Replacing the Conventional Provision of Additional Functions. Waste and Biomass Valorization, v. 3, n. 1, p. 1-21, 2012.

SILVA, D. et al. Do wood-based panels made with agro-industrial residues provide environmentally benign alternatives? An LCA case study of sugarcane bagasse addition to particle board manufacturing. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 19, n. 10, p. 1767-1778, 2014.

SLADE, R.; BAUEN, A.; SHAH, N. The greenhouse gas emissions performance of cellulosic ethanol supply chains in Europe. Biotechnology for Biofuels, v. 2, n. 1, p. 1-19, 2009.

SPUGNOLI, P.; DAINELLI, R. Environmental comparison of draught animal and tractor power. Sustainability Science, v. 8, n. 1, p. 61-72, 2013.

SREEJITH, C.; MURALEEDHARAN, C.; ARUN, P. Life cycle assessment of producer gas derived from coconut shell and its comparison with coal gas: an Indian perspective. International Journal of Energy and Environmental Engineering, v. 4, n. 1, p. 1-22, 2013.

SUH, S.; YANG, Y. On the uncanny capabilities of consequential LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 19, p. 1179-1184, 2014.

SVANES, E.; ARONSSON, A. S. Carbon footprint of a Cavendish banana supply chain. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 8, p. 1450-1464, 2013.

SVANES, E.; VOLD, M.; HANSSEN, O. Effect of different allocation methods on LCA results of products from wild-caught fish and on the use of such results. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 16, n. 6, p. 512-521, 2011a.

_____. Environmental assessment of cod (Gadus morhua) from autoline fisheries. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 16, n. 7, p. 611-624, 2011b.

THOMASSEN, M. et al. Attributional and consequential LCA of milk production. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 13, n. 4, p. 339-349, 2008.

THRANE, M. LCA of Danish Fish Products. New methods and insights (9 pp). The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 11, n. 1, p. 66-74, 2006.

TONIOLO, S. et al. Comparative LCA to evaluate how much recycling is environmentally favourable for food packaging. Resources, Conservation and Recycling, v. 77, n. 0, p. 61-68, 2013.

TSIROPOULOS, I. et al. Life cycle assessment of sugarcane ethanol production in India in comparison to Brazil. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 19, n. 5, p. 1049-1067, 2014.

VAN DER WERF, H. G.; NGUYEN, T. Construction cost of plant compounds provides a physical relationship for co-product allocation in life cycle assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 20, n. 6, p. 777-784, 2015.

VÁZQUEZ-ROWE, I. et al. Applying consequential LCA to support energy policy: Land use change effects of bioenergy production. Science of The Total Environment, v. 472, n. 0, p. 78-89, 2014.

WARDENAAR, T. et al. Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 17, n. 8, p. 1059-1067, 2012.

WERNER, F. et al. Post-consumer waste wood in attributive product LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 12, n. 3, p. 160-172, 2007.

WIEDEMANN, S. et al. Application of life cycle assessment to sheep production systems: investigating co-production of wool and meat using case studies from major global producers. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 20, n. 4, p. 463-476, 2015.

WILOSO, E.; BESSOU, C.; HEIJUNGS, R. Methodological issues in comparative life cycle assessment: treatment options for empty fruit bunches in a palm oil system. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 20, n. 2, p. 204-216, 2015.

XIE, M. et al. Life cycle assessment of composite packaging waste management—a Chinese case study on aseptic packaging. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 3, p. 626-635, 2013.

ZAIMES, G. G.; KHANNA, V. The role of allocation and coproducts in environmental evaluation of microalgal biofuels: How important? Sustainable Energy Technologies and Assessments, v. 7, n. 0, p. 247-256, 2014.

ZAMAN, A. U. Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method. International Journal of Environmental Science & Technology, v. 7, n. 2, p. 225-234, 2010.

ZAMPORI, L.; DOTELLI, G. Design of a sustainable packaging in the food sector by applying LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 19, n. 1, p. 206-217, 2014.

ZIMMERMANN, A. et al. Are public payments for organic farming cost-effective? Combining a decision-support model with LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 16, n. 6, p. 548-560, 2011.

Análise de ciclo de vida de uma Pequena Central Hidrelétrica atendendo comunidade amazônica de fronteira

Alantino Alves Cordeiro[1], Daniele Kasper[2], Ricardo W. A. da Cruz[3]

[1]Faculdade Metropolitana de Manaus (FAMETRO) / Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), alantinoalves@gmail.com
[2]Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), kasperdani@yahoo.com.br
[3]Universidade do Estado do Amazonas (UEA), rcruz@uea.edu.br

Resumo

A Análise de Ciclo de Vida (ACV) é uma importante ferramenta em estudos de impacto ambiental porque possibilita a avaliação física dos impactos de um produto, processo ou empreendimento. Com esta análise, é possível identificar e quantificar o uso de materiais e energia em uma dada atividade e seu impacto correspondente. As Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCH), por serem usinas de pequeno porte, normalmente não são relacionadas a grandes impactos ambientais. Entretanto, pouquíssimos estudos foram realizados em PCH, evidenciando o desconhecimento que se tem sobre os possíveis impactos deste tipo de empreendimento e a necessidade de desenvolver pesquisa nesse ambiente a fim de identificar se projetos de aproveitamentos hidrelétricos desse tipo são realmente pouco impactantes como se imagina. Do ponto de vista estritamente socioeconômico, a implantação de uma PCH em local remoto na fronteira da Amazônia brasileira com países limítrofes tem papel estratégico, mormente se considerado que a localidade tem papel importante na vigilância que o Exército Brasileiro exerce contra o narcotráfico. Este trabalho visou analisar, do ponto de vista ambiental, a PCH Pari-Cachoeira (AM) implantada em local de difícil acesso, utilizando a ferramenta ACV, pelo método Cumulative Energy Demand (CEnD), com auxilio do software SimaPro®. Foi utilizada a base de dados ecoinvent v3, com a abordagem atribucional; e como unidade funcional, a produção de 1 MWh de energia elétrica. Considerou-se como principal fronteira a etapa de construção e operação, para um horizonte de 20 anos de vida útil da central. Dando como inputs materiais e energias, obtiveram-se várias árvores de impacto ao longo do ciclo de vida da PCH. Verificou-se que a etapa de construção foi a mais impactante, principalmente devido às operações de usinagem do concreto, conformação da ferragem de construção e montagens e construções dos equipamentos eletromecânicos. Na fase de operação, o uso de óleos lubrificantes destaca-se como o item de maior impacto. Um estudo de ACV de um empreendimento energético mostra ser uma importante ferramenta frente às estratégias de melhoramento de projetos futuros. É necessário construir uma base de dados nacionais para empreendimentos hidrelétricos; e incentivar estudantes, pesquisadores, empresas privadas e públicas a realizarem estudos deste tipo, para que se conheça o real impacto de novos empreendimentos e, assim, sejam projetos com um perfil ambiental mais sustentável.

Palavras-chave: Geração de energia; análise de ciclo de vida; hidrelétrica; Amazônia; desenvolvimento sustentável.

Introdução

Há atualmente uma grande preocupação com os possíveis impactos das atividades antrópicas no planeta Terra. Dentre as atividades potencialmente poluidoras, merece destaque o setor de geração de energia elétrica, dada a sua importância para o desenvolvimento socioeconômico de um país. Dentre as possíveis formas de geração de energia elétrica, a hidroeletricidade responde por cerca de 20% da energia mundial (REN21, 2009). No Brasil, estima-se que 62% da potência instalada sejam provenientes de hidrelétricas (ANEEL, 2016). Na Amazônia concentram-se cerca de dois terços de todo o potencial hidroelétrico nacional, ainda pouco explorado (BERMANN, 2002). É intenso, porém, o planejamento para explorações futuras.

As grandes usinas hidrelétricas (UHEs) são as mais conhecidas, tanto por sua elevada capacidade de geração de energia quanto pelos grandes impactos socioeconômicos e ambientais que acarretam – por exemplo, emissão de gases de efeito estufa e incremento na contaminação do pescado por mercúrio, além da perda de espécies, de monumentos históricos e de recursos pesqueiros e madeireiros (PAIVA, 1983; SANTOS, 1995; FEARNSIDE, 2004; KEMENES *et al*. 2006; KASPER *et al.* 2014). Esses impactos geralmente estão associados à grande área

alagada pelo reservatório, à não remoção da vegetação a ser alagada, às mudanças nas características limnológicas do corpo d'água e às construções de estruturas robustas para o aproveitamento hidrelétrico.

Aproveitamentos hidrelétricos de menor magnitude, as pequenas centrais hidrelétricas (PCHs) normalmente não estão relacionadas aos mesmos problemas associados às UHEs, visto que não requerem grandes estruturas ou grandes áreas de alagamento (são consideradas usinas a fio d'água). Assim, seus impactos são, em princípio, menores, mas são também consideravelmente desconhecidos. Devido ao menor tamanho das PCHs, a obtenção de licenças está associada a uma legislação mais fraca, e sua operação, associada a menos condicionantes. Nota-se que há pouquíssimos estudos sobre PCHs, o que evidencia a necessidade de desenvolver pesquisas nesse ambiente a fim de identificar se projetos de aproveitamentos hidrelétricos desse tipo são viáveis do ponto de vista ambiental.

A análise de ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta para avaliação física de impactos ambientais por meio da compilação e a avaliação de entradas, saídas e potenciais impactos de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (FERREIRA, 2004). Nessa avaliação, são incluídos desde a extração e processamento de matérias--primas, transporte, distribuição, uso, reutilização, manutenção e reciclagem do produto, até a disposição de eventuais resíduos (ABNT, 2009); abordagem conhecida como "do berço à cova". A ACV possibilita a avaliação dos impactos de um produto, processo ou empreendimento em unidades físicas, transcendendo as avaliações meramente qualitativas. No Brasil, a ACV ainda está em processo de desenvolvimento, sendo que na área de hidrelétricas existem pouquíssimos estudos realizados.

O objetivo do presente trabalho foi avaliar, do ponto de vista ambiental, os impactos relacionados à Pequena Central Hidrelétrica Pari-Cachoeira (PCH Pari-Cachoeira) localizada no município de São Gabriel da Cachoeira (AM), formada pelo barramento do rio Uman. Essa PCH tem uma potência instalada de 180 kW e pertence ao Exército Brasileiro, sendo utilizada para o fornecimento de energia elétrica para o Pelotão Especial de Fronteira (PEF) e para a comunidade local, o que permite visualizar a sua grande importância social. A PCH Pari-Cachoeira está instalada em um local remoto, na fronteira da Amazônia brasileira com países limítrofes, e, portanto, também tem um importante papel estratégico da segurança cumprido pelo Exército. A PCH possui uma casa de força, que abriga os equipamentos eletromecânicos, dois condutos forçados, que alimentam duas turbinas Francis com rotor duplo de eixo horizontal, uma tomada d'água, que alimenta os dois condutos forçados, barragem de concreto e um pequeno reservatório de cerca de 2 km².

Metodologia

Este estudo de ACV compreendeu quatro fases: (i) definição de objetivo e escopo, (ii) análise de inventário de impacto, (iii) avaliação de impacto, e (iv) interpretação de resultados, de acordo com o estabelecido na NBR ISO 14040 da ABNT (2009). A geração de 1 MWh de energia elétrica foi adotada como unidade funcional. Para tanto, não foi necessária a aplicação de nenhum procedimento de alocação, visto que a única função desempenhada pela PCH é a geração de energia. Os dados referentes à usina foram obtidos junto ao Exército Brasileiro e à empresa que executou a obra, Work Engenharia, por meio de projetos, memoriais descritivos , além de entrevistas com engenheiros da empresa. Os dados referentes ao ciclo de vida dos materiais e combustíveis foram compilados por meio dos bancos de dados para ACV. O presente estudo considerou as etapas de construção e operação, mas não a desativação do empreendimento, conforme estudos de Ribeiro (2003) e Ferreira (2007). Além disso, optou-se pela não inclusão da etapa de desativação porque no Brasil não há planos que abordem o processo de desativação desses empreendimentos.

No presente estudo, foram adotadas as seguintes fronteiras:

- Em relação ao sistema natural – captação de água do rio Uman e incorporação à usina; consumo de rocha, terra e areia para a construção.
- Temporal – devido ao pequeno porte do empreendimento, que implica maior facilidade para ampliações de capacidade e atualizações tecnológicas, e à indisponibilidade de dados referentes a essas possíveis ampliações, foi considerado um horizonte de estudo menor do que os 100 anos normalmente utilizados em estudos de hidrelétricas. Dessa forma, foi utilizado um horizonte de 20 anos de operação da PCH. Tendo em vista o período de construção, de 2009 a 2010, considerou-se como período de operação o intervalo de 2011 a 2031.

- Em relação a outros sistemas – os insumos principais utilizados na etapa construtiva e na obtenção dos equipamentos eletromecânicos foram aço, ferro fundido, cobre, cimento e lubrificantes.

A avaliação de impacto foi realizada pelo método *Cumulative Energy Demand* (CEnD), que adota argumentos da primeira lei da Termodinâmica, recomendada para projetos energo intensivos, tais como centrais geradoras de energia elétrica, projetos de cogeração, plantas de produção de produtos de consumo, hotéis e hospitais, dentre outros (FRANGOPOULOS, 1992; SPATH, 1999). Bansal *et al.*(1999) afirmam que esse é um ótimo indicador de impactos ambientais, principalmente para plantas de produção de energia. O método contempla as seguintes categorias de impacto, *non-renewable* (*fossil, nuclear e biomass)* e *renewable* (*wind, solar, geothermal* e *water)* (PRé, 2015).

A construção e a avaliação do inventário de ciclo de vida (ICV) foram realizadas por meio do *software SimaPro 8.0.5.13*® (PRé Sustainability), um dos mais completos e utilizados no mundo (ACV BRASIL, 2016).

Foi utilizada a base de dados do ecoinvent Centre (versão ecoinvent v3®), disponível no SimaPro®, por ser uma ampla biblioteca de inventário com valores de carga ambiental (entradas e saídas de materiais, energia e substâncias), associada ao ciclo de vida de um grande número de produtos, processos e serviços (ACV BRASIL, 2016). Apesar de tal versão possuir um banco de dados secundários que não representa um cenário tipicamente brasileiro, procurou-se adaptar os dados para que ficassem o máximo possível condizentes com a realidade nacional e regional amazônica.

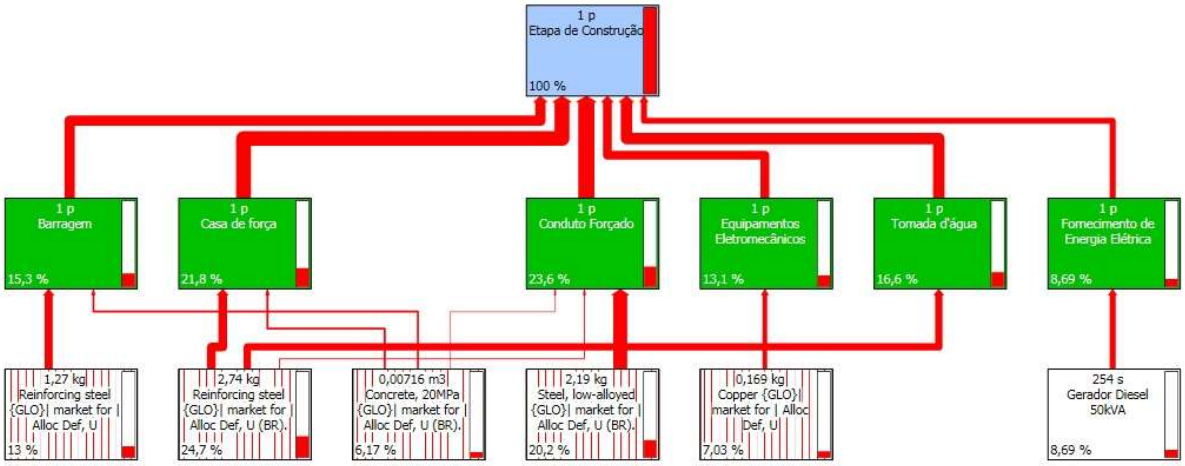
Foi desenvolvida uma ACV atribucional, conforme o recomendado por Ribeiro (2003) e Margarida (2007) para estudos que tenham a produção de energia como função do sistema. Os processos foram feitos segundo o tipo *Unit Process*, que possibilita redes de impactos mais completas e, assim, melhores para avaliar (GOEDKOOP *et al.* 2013). Todos os processos da etapa de construção e operação foram adaptados à unidade funcional do estudo, o MWh. Para tanto, os valores foram divididos por 12.775, que representa a produção média em MWh dos 20 anos de operação da PCH.

A etapa de construção da PCH possui o maior volume de dados. Para facilitar o levantamento e suas inserções no *software*, essa etapa foi dividida em seis grupos principais: barragem, casa de forças, tomada d'água, conduto forçado, equipamentos eletromecânicos e fornecimento de energia elétrica. A operação foi avaliada em uma única etapa. Após completas, foram agrupadas construção e operação em uma única montagem principal de avaliação completa da central.

Resultados e discussão

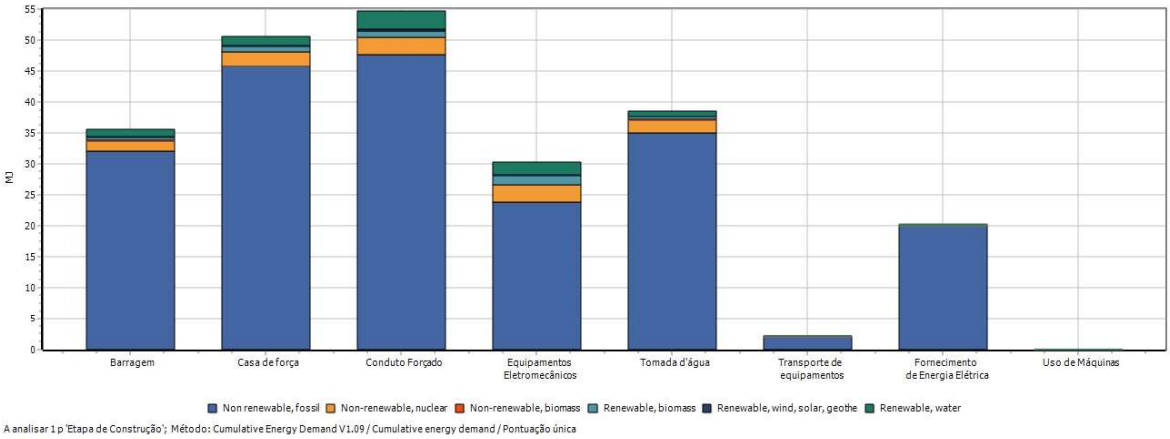
A etapa de construção da PCH Pari-Cachoeira (Figura 1) apresentou impactos ligeiramente maiores para o conduto forçado, que é feito com grande quantidade de aço mecânico (27,1 ton). Os impactos da casa de força, da tomada d'água e da barragem foram provenientes predominantemente do uso de aço estrutural e concreto. Adicionalmente, na casa de força, a alvenaria de vedação em tijolos cerâmicos exerceu grande influência. O cobre, usado principalmente no gerador, é o maior responsável por impactos durante a montagem dos equipamentos eletromecânicos, seguido pelo aço dos componentes da turbina e, por fim, pelo fornecimento de energia elétrica, que foi feito com grupo Diesel de 50 kVA.

Figura 1: Rede de impactos da etapa de construção da PCH Pari-Cachoeira, com pontuação única (MJ) como indicador de impacto e critério de *cut-off* de 5%.



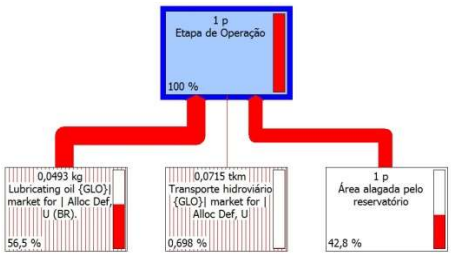
A categoria *non-renewable/fossil* representa o maior impacto da na etapa de construção (Figura 2), evidenciando a necessidade de melhoria dos processos em termos de eficiência energética e de diminuição da dependência de fontes energéticas fósseis. O consumo de água nas diversas etapas de produção dos componentes da PCH é o responsável pelos impactos associados à categoria *renewable/water.* Apesar da pouca contribuição da energia nuclear na matriz energética brasileira, os resultados foram influenciados pelo uso de processos *background* do ecoinvent, justificando a relevância da categoria *non-renewable/nuclear* (Figura 2).

Figura 2: Pontuação única (MJ) da etapa de construção da PCH Pari-Cachoeira.



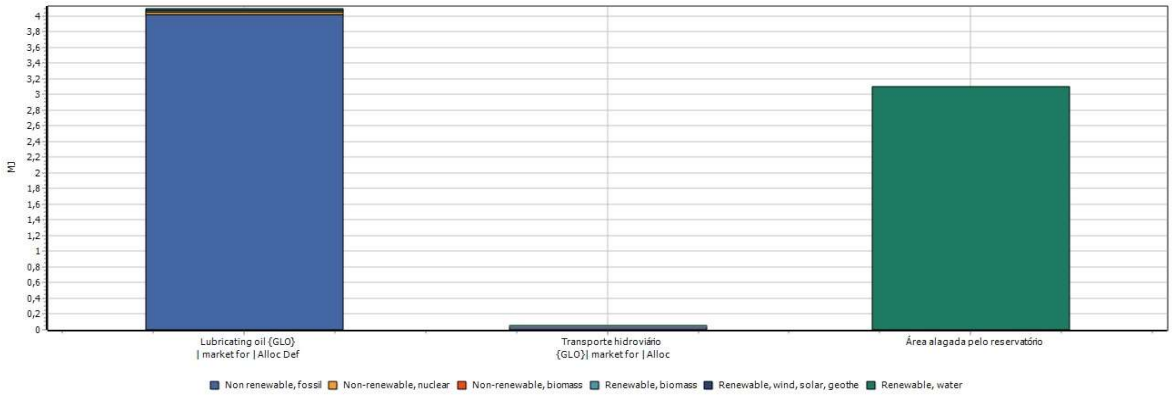
Na etapa de operação da PCH (Figura 3), as entradas foram óleo, transporte e área alagada. O uso de óleo lubrificante correspondeu a 56,5% do impacto e a criação do reservatório significou 42,8% do impacto. Para criar este último processo, foi selecionada no SimaPro® a *transformação da floresta em área inundada* e *uso do solo como reservatório*.

Figura 3. Rede de impacto da etapa de operação da PCH Pari-Cachoeira, com pontuação única (MJ) como indicador de impacto e critério de *cut-off* de 2%.



Na pontuação única da etapa de operação da PCH (Figura 4), a categoria *non-renewable, fossil* apresentou o maior impacto devido ao uso de lubrificantes. A categoria *renewable, water* apresentou impacto devido à sua representatividade na área ocupada pelo reservatório.

Figura 4. Pontuação única da etapa de operação da PCH Pari-Cachoeira



A maior parte do transporte durante as fases de operação e construção foi feito por meio hidroviário, dadas as características próprias da região amazônica. O impacto ambiental resultante é bem inferior ao do transporte rodoviário (Figura 5), que foi utilizado apenas para o transporte das turbinas de Santa Catarina até Rondônia (de onde seguiram por balsa até o local da PCH Pari-Cachoeira). Para possibilitar a avaliação dos impactos correspondentes a cada meio de transporte, criou-se uma montagem com a carga total de materiais utilizados na construção da PCH transportados por vias terrestres e fluviais (Figura 6). O transporte rodoviário, mesmo com uma sua quantidade aproximadamente dez vezes menor comparado com hidroviário, ainda apresenta um impacto significativo, 24,2% do impacto total do transporte. Portanto, uma característica regional da Amazônia, que é o deslocamento de bens e pessoas por meio fluvial, resultou em um impacto pequeno durante a construção e operação da PCH.

Figura 5: Comparação do transporte de uma tonelada quilômetro (t.km) por via fluvial e terrestre.

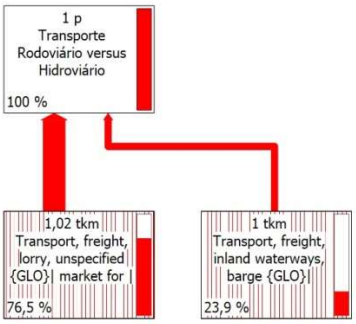
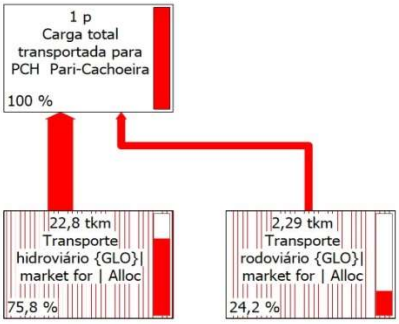
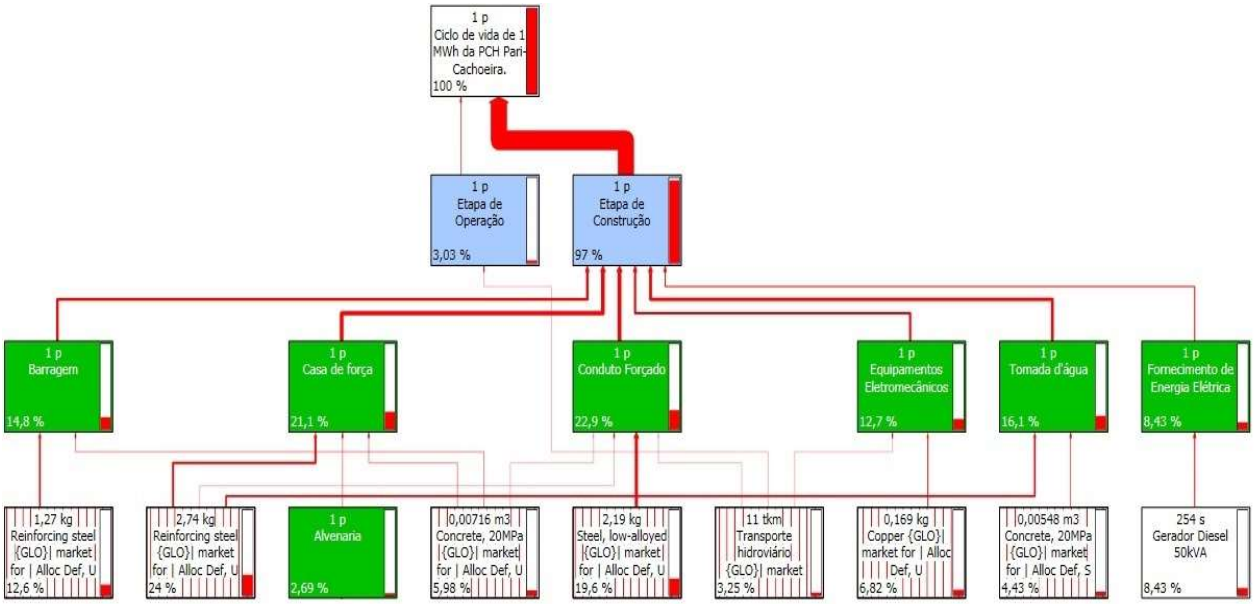


Figura 6: Carga total de materiais transportada para PCH Pari-Cachoeira por meio hidroviário e rodoviário.



Avaliando-se os impactos das etapas de construção e operação (Figura 7), observa-se que a primeira foi a maior responsável pelos impactos estudados. A categoria de impacto dominante é *non-renewable/fossil* em ambas as etapas, o que evidencia a necessidade de diminuir o uso de fontes combustíveis fósseis. As hidrelétricas possuem como input da natureza o "potencial de conversão de energia em reservatórios", input calculado e caracterizado pelo uso de água nos reservatórios (que é etapa de operação), deste modo, os impactos da operação deveriam ser maiores, assim como a relevância da categoria '*renewable, water*', porém como a central estudada é a fio d'água o seu potencial de conversão é baixíssimo, justificando o baixo impacto. Não foi possível fazer comparação com outros empreendimentos, visto que não se conseguiu referências de estudos de ACV realizados em uma PCH com características semelhantes àquelas da área de estudo.

Figura 7: Rede de impacto do ciclo de vida de 1 MWh de energia gerada pela PCH Pari-Cachoeira.



Conclusão

A grande quantidade de aço estrutural e concreto utilizados na etapa de construção da PCH Pari-Cachoeira são as principais fontes de impacto da PCH. Na fase de operação, os impactos ficaram divididos entre o uso de óleos lubrificantes e a área ocupada pelo reservatório. Este trabalho visa contribuir para a aplicação da ACV em âmbito nacional, principalmente na área de hidrelétricas, tendo em vista que há poucas referências dessa aplicação. A realização deste estudo implicou a adequação de muitos meios e recursos, devido à necessidade de grande quantidade de informações do empreendimento, as quais, em boa parte, já não estavam disponíveis para consulta. Apesar dessa lacuna, este é um dos primeiros trabalhos a realizar uma ACV de uma PCH no Brasil. Espera-se, portanto, ter contribuído para abrir as portas para novos estudos e, assim, viabilizar meios para apoiar projetos com bom desempenho ambiental.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, pela concessão de uma bolsa de estudos ao primeiro autor. Ao Instituto de Nacional de Pesquisas da Amazônia, pelo amparo como instituição-sede da pesquisa. Ao Exército Brasileiro, pelo fornecimento dos dados da área de estudo. À empresa *PRé Sustainability*, e em especial a Felipe Lion Motta, seu representante no Brasil, pela concessão de uma licença acadêmica temporária do *software* SimaPro®, utilizado neste trabalho.

Referências Bibliográficas

ACV BRASIL. (2016) Soluções computacionais: Simapro®; ecoinvent v3. Disponível em: http://www.acvbrasil.com.br/solucoes-computacionais/. Acesso em: 23/03/2016.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009) NBR ISO 14040 Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

ANEEL. (2016). BIG – Banco de Informações de Geração. Disponível em: http://www.aneel.gov.br/. Acesso em 22/01/2016.

BANSAL, N. K., GURZENICH, D., MATHUR, J., WAGNER, H. (1999) Cumulative Energy Demand for Selected Renewable Energy Technologies. Journal LCA. V.4, N.3, pp. 143-149.

BERMANN, C. (2002) Energia no Brasil: para quê? Para quem? Crise e alternativas para um país sustentável. Livraria da Física, São Paulo, 139 p.

FERREIRA, J. V. (2004) Gestão Ambiental: Análise de Ciclo de Vida dos Produtos. Instituto Politécnico de Viseu. Portugal, 78 p.

FERREIRA, M. M. (2007) Avaliação de Ciclo de Vida de uma Central Hidroeléctrica: Central de Frades, caso de estudo na EDP – Energias de Portugal, S.A. Dissertação de Mestrado, Instituto Superior Técnico/ Universidade Técnica de Lisboa. Portugal, 81 p.

FEARNSIDE, P. M. (2004) Gases de efeito estufa em hidrelétricas da Amazônia. Ciência Hoje, V.36, N.211, pp. 41-44.

FRANGOPOULOS, C. A. (1992) An Introduction to Environomic Analisys and Optimization of Energy Systems. International Symposium on Efficiency, Costs, Optimization and Simulation of energy Systems, ECOS'92. Spain, pp. 230-239.

GOEDKOOP, M., OELE, M., LEIJTING, J., PONSIOE, T., MEIJER, E. (2013) Introduction to LCA with SimaPro.PRé Sustainability, 77 p.

KASPER, D., FORSBERG, B., AMARAL, J., LEITÃO, R., PY-DANIEL, S., BASTOS, W., MALM, O. (2014) Reservoir Stratification Affects Methylmercury Levels in River Water, Plankton, and Fish Downstream from Balbina Hydroelectric Dam. Environmental Science & Technology, Amazonas. V.48, pp. 1032−1040.

KEMENES, A., FORSBERG, B., MELACK, J. (2008) As hidrelétricas e o aquecimento global. Ciência Hoje, V.36, N.211, pp. 20-25.

PRÉ. PRé Sustainability. (2015) SimaPro Database Manual - Methods library. Pré-Sustainability, 77 p.

PAIVA, M.P. (1983) Impacto das grandes represas sobre o meio ambiente. Ciência e cultura. V.35, N.9, pp. 1274-1282.

REN21 . Renewables Global Status Report. Update. GTZ, Paris, 2009.

RIBEIRO, F. M. 2003. Inventário de ciclo de vida da geração hidrelétrica no Brasil - Usina de Itaipu: primeira aproximação. Dissertação de Mestrado. Programa Interunidades de Pós Graduação em Energia da Universidade de São Paulo (PIPGE/ USP). São Paulo, 165 p.

SPATH, P. L.; MANN, M. K.; KERR, D. R. 1999. Life Cycle Assessment of Coal-fired Power Production. National Renewable Energy Laboratory (NREL) of the US Dept. of energy. Colorado, USA, 92 p.

SANTOS, G.M. (1995) Impactos da hidrelétrica Samuel sobre as comunidades de peixes do rio Jamari (Rondônia, Brasil). Acta amazônica, V.25, N.3/4, pp. 247-280.

Avaliação do Ciclo de Vida da produção de nanocristais de celulose a partir das fibras da prensagem do mesocarpo do dendê

Thairianny de Sousa Xavier Freitas[1], Nágila Freitas Souza[1], José Aurélio Pinheiro[2], Edilene Pereira Andrade[1], Tayane de Lima Santos[1], Morsyleide de Freitas Rosa[3], Maria Clea Brito de Figueirêdo[3]

[1]*Universidade Federal do Ceará,* thairianny.freitas@gmail.com
[2]*Universidade Estadual do Ceará*
[3] *Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária- Embrapa Agroindústria Tropical*

Resumo. *A fim de agregar valor à cadeia do biocombustível, as fibras de dendê apresentam-se como uma fonte em potencial para obtenção de nanocelulose cristalina (NCC), apresentando propriedades físico-químicas promissoras para aplicação em novos materiais. Assim, o objetivo desse trabalho é avaliar os impactos ambientais da obtenção de 1g de NCC, em escala laboratorial, a partir das fibras da prensagem do mesocarpo de dendê (FPMD), baseado na Avaliação do Ciclo de Vida, conforme as normas ISO 14041 e 14044, bem como avaliar cenários para redução dos impactos. O método utilizado foi o ReCiPe midpoint hierárquico para avaliar as categorias de impacto: mudança climática (MC), acidificação do solo (AS), depleção hídrica (DH), toxicidade humana (TH), eutrofização marinha (EM) e de água doce (EAD). A produção de NCC abrange os processos de moagem, polpação acetosolv, branqueamento com peróxido de hidrogênio, hidrólise ácida, centrifugação e diálise. Foram considerados também, as etapas: produção de cachos de dendê, prensagem do mesocarpo e produção de insumos. Observou-se que os processos de branqueamento e centrifugação são os mais impactantes, principalmente devido à demanda energética. Para melhoria da produção de NCC, foram avaliados os cenários: A) redução do tempo do branqueamento de 2,5 para 2h; B) redução da concentração do peróxido de 30 para 20% e C) redução do tempo da polpação de 3 para 1,5h e utilização de peróxido 20%. Ocorreu uma redução dos impactos para todos os cenários, com uma maior relevância para o cenário C, que resultou em maior redução em EAD (15,5%) e TH (19,9%). Comparando o cenário C com NCCs obtidos de outras fontes como casca de coco verde (CCV) e línter de algodão (LA), observou-se que os NCC de dendê impactaram mais, principalmente devido à maior demanda de energia e menor rendimento (6%), calculado como a razão entre a massa de NCC e a massa de FPMD. Os impactos analisados para os NCC de CCV foram os menores, devido ao melhor rendimento (11%) e utilização de tratamento físico (ultrassom) ao invés de hidrólise ácida. Quanto aos NCC de LA, os melhores resultados devem-se aos processos envolvidos resumirem-se à hidrólise ácida, pois a matéria-prima apresentava pouco teor de lignina, não requerendo pré-tratamento das fibras. Conclui-se que é preciso que se investiguem novas alternativas para que a produção dos NCC de FPMD alcance um melhor desempenho ambiental, como adotar uma rota mecânica, ao invés da química para hidrólise da celulose.*

Palavras-chave: *avaliação de ciclo de vida, impactos ambientais, nanotecnologia, desenvolvimento de produtos.*

Introdução

A crescente necessidade de uma produção mais sustentável demanda modificações no modelo de produção industrial, o que pode ser alcançado com o emprego de produtos de origem renovável, como os resíduos fibrosos da agroindústria. A utilização de tais materiais pode proporcionar a redução do consumo de recursos não renováveis, maior biodegradabilidade dos produtos após sua disposição final, além de aumento de valor agregado de produtos provenientes de resíduos fibrosos da agroindústria.

As fibras resultantes do processo de produção do óleo de palma vêm sendo majoritariamente utilizadas para produção de energia na forma de calor. De acordo com o Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), em 2015 foram produzidas cerca de 143,78 milhões de toneladas de fibras da prensagem do mesocarpo do dendê (FPMD), que resultam da produção de óleo de palma. Entretanto, outros usos de maior valor agregado são possíveis para as fibras lignocelulósicas em geral.

Uma possível forma de desenvolvimento de produtos está na nanotecnologia, através da produção de nanocristais de celulose (NCC) ou nanocelulose cristalina. Esses materiais possuem diversas aplicações, como no desenvolvimento de filmes para embalagem alimentícias, na indústria farmacêutica, na área médica, na

produção de biocompósitos, que por conta de características como resistência e biodegradabilidade, revelam-se bastante interessantes para uma produção sustentável (BECK *et al*., 2010; BRINCHI *et al*., 2013; GIRI e ADHIKARI, 2013; PENG *et al*. 2011).

Dessa forma esse estudo tem por objetivos: inventariar os consumos e emissões da produção de NCC a partir das FPMD; identificar os pontos críticos da produção; propor rotas com menor geração de impactos, e utilizar análise de erro para as comparações realizadas, com o intuito de esclarecer se os resultados obtidos são significantes.

Metodologia

Função, unidade funcional e escopo

O estudo foi baseado na ACV, de acordo com as normas ISO 14040 e 14044 (NBR, 2009a, 2009b).

A função avaliada nesse estudo foi a de produção de NCC da FPMD, com a unidade funcional de 1g de NCC. O escopo do estudo foi do berço ao portão. Os seguintes processos foram contemplados: macroprocesso de extração dos nanocristais (dados primários); produção agrícola de dendê, prensagem do mesocarpo para extração de óleo, e produção dos insumos, como energia e reagentes químicos (dados secundários, obtidos na base de dados do Ecoinvent 3) utilizados no macroprocesso de extração. O macroprocesso de extração dos nanocristais abrange os seguintes processos unitários: moagem, polpação acetosolv, branqueamento com peróxido de hidrogênio, hidrólise com ácido sulfúrico, centirfugação e ultrassonicação e diálise.

Coleta de dados primários

No decorrer do levantamento dos dados primários, foram contabilizados os consumos de insumos como água, energia elétrica e produtos químicos, além dos subprodutos de cada processo unitário. O consumo de energia foi calculado a partir da equação a seguir. Essa forma de medição implica na superestimação do consumo energético, uma vez que considera que o equipamento está funcionando sempre com potência máxima.

$$Ce = Tu \times Pot \times \frac{Cpu}{Cpmáx}$$

Onde:

Ce: consumo energético (kWh); Tu: tempo utilizado (h); Pot: potência (kW); Cpu: capacidade utilizada (L)

Cpmáx: capacidade máxima (L)

As emissões também foram contabilizadas, medindo-se o volume dos efluentes gerados. Os efluentes gerados, que são provenientes dos processos de polpação acetosolv, branqueamento e hidrólise/centrifugação, foram analisados quanto aos seguintes parâmetros: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fósforo Total (FT), Nitrogênio Amoniacal (NA), Nitrogênio Kjehdal (NTK) e Fenol. O objetivo da realização dessas análises foi a posterior quantificação das cargas ambientais de cada efluente, o que pode ser feito através da multiplicação do volume (mL) do efluente pela concentração do poluente (g/mL). Os métodos utilizados para a determinação dos parâmetros estão listados na Tabela 1.

Tabela 1 - Métodos empregados para determinação de parâmetros químicos de qualidade de água

Parâmetro	Método	Referências
DQO	Refluxo fechado	5220 D, EATON *et al.*(2005)
DBO	Winkler modificado	5210 B, EATON *et al.* (2005); Silva (2004)
NTK	Método de destilação	4500-N_{org} C, EATON *et al.*(2005); Silva, S. A.; Oliveira, R. de (2001)

Nitrogênio amoniacal	Método de destilação	4500-NH3 B, EATON (2005); Silva (2004); Baungarten, Rocha e Niencheski (1996)
Fenóis totais	Fotométrico por meio de 1-fenil-2,3-dimetil-4-amino-pirazolona	5530 C, EATON *et al.* (2005); The testing of water – Merck - 9th Edition
Fósforo total	Digestão com persulfato; ácido ascórbico	4500-P B; 4500-P E, EATON *et al.* (2005); Silva, S. A.; Oliveira, R. de (2001)

Fonte: os autores (2015)

Alocação dos dados

Realizou-se procedimento de alocação em três processos: produção agrícola de dendê, prensagem do mesocarpo, e para um processo unitário do macroprocesso de extração de NCC. Foi efetuada adaptação do inventário de produção agrícola de dendê disponível no Ecoinvent. O inventário original tinha como produto desse processo cachos de dendê. Considerando dados da FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura), ao invés de cachos de dendê, foi considerado que esse processo agrícola resulta nos seguintes produtos: engaço, mesocarpo, amêndoas, cascas, e endocarpo e exocarpo (Tabela 2). Considerou-se que o processo de prensagem do mesocarpo é manual e resulta em dois produtos: FPMD e óleo. As frações de óleo e fibra foram obtidas de Poku (2002), sendo utilizada a alocação mássica nesse processo (Tabela 2). No que se refere ao macroprocesso de extração de NCC, realizou-se alocação mássica para o processo unitário de polpação Acetosolv. Considerou-se que nesse processo são produzidos tanto a fibra acetosolv (2%), quanto o licor de lignina (98%).

Tabela 2 - Produção de FPMD e respectivas alocações.

Alocações mássicas para 1 kg de cachos abertos		
Produtos	Massa produzida (g)	Porcentagem de alocação
Engaço	250	25%
Mesocarpo	494	49,4%
Amêndoas	143	14,3%
Cascas	71,5	7,15%
Endocarpo e exocarpo	41,5	4,15%
Alocações para prensagem do mesocarpo		
Óleo	148,2	30%
FPMD	345,8	70%
Alocações mássicas para polpação acetosolv		
Fibra pós-acetosolv	6,45	2%
Licor negro	333,01	98%

Fonte: POKU, 2002.

Descrição do processo de obtenção dos NCC (dados primários)

A seguir, estão descritos os processos unitários referentes ao macroprocesso de extração de NCC:

- Separação das FPMD e Moagem: Juntamente com as FPMD estão contidas algumas impurezas como pedras, pedaços das cacas dos cocos e folhas, que demandaram uma separação realizada manualmente. Após essa separação as fibras são pesadas e a moagem é então iniciada. A moagem foi realizada no moinho de facas. O tempo do processo e a potência do equipamento foram contabilizados, assim como a massa de fibra moída ao final do processo para fins de controle de perdas de massa em cada etapa da moagem.

- Polpação acetosolv: Realizou-se a polpação acetosolv, adicionando-se à fibra uma solução acetosolv (ácido acético 93% (m:m), ácido clorídrico 0,3% (m:m) e água destilada 7% (m:m)), numa relação biomassa/solvente de 1:10 (m:v) (BENNAR *et al*., 1992), para 10g de fibra moída. Foi utilizado um sistema de refluxo em balão de fundo chato à pressão atmosférica, à temperatura de 115°C por um período de 3 horas. Filtrou-se a vácuo o licor negro resultante da polpação. Para isso, um volume de 200 ml de ácido acético (99,7%, m:m) foi aquecido em capela até a temperatura de 80°C. Lavou-se a fração fibrosa do licor com o ácido acético aquecido até que o líquido apresentasse coloração incolor, indicando a remoção parcial da lignina na superfície das fibras. O licor negro, rico em lignina, resultante da primeira lavagem, teve o volume contabilizado e foi recolhido. As fibras remanescentes no funil foram lavadas com água destilada até alcançarem o pH da água utilizada. Em seguida foram levadas para estufa com circulação de ar a 45°C até atingirem peso constante.

- Branqueamento: o licor negro rico em lignina foi rota-evaporado para fins de isolar a lignina solubilizada no ácido acético e para recuperação desse ácido. A lignina foi precipitada com água destilada, na razão de 1:10 (v/v), e reservada por 24 horas, sendo filtrada em papel de filtro de 8 µm de abertura e seca até peso constante em estufa. O branqueamento das fibras foi realizado na proporção de 1 g de material para 32 mL de solução alvejante, constituída de 20 mL de NaOH 4% (m/v) e 12 mL de H_2O_2 30 % (v/v), sendo 6mL de peróxido adicionados no primeiro momento e o restante adicionado após uma hora de reação, totalizando 150 minutos a 65°C. Em seguida, as fibras foram lavadas com água até pH constante, entre 6 e 7. Os equipamentos utilizados foram chapa aquecedora, agitador mecânico e bomba a vácuo.

- Hidrólise ácida: Para 5g de fibra branqueada foram utilizados 100 ml de H_2SO_4 na concentração de 62%. A hidrólise foi realizada sob as condições de temperatura de 30°C e tempo de 70 minutos. A análise foi realizada sob agitação vigorosa. Após os 70 minutos, a agitação foi desligada juntamente com o aquecimento. A reação foi então parada com água deionizada gelada e recolhida. Os equipamentos utilizados foram chapa aquecedora e agitador mecânico.

- Centrifugação e ultrassonicação: A amostra hidrolisada foi submetida a três centrifugações sucessivas intercaladas com ultrassonicações. A NCC obtida foi então recolhida.

- Diálise: A NCC foi submetida à diálise até que o pH da água de diálise atingisse o pH da água destilada utilizada.

Avaliação de impactos

Para a avaliação dos impactos ambientais gerados pela produção de NCC a partir das FPMD, foi utilizado o método ReCiPe hierárquico de ponto médio (midpoint) versão 1.11. Foram avaliadas as seguintes categorias de impacto: mudança climática, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, acidificação do solo, toxicidade humana e depleção hídrica.

Análise de cenários

Identificados os pontos críticos, foram propostos os cenários a seguir, cuja viabilidade técnica foi aferida em experimentos realizados em laboratório, onde foram testadas as propriedades dos nanocristais produzidos e atestado que as modificações sugeridas não comprometiam a qualidade dos NCC.

- Cenário A: redução do tempo do branqueamento de 2,5 horas para 2 horas;

- Cenário B: redução da concentração de peróxido de hidrogênio, utilizado na etapa de branqueamento de 30% para 20%;

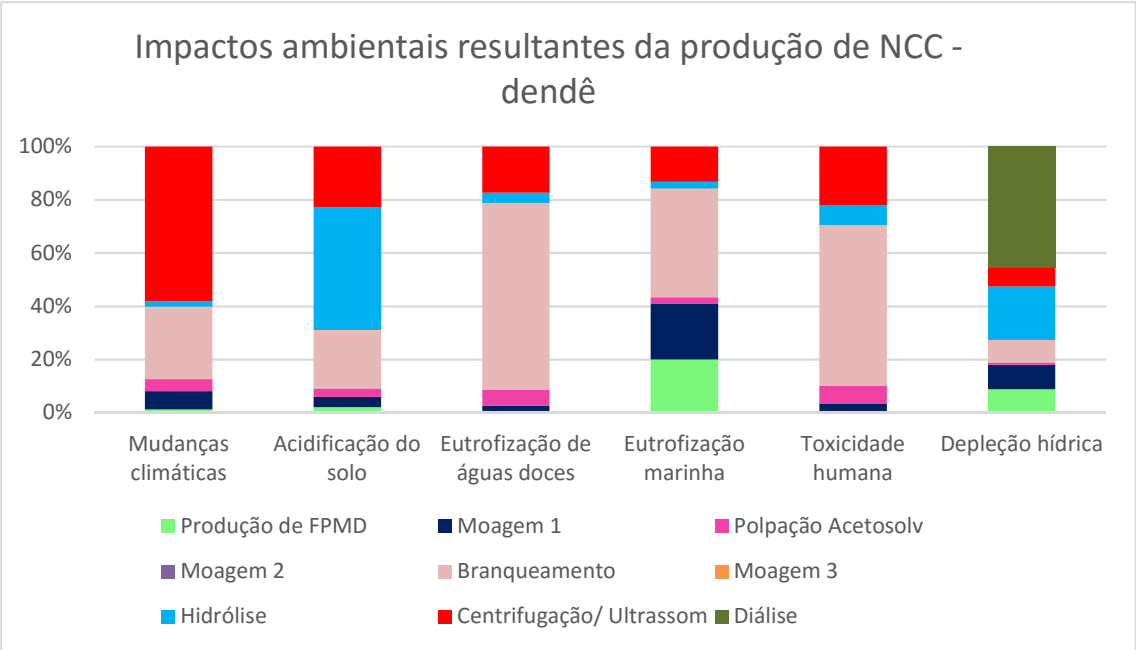
- Cenário C: redução do tempo de polpação acetosolv de 3 horas para 1,5 horas, juntamente com a redução da concentração de peróxido de hidrogênio de 30% para 20% na etapa de branqueamento das fibras.

Resultados

Avaliação de impactos

Os processos unitários mais impactantes para cinco das seis categorias de impacto avaliadas foram o branqueamento e a centrifugação, como mostrado na Figura 1:

Figura 1 – Impactos ambientais da produção de NCC de FPMD.



Fonte: os autores

Para a categoria de depleção hídrica, houve uma boa distribuição entre os demais processos, com maior percentual para a diálise. O branqueamento foi a etapa mais impactante, principalmente devido à produção de peróxido de hidrogênio. Já o processo com maior influência na centrifugação é a produção de energia, principalmente na categoria de mudanças climáticas. Tal produção, no Brasil, resulta do mix de diferentes fontes, como queima de carvão mineral, hidroelétricas e gás natural. Para a categoria de mudanças climáticas, a fonte de energia que mais causa impactos é a hidrelétrica, devido à emissão de gases de efeito estufa na decomposição da matéria orgânica remanescente nas áreas inundadas.

Análise de cenários

Todos os cenários apresentaram redução dos impactos ambientais gerados. O cenário que obteve o melhor desempenho ambiental em todas as categorias analisadas foi o cenário C. Na Tabela 3 estão listados os percentuais de redução de impacto em comparação com a produção de nano-dendê convencional.

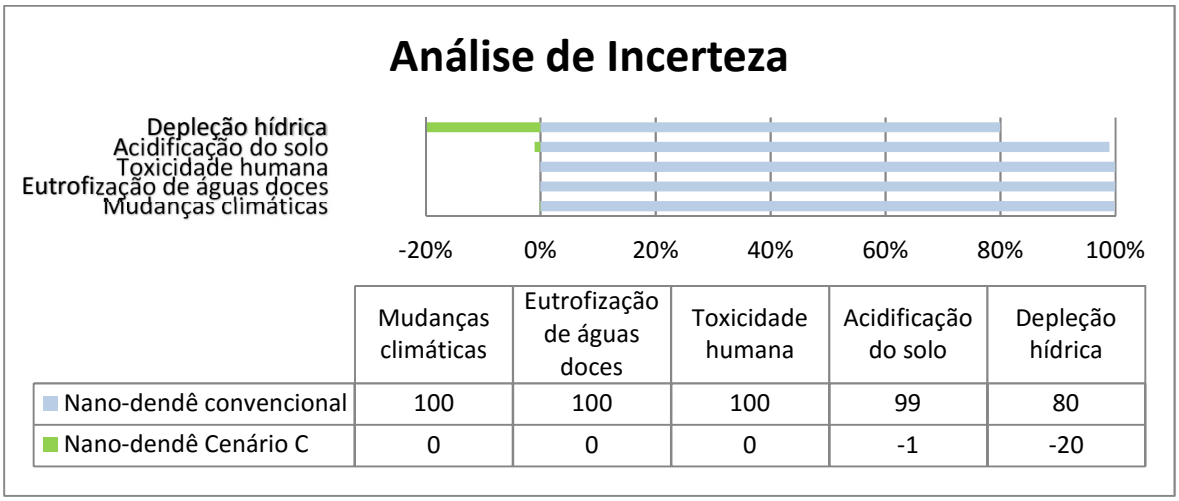
Tabela 3 - Percentuais de redução de impactos ambientais do cenário C

Categorias de impacto	Impactos ambientais da produção convencional de NCC de dendê	Impactos ambientais do cenário C	Percentuais de redução de impacto ambiental observadas no Cenário C
Mudanças climáticas	2,116604	2,039694	9,2%
Acidificação do solo	0,003442	0,003289	7,9%
Eutrofização de águas doces	0,000205	0,000186	15,5%
Eutrofização marinha	0,000184	0,000176	6,9%
Toxicidade humana	0,166489	0,149192	19,9%
Depleção hídrica	0,019525	0,019128	2,1%

Fonte: os autores (2015)

Na análise de erro realizada entre o cenário C e a produção de nano-dendê na situação inicial de referência, o cenário C obteve resultados significativamente melhores em todas as categorias de impacto, exceto depleção hídrica (Figura 2).

Figura 2: Análise de erro – Cenário C e situação de referência para dendê.



Fonte: os autores (2016)

Comparação entre os NCC obtidos a partir de diferentes fibras

Comparou-se os resultados provenientes do Cenário C com resultados de outros processos de extração de NCC, obtidos a partir das seguintes fibras vegetais: línter de algodão (BRAID, 2013), algodão (FIGUEIRÊDO et al.,2012) e casca do coco verde (NASCIMENTO, 2016). O desempenho de NCC de algodão com relação ao cenário C foi significativamente melhor para todas as categorias de impacto exceto toxicidade humana. Para a categoria de depleção hídrica, o NCC da FPMD obteve melhor desempenho que o de algodão. O maior consumo de água ocorre no processo de extração de NCC de algodão devido essa produção realizar diálise dos NCC em água corrente, o que acaba consumindo mais água do que a diálise em água parada, realizada na extração de NCC da FPMD. As fibras de algodão obtiveram os melhores resultados nas demais categorias, principalmente pelo fato de não demandarem pré-tratamento para retirada de lignina e hemicelulose, pois 99% dessas fibras são constituídas de celulose.

Para as fibras da casca do coco verde foram consideradas a obtenção de NCC a partir de dois processos definidos por Nascimento et al (2016): processo essencialmente mecânico baseado em ultrassonicação (coco 1) e processo químico no qual é empregada a hidrólise ácida (coco 2). A produção de nanocristais pelo processo coco 1, resultou em menores impactos que a produção de NCC da FPMD no cenário 1, o que pode ser justificado pela ausência de tratamento químico adotado para a produção dos NCC´s. Os impactos analisados para os NCC de fibra de coco (coco1) foram os menores, devido ao melhor rendimento (11%) e utilização de tratamento físico (ultrassom) ao invés de hidrólise ácida. Com relação às fibras de coco 2, o rendimento também obteve papel importante para o seu melhor desempenho em relação ao dendê (13,4%), além de uma menor demanda energética.

Conclusões e recomendações

Na produção de NCC da FPMD, a maior parcela de impactos ambientais está atrelada ao processo de branqueamento das fibras. Isto ocorre, principalmente, devido à produção de peróxido de hidrogênio e ao consumo de energia.

Todos os cenários alternativos de produção de NCC da FPMD avaliados obtiveram menores impactos ambientais que a produção na situação inicial de referência. O cenário que obteve o melhor desempenho ambiental foi o cenário C, com resultados significativos para todas as categorias de impacto, exceto depleção hídrica.

Recomenda-se realizar testes de produção de NCC da FPMD seguindo rota mecânica, como ocorre na produção a partir das fibras da casca de coco verde. Essa recomendação se deve ao fato das alternativas de produção investigadas com a rota química não terem acarretado redução significativa dos impactos desse produto de forma a torná-lo tão competitivo em termos ambientais quanto NCCs extraídos do algodão ou fibra de coco.

Referências

AGUDO, E. G. *et al*. Guia de coleta e preservação de amostras de água. Cetesb, 1987.

BECK, S.; BOUCHARD, J.; BERRY, R. Control of nanocrystalline cellulose filmiridescence wavelength. CA. n. PI US 2010/0279019, 2010.

BENNAR, P. Polpação Acetosolv de Bagaço de Cana e madeira de Eucapipto. Dissertação de mestrado em Química (Departamento de Química Inorgânica), 1992. Blog. Disponível em :<http://detalhesdacriacao.wordpress.com/2010/09/27/de-onde-vem-oalgodao/>. Acesso em: 16 nov.2014

BRAID, A.C.C.S.. Avaliação do ciclo de vida de nanocristais de celulose obtidos a partir de diferentes biomassas.Monografia (Graduação em engenharia sanitária e ambiental) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – Ceará, 2013.

BRINCHI, L. *et al*. Production of nanocrystalline cellulose from lignocellulosic biomass: technology and applications. Carbohydrate Polymers, v. 94, n. 1, p. 154-169, 2013.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E.Standard methods for the examination of water & wastewater. American Public Health Association - APHA. 21ª edition. Washington: D. C., 2005.

FIGUEIRÊDO, M. C. B.; ROSA, M.F.;UGAYA, C.M.L.; FILHO, M.S.M.S.; BRAID, A.C.C.S; MELO, L.F.L. Life cycle assessment of celulose nanowhiskers, Journal Cleaner Production, v.35, p.130-139, 2012.

GIRI, J.; ADHIKARI, R. A Brief review on extraction of nanocellulose and its Application. BIBECHANA, v.9, p.81-87, 2013.

GOEDKOOP, M. *et al*. ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, v. 1, 2009.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040: environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Genebra: ISO: 2009a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14044: environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.Genebra: ISO: 2009b.

MORAIS, J.P.S.; ROSA, M.F., FILHO; M.S.M.S., NASCIMENTO; L.D., NASCIMENTO,D.M.; CASSALES, A.R. Extraction and characterization of nanocellulose structures from raw cotton linter. Carbohydrate Polymers, v.91, p.229– 235, 2013.

NASCIMENTO, D.M. Comparação ambiental e tecnológica de nanoestruturas de celulose obtidas da fibra de coco. 2014. Dissertação - Departamento de Química Orgânica e Inorgânica da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

DO NASCIMENTO, Diego M. et al. A comprehensive approach for obtaining cellulose nanocrystal from coconut fiber. Part I: Proposition of technological pathways. Industrial Crops and Products, 2016.

DO NASCIMENTO, Diego Magalhães et al. A comprehensive approach for obtaining cellulose nanocrystal from coconut fiber. Part II: Environmental assessment of technological pathways. Industrial Crops and Products, 2016.

PENG, B.L.; DHAR, N.; LIU, H.L.; TAM, K.C. Chemistry and Applications of Nanocrystalline Cellulose and its Derivatives: a Nanotechnology Perspective. The Canadian Journal of Chemical Engineering, v.89, p.1191-1206, 2011.

POKU, K. Small-scale palm oil processing in Africa. Food & Agriculture Org., 2002.

PURE LIGNIN ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY. Opportunities with PLET, 2009. Disponível em: http://purelignin.com/opportunities. Acesso em: 15 out.2015

ROSA, M. F.; MEDEIROS, E. S.; MALMONGE, J. A.; GREGORSKI, K. S.; WOOD, D. F.; MATTOSO, L.H.C.; GLENN, G.; ORTS, W.J.; IMAM, S.H. Cellulose nanowhiskers from coconut husk fibers: Effect of preparation conditions on their thermal and morphological behavior. Carbohydrate Polymers. v.81, p. 83–92, 2010.

SILVA, D. J.; D'ALMEIDA, M.L.O. Nanocristais de celulose. O PAPEL, v. 70, n. 07, p. 34 – 52, 2009.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. de , Manual de análises físico-químicas de águas de abastecimento e residuárias, Campina Grande, Paraíba: O Autor, 2001. 226p.

SOUZA, N. F. Processos de obtenção de nanocelulose a partir das fibras da prensagem do mesocarpo do dendê. 2014. Dissertação - Departamento de engenharia Química. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

SOUZA, Nágila Freitas *et al*. Development of Chlorine-Free Pulping Method to Extract Cellulose Nanocrystals from Pressed Oil Palm Mesocarp Fibers.Journal of Biobased Materials and Bioenergy, v. 9, n. 3, p. 372-379, 2015.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 2016. Oilseeds: World Markets and Trade. Foreign Agricultural Service, jan.2016. Disponível em: <http://apps.fas.usda.gov /psdonline/circulars/oilseeds.pdf>. Acesso em: 04 fev.2016.

Inventário do ciclo de vida de compostos poliméricos aditivados com sílica

Bruna Pereira de Lima,[1] Carlos Alberto Mendes Moraes[2], Regina Célia Espinosa Modolo[3]

[1]*Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, bplima5@gmail.com*
[2] *Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, cmoraes@unisinos.br*
[3] *Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, reginaem@unisinos.br*

Frente ao panorama estabelecido no cenário atual, as fontes de energia renovável devem assumir papel crescente na matriz energética mundial, tendo em vista a busca por fontes menos impactantes ao meio ambiente. O Brasil é um país privilegiado quanto à abundância de variadas formas de biomassa, o que lhe confere distintas potencialidades de expansão neste segmento. O Rio Grande do Sul, por possuir extensões territoriais significativas e propensão agrícola, é um estado com elevados quantitativos de biomassa, provenientes de atividades agroindustriais, dentre os quais se destaca a cadeia produtiva do arroz. Com tudo, este estudo teve como objetivo criar um inventário do ciclo de vida de um composto polimérico aditivado com sílica que utiliza CCA como carga (cenário 1) comparando com um composto polimérico que utiliza microssílica (gerado a partir do beneficiamento de matérias-primas a base de sílica extraídas do meio ambiente) como carga (cenário 2), através de dados de emissões originadas do transporte de CA e da produção e o transporte da CCA até a aplicação como carga em composto polimérico. A partir dos resultados obtidos foi possível concluir que em termos de emissões de CO_{2Eq}, a cinza da casca de arroz emite 3,6 vezes menos que a microssílica.

Palavras-chave. *Avaliação do Ciclo de Vida; ACV; Casca de Arroz; Emissões de CO_{2Eq}.*

1. Introdução

A produção de energia é uma atividade normalmente agressiva ao meio ambiente. Os países que não possuem grande potencial em recursos hídricos e outras fontes renováveis, tal como a eólica, geralmente obtêm a energia por meio da combustão de combustíveis fósseis, que provocam o aumento de dióxido de carbono (CO_2) na atmosfera.

A região sul do Brasil possui potencial em fontes de biomassa, sendo uma de suas vantagens, o fato de estar disponível em locais com demanda de energia reprimida, viabilizando a instalação de centrais termelétricas e diminuindo a problemática que é o transporte dessa biomassa por grandes distâncias. (MAYER 2007).

A composição da CCA gerada a partir da combustão da CA é basicamente sílica e carbono, e possui potencial para ser transformada em coproduto para diversas indústrias. Levando em consideração a necessidade de compreender os impactos gerados desde a geração da CCA até a sua aplicação como coproduto, foi aplicada a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

O objetivo geral deste trabalho foi o de montar um inventário de ciclo de vida da aplicação da cinza da casca de arroz como carga em composto polimérico, em substituição a sílica comercial (microssílica). Neste sentido, foi construído um inventário de entradas e saídas (matérias-primas, energia, produto, coproduto), culminando na estimativa da avaliação da viabilidade ambiental desta rota de aplicação.

2. Metodologia

Para a elaboração deste trabalho foi realizada uma pesquisa sobre aos materiais usados neste tipo de aplicação, de forma a consolidar sua escolha, bem como, para a devida fundamentação teórica. A pesquisa foi desenvolvida com base na literatura disponível no âmbito do estudo. A metodologia adotada para o desenvolvimento do estudo envolveu as seguintes etapas:

- Etapa 1: Revisão bibliográfica e definição do objetivo e escopo o Inventário de ACV;
- Etapa 2: Levantamento de dados relativos a CA, CCA, quartzo e microssílica;
- Etapa 3: Elaboração do fluxo dos processos;
- Etapa 4: Interpretação dos resultados obtidos, e;
- Etapa 5: Avaliação da viabilidade ambiental e econômica desta aplicação.

2.1. Definição de objetivo e escopo

Este estudo teve como objetivo criar um inventário do ciclo de vida de um composto polimérico aditivado com sílica que utiliza CCA como carga (cenário 1) comparando com um composto polimérico que utiliza microssílica como carga (cenário 2).

O escopo abordou, no cenário 1 o transporte da CA, a produção da CCA e o transporte da CCA até a aplicação como carga em composto polimérico. O escopo do cenário 2 abordou o transporte do quartzo, a produção da microssílica e o seu transporte até a sua utilização, ou seja, a aplicação como carga em composto polimérico.

Na abordagem do inventario da ACV, esperava-se que os resultados contribuíssem para avaliar qual a melhor alternativa, do ponto de vista ambiental, ou seja, a aplicação de microssílica ou da CCA como carga em composto polimérico. Neste caso, considerando que a variável ambiental ou categoria de impacto avaliada, fosse a emissão de CO_{2Eq}.

2.2. Limites do sistema

O Cenário 1 considerou a CCA como carga em composto polimérico, optou-se por limitar os sistemas nas fases: transporte da CA, combustão em leito fluidizado e transporte da CCA LF até a empresa que faz a aplicação da mesma. Optou-se por não incluir as etapas anteriores ao transporte da CA, como por exemplos a produção agrícola, a colheita, o processamento do arroz, entre outros, tendo em vista que nem todas as entradas e saídas de um sistema de produto podem ser rastreadas. Então o limite do sistema restringiu-se do transporte da CA até o transporte da CCA. Sabe-se que deixando de fora do limite do sistema algumas etapas, os resultados podem ser afetados, porém com os limites que foram estabelecidos, tendo em vista o objetivo estabelecido inicialmente, se percebeu a grande probabilidade de obtenção de resultados significativos. Por este fato, ressalta-se a abordagem estimada da viabilidade do processo em estudo.

O Cenário 2 considerou a microssílica como carga, o limite do sistema foi delimitado nas fases de: transporte do quartzo até a usina produtora de ligas metálicas, produção de microssílica através do forno elétrico de arco submerso e transporte da microssílica até aplicação da mesma.

Optou-se por incluir como matéria-prima no mapeamento de transporte, somente o quartzo, tendo em vista que é a matéria-prima utilizada em maior escala, que possui impacto significativo devido a sua extração e necessita de maior deslocamento de veículos, levando em consideração que as demais matérias-primas como a madeira é proveniente de reflorestamento e extraída de locais próximos. Os demais processos de produção de microssílica, como a extração de fontes minerais, não foram incluídas no estudo pelo mesmo motivo que não foram incluídas a produção agrícola no cenário 1, a deficiência de dados.

A fase de aplicação como carga em composto polimérico não foi incluída no inventário de ciclo de vida, pois o processo de aplicação e a quantidade utilizada para ambos os cenários é a mesma, portanto os resultados em termos de impactos e emissões seriam idênticos em ambos os casos.

2.3. Localização geográfica e mapeamento da geração de CCA e microssílica

A CA em estudo tem origem na região Oeste do Rio Grande do Sul, local onde estão inseridas as maiores produtoras de arroz, de acordo com a safra de 2013/2014, IRGA (2014). A CA percorre cerca de 250 km, dos geradores, até a empresa que faz a combustão da mesma. Depois da CCA gerada, esta é transportada até a empresa que faz a aplicação como carga em composto polimérico, percorrendo cerca de 400 km, até chegar a Campo Bom-RS.

A produção da microssílica se dá prioritariamente no estado de Minas Gerais (MG), onde estão concentradas as principais unidades produtoras de silício metálico e ferro ligas do país, atualmente 22 unidades no total, sendo 5 produtoras de silício metálico. A localização possui relação com as características da região, pois se trata de uma região que abriga grandes reservas de minério de ferro, quartzo de alta pureza e alto potencial florestal. (KRUGER, 2010). Para esta avaliação ambiental, foi considerado que o quartzo é transportado por 250 km das reservas da região, até chegar na beneficiadora, que fica localizada na cidade de Pirapora-MG. Após ser produzida, a microssílica percorre cerca de 2000 km até Campo Bom-RS, onde é aplicada como carga em composto polimérico.

2.4. Análise do inventário do ciclo de vida

Para a análise do inventário do ciclo de vida foram considerados subsistemas dentro de cada cenário, tratando-se do cenário 1: transporte da CA, combustão da CA em leito fluidizado, e transporte da CCA. No cenário 2 foram considerados os subsistemas: transporte do quartzo, beneficiamento do silício metálico por forno de arco submerso e transporte da microssililca. A tabela 1 ilustra a relação de entradas e saídas com os processos.

Tabela 1 – Entradas e saídas dos processos.

	Entrada	Processo	Saída
Cenário 1	Diesel	Transporte CA	Emissões atmosféricas
	CA	Combustão	CCA, emissões atmosféricas, energia elétrica
	Diesel	Transporte CCA	Emissões atmosféricas
Cenário 2	Diesel	Transporte do quartzo	Emissões atmosféricas
	Quartzo, madeira, carvão, calcário, energia elétrica	Forno de arco submerso	Microssílica, silicio metálico, emissões atmosféricas
	Diesel	Transporte da microssílica	Emissões atmosféricas, resíduos sólidos

a. Qualificação e quantificação das emissões de substâncias poluentes

A partir de uma análise dos impactos ambientais, foi verificado que os mais significativos foram os relacionados a potencialização do efeito estufa e chuva ácida, possuindo como ação causadora a emissão de poluentes específicos da combustão de Diesel, bem como o uso de recursos naturais não renováveis, tendo em vista o consumo de quartzo, calcário, carvão vegetal, combustíveis fósseis, entre outros.

Para o cenário 1 foram quantificadas as emissões atmosféricas das fases de transporte da CA, a combustão da CA e o transporte da CCA.

Para o cenário 2, foram quantificadas as emissões do transporte do quartzo, a obtenção da microssílica por forno de arco submerso e o transporte da microssílica.

Quanto às emissões dos subsistemas de transporte da CA, CCA, quartzo e microssílica, foi considerado para o cálculo de CO_{2eq}, a emissão de CO (efeito direto sobre o potencial de aquecimento global) e NO_x (efeito indireto sobre o potencial de aquecimento global). Os fatores de emissão utilizados neste cálculo foram os sugeridos pelo

1° inventário nacional de emissões atmosféricas por veículos automotores rodoviários para a categoria veículos pesados (MMA, 2011). A equação para o cálculo é apresentada a seguir.

Emissões CO_{2Eq} Transporte = ((FCO * CO_{2Eq}CO) + (FNOx * CO_{2Eq}NOx)) x D

Onde: F= Fator de emissão da substância (FCO= 0,00106kg/km, FNO_x= 0,0002 kg/km); CO_{2Eq}= CO_{2Eq}da substância (CO_{2EqCO}= 3, CO_{2EqNOx}= 280); D= distância (km).

3. Resultados

A seguir serão apresentados os resultados obtidos com a aplicação do que até aqui exposto.

3.1. Determinação da Massa Unitária da CA e CCA.

Tratando-se de transporte de materiais, a massa unitária é uma variável essencial a ser conhecida, tendo em vista as implicações que causa a sua variação de um material para outro. Com a determinação das massas unitárias (Tabela 2) foi possível constatar que a massa unitária da biomassa CA possui um valor aproximadamente quatro vezes inferior ao da CCA, e a microssílica possui massa unitária 10 vezes superior ao da CCA. Ou seja, quanto mais leve, maior será o espaço ocupado em metros cúbicos.

Tabela 2 – Massas unitárias dos materiais.

Material	**Massa Unitária (kg/m³)**
CCA	125
CA	488
Quartzo	62400
Microssílica	5040

3.2. Mapeamento das unidades geradoras de CCA e microssílica

Através de uma análise das principais regiões de produção, dos processos primários em questão, foi possível constatar que a Fronteira Oeste é a maior produtora de arroz do Sul do Brasil, e que na Região de Minas Gerais há maior produção de silício metálico, portanto foram consideradas estas as regiões para estudo de transporte até a unidade que fará a aplicação da CCA e microssílica em composto polimérico aditivado com sílica.

3.3. Transporte da biomassa CA até as Unidades Transformadoras de Energia

A massa unitária da biomassa CA é significativamente inferior a massa unitária tanto do quartzo quanto da microssílica. Considerando um caminhão com capacidade de 24 m³, a carga máxima que ele carregará de CA, é de 3002,64 kg ou 3 t. Considerando também a distância de 250 km percorridos, para cada 1 m³ de CA, a emissão de CO_{2Eq}, será de 0,61 kg. Considerando o transporte de 1 kg de CA, a emissão de CO_{2Eq} será de 0,0049 kg. A mesma relação pode ser feita considerando uma carga de CA, a emissão será de 14,71 kg de CO_{2Eq}.

3.4. Transporte da CCA até a empresa que vai aplicá-la

Para o transporte da CCA até a empresa que fará a aplicação como carga em composto polimérico, foi considerado um caminhão com capacidade de 24 m³ de volume, porém a quantidade em massa de CCA transportada, influência no resultado das emissões de CO_{2eq}. De acordo com a massa unitária foi possível concluir que cerca de 11.724 kg ou 11,7 t de CCA é transportado por carga. Considerando o transporte de 1 m³ de CCA, a emissão de CO_{2Eq}, será de 0,99 kg. Considerando o transporte de 1 kg de CCA, a emissão de CO_{2Eq} será de 0,00202 kg. A mesma relação pode ser feita considerando uma carga de CCA, a emissão será de 23,45 kg de CO_{2Eq}.

3.5. Transporte do quartzo até as unidades beneficiadoras

Para o transporte do quartzo até a unidade produtora de microssílica, também foi considerado um caminhão de 24 m³, distância de 250 km, e de acordo com a massa unitária do quartzo e o volume considerado, a capacidade do caminhão de carga, é de cerca de 62400 kg ou 62 t. Considerando o transporte de 1 m³ de quartzo, a emissão de CO_{2Eq}, será de 0,61 kg. Considerando o transporte de 1 kg de quartzo, a emissão de CO_{2Eq} será de 0,000237 kg. A mesma relação pode ser feita para uma carga de quartzo, cuja emissão será de 14,79 kg de CO_{2Eq}.

3.5. Transporte da microssílica até a empresa que vai aplicá-la

No transporte da microssílica até a empresa que vai fazer a aplicação como carga em composto polimérico, foi considerado a distância de 2000 km, de Pirapora-MG, até Campo Bom-RS. O volume do caminhão foi considerado o mesmo dos casos anteriores, 24 m³, e de acordo com a capacidade do caminhão e a massa especifica do material, a capacidade de carga em massa é de 50400 kg ou 50,4 t. Considerando o transporte de 1 m³ de microssílica, a emissão de CO_{2Eq}, será de 4,93 kg. Considerando o transporte de 1 kg de microssílica, a emissão de CO_{2Eq} será 0,00235 kg. A mesma relação pode ser feita considerando uma carga de microssílica, a emissão será de 115,92 kg de CO_{2Eq}.

3. Discussão dos Resultados

Com a realização dos cálculos descritos anteriormente, foi possível perceber que considerando o volume transportado, ou seja, a capacidade do caminhão, a única variável da equação que varia para os resultados das emissões de transporte, é a quilometragem a ser percorrida. Sendo assim, as emissões são maiores à medida que a quilometragem aumenta, já que as demais variáveis são as mesmas, como os fatores de emissão para o caminhão e a capacidade do mesmo, em m³. Comparando o transporte da CCA com o transporte da microssílica, é notório esta relação, já no transporte da CA comparado ao do quartzo, não é notado diferença nos resultados, tendo em vista que a distância percorrida foi considerada a mesma.

Considerando a massa transportada como variável, os resultados são mais significativos, pois a massa varia de acordo com o tipo de material que está sendo transportado, sendo assim, o mesmo volume carrega massas diferentes. De tal modo, tem-se duas variáveis, a massa e a distância percorrida, expressando resultados mais realistas.

De acordo com as informações levantadas no desenvolvimento deste estudo, foi possível verificar que uma carga de microssílica transporta 50400 kg e uma carga de CCA transporta 11723,5 kg, quando considerado o mesmo volume.

Apesar de a distância percorrida ser expressivamente maior nos casos da CCA comparado à microssílica, 400 km e 2000 km respectivamente, as emissões de CO_{2Eq} não apresentam em números, uma diferença significativa, devido ao fato de que uma carga de microssílica carrega em massa 4,3 vezes mais que uma carga de CCA, fazendo com que a massa carregada seja um fator tão decisivo quanto a distância percorrida pelo caminhão, nos resultados dos cálculos de emissões.

Com a finalidade de comparar a mesma quantidade de massa a ser transportada, foi considerado 50 toneladas de material, sendo que para a microssílica, é necessário apenas uma carga de 24 m³, enquanto de CCA é necessárias 4,3 cargas de 24 m³ cada. Fazendo esta relação foi possível concluir que mesmo realizando mais viagens, a CCA emite menos CO_{2Eq}. Ou seja, utilizando a CCA como carga em composto polimérico, há uma redução de 15% na emissão de CO_{2Eq} durante o transporte dos materiais.

4. Conclusão

Através da avaliação dos resultados obtidos, referentes ao inventário do ciclo de vida da CCA LF e microssílica, aplicadas como carga em compósito epóxi, foi possível verificar que:

a) os impactos mais significativos foram: o uso de recursos naturais não renováveis e a potencialização do efeito estufa;

b) através das condições assumidas foi possível concluir que para o transporte de uma mesma quantidade de massa, para os dois cenários estudados, é necessária uma carga de microssílica, para cada 4,3 cargas de CCA;

c) considerando o volume como variável de cálculo na fase de transporte, utilizando a CCA como coproduto, é emitido praticamente 500% menos de CO_{2Eq}, se comparado a microssílica;

d) considerando a massa como variável de cálculo na fase de transporte, utilizando a CCA como coproduto, é emitido 15% menos de CO_{2Eq}, se comparado a microssílica;

e) quando somadas as emissões de CO_{2Eq} totais de todas as fases do inventário do ciclo de vida, considerados nos limites do sistema, a CCA emite 3,6 vezes menos CO_{2Eq} do que a microssílica.

Finalmente, pode-se concluir que na avaliação do inventário do ciclo de vida, as informações e dados disponíveis acerca dos cenários a serem estudados, demonstram-se relevantes, bem como limitar as fronteiras do sistema, de forma que seja possível obter resultados significativos de acordo com o que se pretende estudar. De acordo com o trabalho desenvolvido e com as condições assumidas, foi possível compreender que para esta avaliação, por se tratar de dois materiais distintos, as características de cada um são de extrema importância para quantificar seus efeitos no meio ambiente. Conforme foi possível perceber, com as conclusões acima, a massa unitária de cada material influência expressivamente nos resultados de emissões, sendo possível ter conclusões distintas quanto comparadas as massas ou volumes dos mesmos.

6. Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq pelo apoio ao projeto de pesquisa e bolsa de pesquisa de autores.

7. Referências Bibliográficas

INSTITUTO RIO GRANDENSE DE ARROZ (IRGA). Produtividades municipais - safra 2013/14. Porto Alegre, 2013-2014. Disponível em: http://www.irga.rs.gov.br/upl oad/201409 03105722produtividade_ municipios_safra_13_14_versao_final.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2015.

KRUGER, Paulo Von. Contrato nº 48000.003155/2007-17: desenvolvimento de estudos para elaboração do plano duodecenal (2010 - 2030) de geologia, mineração e transformação mineral. Relatório Técnico 60: perfil de ferroligas. Belo Horizonte: J. Mendo Consultoria, ago. 2009. Disponível em: . Acesso em: 18 nov. 2015.

MAYER, Flávio Dias; CASTELLANELLI, Carlo; HOFFMANN, Ronaldo. Geração de energia através da casca de arroz: uma análise ambiental. Foz do Iguaçu. 2007.

MMA, I Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários, 2011.

Produção brasileira 'visível' em Avaliação do Ciclo de Vida

Elaine Aparecida da Silva

Universidade Federal do Piauí, Departamento de Recursos Hídricos, Geotecnia e Saneamento Ambiental, elaine@ufpi.edu.br

Resumo

A sustentabilidade ambiental deixou de ser acessória e passou a ser essencial diante do cenário, antes apenas prenunciado, de escassez dos recursos naturais e da dificuldade de gestão dos mesmos. Desse modo, é crescente a disponibilidade de ferramentas que auxiliam o seu alcance, tais como a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que possibilita a identificação dos impactos ambientais associados aos distintos estágios do ciclo de vida de produtos, processos e serviços. Como consequência, é também progressivo o número de publicações científicas sobre o conteúdo. Esse trabalho teve como objetivo analisar as publicações sobre ACV desenvolvidas por pesquisadores brasileiros e divulgadas em periódicos indexados na Web of Science. Através da pesquisa nesta base de dados, realizada por tópico com a expressão "life cycle assessment" ou LCA, foram identificados 280 trabalhos cujo país de origem é o Brasil. O país é o 16º colocado no ranking de países com produção científica sobre o conteúdo; mais de 86% dos trabalhos foram publicados nos últimos seis anos, a maioria em inglês e em periódicos internacionais bem conceituados no sistema Qualis. Isso demonstra que, apesar de ser um campo novo para a grande maioria dos pesquisadores brasileiros, as publicações possuem qualidade científica, proporcionada, também, pelas colaborações estabelecidas com cientistas de outros países. Através do currículo Lattes dos pesquisadores mais produtivos em ACV, foi possível identificar mais trabalhos relacionados à temática que não foram incluídos nos registros encontrados, como livros, capítulos de livros, trabalhos apresentados em eventos científicos; além de outros artigos. Desse modo, os trabalhos de mapeamento de pesquisas/pesquisadores devem incluir outros mecanismos de busca, além das bases de dados, a fim de contemplar distintas modalidades de produtos de pesquisa. Também, paralelamente à publicação de trabalhos em periódicos de alto impacto, os pesquisadores brasileiros podem publicar textos nos moldes do jornalismo científico ou em periódicos indexados em bases com acesso gratuito para que a ACV se torne mais conhecida.

Palavras-chave. Avaliação do Ciclo de Vida; Life Cycle Assessment; LCA; Publicações brasileiras em ACV; Web of Science.

Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ou *Life Cycle Assessment* (LCA), como é conhecida mundialmente, é uma ferramenta de gestão ambiental que possibilita a identificação dos impactos ambientais associados a processos/produtos/serviços em diferentes estágios do seu ciclo de vida (ABNT, 2009). Desse modo, governos de todo o mundo tem incentivado o uso dessa ferramenta (GUINÉE et al., 2011). Conforme Williams, Weber e Hawkins (2009, p. 929), "a ACV tem desenvolvido o seu próprio campo, com uma comunidade global envolvida no desenvolvimento e implementação de metodologias, infra-estrutura de dados/*software* e estudos de caso".

No Brasil, há iniciativas que objetivam a difusão e consolidação da abordagem do ciclo de vida. Dentre as quais, a criação da Associação Brasileira do Ciclo de Vida (ABCV), em 2002, que atua junto às empresas e instituições acadêmicas de ensino e pesquisa, órgãos governamentais e sociedade organizada (ABCV, 2016); a aprovação, em 2010, do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida – PBACV (BRASIL, 2010). Além disso, o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT) mantém um site para o público da academia, elaborou e vem divulgando a cartilha 'O pensamento do ciclo de vida: uma história de descobertas' voltada para o público infantil; está à frente da construção do Banco Nacional de Inventário e da organização da Revista Latino-Americana de ACV (IBICT, 2016).

Ainda, com o objetivo de "criar um ambiente de cooperação entre empresas interessadas no uso de ACV no Brasil, que permita a otimização de recursos; educar e capacitar as empresas sobre o conceito, sua aplicação e benefícios; disponibilizar e disseminar para diversos públicos informações sobre a ferramenta e influenciar e apoiar o governo para criação do Banco de Dados Brasileiro", a ABCV, o Instituto Akatu e nove empresas (Braskem, Danone, Embraer, GE, Grupo Boticário, Natura, Odebrecht, Oxiteno e Tetra Pak) criaram, em 2012, a Rede Empresarial Brasileira de Avaliação do Ciclo de Vida. Depois, outras empresas (3M do Brasil, Alcoa, Basf, Duratex, Klabin, Petrobras, Vale e Votorantim Cimentos) aderiram à iniciativa. Atualmente, a Rede é coordenada pelo Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável – CEBDS (CEBDS, 2016).

As primeiras publicações científicas sobre ACV surgiram na década de 1990 (FINNVEDEN et al., 2009). Esta informação coincide com os primeiros registros do termo *"life cycle assessment"* que aparecem no Ngram *Viewer* (ferramenta do *Google* que conta o número de palavras ou frases nos livros digitalizados pela empresa). Contudo, segundo Hou et al. (2015), o ritmo de publicação no campo de ACV aumentou exponencialmente nos últimos dezesseis anos. Neste trabalho, utilizou-se a base de dados *Web of Science* (WoS) a fim de analisar as publicações científicas de ACV que envolvem pesquisadores brasileiros; através da identificação das suas procedências, contexto de aplicação (áreas), qualidade e pesquisadores referência no conteúdo. Essa análise possibilitou caracterizar os trabalhos pesquisados que estão disponíveis para a comunidade científica internacional. A WoS é uma base de dados, desenvolvida pela *Thomson Reuters*, na qual são indexados periódicos do mundo todo.

Análise bibliométrica da Avaliação do Ciclo de Vida

Na WoS estão disponíveis vários trabalhos de análise bibliométrica sobre ACV. Estrela (2015) faz uma análise crítica dos trabalhos, dessa natureza, de Chen et al. (2014) e Hou et al. (2015) abordando três aspectos: seleção de palavras-chaves adequadas, cobertura incompleta das bases para anais de eventos científicos e as inconsistências na atribuição institucional dos autores dos trabalhos. Desse modo, ela recomenda que os autores que publicam sobre esse conteúdo sempre incluam o termo "*life cycle assessment*" (preferido nas normas *International Standardization Organization* - ISO) nas palavras-chave; contemplem no mapeamento resultados de pesquisa de outros tipos, como trabalhos publicados em conferências científicas, livros, capítulos de livros e relatórios revisados criticamente; e, por último, verifiquem as variações de como podem aparecer o nome das instituições a qual são vinculados, utilizando a forma mais empregada.

Sobre a escolha de palavras-chave adequadas, Estrela (2015) chama atenção para o fato de que Chen et al. (2014) e Hou et al. (2015) não tenham incluído nas suas pesquisas siglas comumente relacionadas aos trabalhos de ACV, tais como: LCI, LCIA e a própria LCA. Consequentemente, as publicações que contém apenas as siglas não foram abrangidas na análise feita pelos autores. A fim de verificar a observação feita pela autora, neste trabalho, fez-se a busca na WoS[6] pelo termo "*life cycle assessment"* utilizando o filtro *'topic'* e foram encontrados 10.863 ocorrências. Ao realizar a mesma pesquisa e incluir a sigla LCA (*"life cycle assessment" topic or* LCA *topic*), utilizando o operador boleano '*or*' – que soma as ocorrências – foram encontrados 16.070 resultados. Contudo, a segunda pesquisa inclui, também, trabalhos em que a sigla LCA é empregada para designar outros termos - siglas homógrafas (mesma escrita, mas significação diferente).

Com relação às inconsistências na associação entre as publicações e as filiações dos seus respectivos autores, Estrela menciona trabalhos (GARCIA-ZORITA et al. 2006; EGRET 2014; TAŞKIN e AL, 2014 e VENETS, 2014) que apontam as desvantagens do processamento automático de informações feito nesse tipo de banco de dados, além da imprecisão causada pela variedade de nomes alternativos e da falta de padronização no campo de

[6] Dados recuperados em 28/04/2016.

filiados. Para corrigir esse problema, a *Thomson Reuters* disponibiliza o campo de pesquisa *'Organizations-Enhanced'* na análise de resultados que contempla o nome mais utilizado de uma organização, além de todos os registros que contém as variantes do nome dessa organização (THOMSON REUTERS, 2016). Nessa pesquisa, utilizando os dois filtros da WoS (*'Organizations'* e *'Organizations-Enhanced'*), foram encontradas resultados divergentes, por exemplo, para Universidade Estadual de Capinas (Unicamp) que indica 24 e 29 ocorrências, respectivamente.

Metodologia

Na consulta realizada na base de dados WoS, foram utilizados dois campos de busca para adição simultânea dos termos *'life cycle assessment'* e LCA. Os dois termos foram agregados pelo operador boleano '*or*', que soma as ocorrências. O filtro aplicado *'topic',* recupera trabalhos cujos termos indicados aparecem no título, palavras-chaves e/ou no corpo do texto. Esse filtro torna a pesquisa mais ampla do que a realizada por *'title',* por exemplo. Na pesquisa inicial, foram encontrados 16.070 resultados. Depois disso, fez-se um refinamento por *'countries/territories'*, sendo utilizado como referência o *'Brazil'*. Após o refinamento, foram identificados 322 resultados.

Além disso, foram utilizadas as opções de refinamento para pesquisas avançadas (*'analyze results'*), a fim de classificar os resultados da pesquisa conforme as seguintes categorias: agências financiadoras, anos de publicação, áreas de pesquisa, autores, categorias da WoS, idiomas, organizações, países e territórios (possibilitando identificar os trabalhos que envolvem pesquisadores de outros países), série de livros, tipos de documentos, títulos das fontes e títulos das conferências.

A partir da análise das áreas de pesquisa nas quais estão classificados os 322 trabalhos encontrados, constatou-se que foram recuperados também publicações que continham a sigla LCA; mas que essa não se referia à *'Life Cycle Assessment',* ou seja, siglas homógrafas (como exemplo: *Losartan Carboxylic Acid / Linear Combination Analysis / Linear Chain Approximation*). Assim, foram excluídos 42 trabalhos que se enquadravam nessa situação. Após essa exclusão, foram recuperados 280 trabalhos, os quais serão analisados na seção de resultados.

Resultados e Discussão

O Brasil é o 16º colocado no *ranking* de países que tem produção científica sobre ACV, sendo este um campo novo para a grande maioria dos pesquisadores brasileiros. Comparativamente, o país é o 3º colocado no *ranking* de produção científica sobre o biodiesel[7], no qual houve uma intensa política de valorização da área. As publicações sobre ACV, envolvendo pesquisadores do país e divulgadas em periódicos indexados em bases internacionais, são recentes. Na WoS, por exemplo, mais de 86% dos trabalhos são dos últimos seis anos (2010 a 2016). Além disso, a ACV tem se mostrado promissora; pois há um aumento gradativo de publicações. Nos quatro primeiros meses de 2016, foram publicados vinte e oito trabalhos relacionados ao tema. A tendência é que os números de 2015 sejam superados, ano em que houve a maior quantidade de trabalhos dessa natureza (sessenta e oito).

Os 280 trabalhos (*articles, proceedings papers, reviews, editorials materials*) sobre ACV são das mais diversas áreas de pesquisa, como: engenharia, ciências ambientais, ecologia, energia, combustíveis, agricultura, biotecnologia aplicada, termodinâmica, ciência dos materiais, química, tecnologia da construção, física, ciências da computação, tecnologia/ciência dos alimentos, mecânica, recursos hídricos, conservação da biodiversidade, economia de negócios, pesquisa operacional/ciência de gestão, tecnologia científica, meteorologia/ciências atmosféricas, ciência dos polímeros, sistemas de controle de automação, silvicultura, ciência da

[7] Pesquisa realizada na WoS pelo 'tópico' biodiesel e refinada por 'países/territórios'.

informação/biblioteconomia, engenharia metalúrgica/metalurgia, mineração, processamento mineral, ciência nuclear, ciência das plantas e ciências sociais. Alguns deles se enquadram, concomitantemente, em mais de uma dessas áreas.

Do universo total de trabalhos de ACV na WoS, o mais citado (CHONG, et al., 2010) recebeu 954 citações; enquanto o trabalho brasileiro (PACCA, SIVARAMAN e KEOLEIAN, 2007), publicado em inglês, sobre o mesmo tema possui oitenta citações. Já o artigo brasileiro mais citado, publicado em português, possui apenas oito citações. Inquestionavelmente, os trabalhos publicados em inglês têm mais possibilidades de serem lidos e, com efeito, citados por pesquisadores de outros países. Além disso, a citação de trabalhos publicados em periódicos internacionais bem conceituados é condição para aprovação dos trabalhos até mesmo nos periódicos do país.

Os brasileiros que desenvolvem pesquisa em ACV têm estabelecido colaborações científicas com pesquisadores estrangeiros: 75% dos trabalhos incluem cientistas de outros países (Estados Unidos, França, Itália, Holanda, Espanha, Alemanha, Suécia, Bélgica, Suíça, entre outros). Como exemplo, o trabalho de Smith et al. (2012) envolve pesquisadores de vinte instituições em vários países e entre eles, um pesquisador vinculado à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) do Rio de Janeiro. Isso explica a predominância de publicações em inglês (94,5%) e reflete na qualidade dos produtos finais; já que eles utilizam a ferramenta há mais tempo.

A maioria desses trabalhos foi publicada em periódicos internacionais bem conceituados no sistema Qualis da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Como exemplo, na área de Ciências Ambientais, os periódicos com a maior quantidade de artigos sobre o tema apresentam a seguinte classificação: *Journal of Cleaner Production / Energy* (qualis A1) e *Resources, Conservation and Recycling* (qualis A2). O *International Journal of Life Cycle Assessment* (*Int J Life Cycle Assess*) é o segundo periódico em que são publicados mais trabalhos de ACV, mas não é classificado no Qualis na área de Ciências Ambientais[8]. Nos periódicos mencionados, juntamente com *Environmental Science Technology* e *Journal of Industrial Ecology*, são publicados a maioria dos trabalhos com abordagem em ACV.

O Qualis da CAPES possibilita a avaliação da produção intelectual dos programas de pós-graduação através da aferição da qualidade dos artigos e de outros tipos de produção, a partir da análise da qualidade dos periódicos científicos. A classificação é realizada pelas áreas de avaliação e é atualizada anualmente. Os periódicos são enquadrados em estratos, sendo 'A1' o mais elevado; A2; B1; B2; B3; B4; B5 e 'C' que tem peso zero. Além disso, o mesmo periódico, ao ser classificado em duas ou mais áreas distintas, pode receber diferentes avaliações (CAPES, 2015). Essa classificação é baseada no Fator de Impacto (FI) que é calculado, anualmente, pelo *Institute for Scientific Information* (ISI), publicado no *Journal Citation Reports* (JCR), e corresponde ao número de citações recebidas pelos artigos publicados no periódico nos dois anos anteriores à avaliação, dividido pelo número de artigos publicados no período (JCR, 2016). Para ser incluído nos quatro estratos superiores (A1 a B2), o periódico deve ter FI medido pelo ISI.

Mesmo a ACV tendo, indubitavelmente, aplicação na área ambiental por revelar os impactos ambientais de produtos/processos/serviços de forma pontual; os pesquisadores que a utilizam não necessariamente estão alocados nas ciências ambientais. Como verificado, os trabalhos de ACV são desenvolvidos nas mais diversas áreas de pesquisa. Desse modo, ao aplicar essa ferramenta, o componente ambiental é integrado a outras áreas do conhecimento. Portanto, torna-se oportuno verificar a qualidade dos periódicos, por meio do FI ou do sistema Qualis, nas áreas em que os pesquisadores estão inseridos, como também naquelas em que há interesse na obtenção de bolsas de pesquisa ou financiamento de projetos por agências de fomento.

[8] O *Int J Life Cycle Assess* possui qualis em outras áreas de avaliação, como: Ciência de Alimentos, Engenharias I, Engenharias II, Engenharias III, Farmácia e Interdisciplinar (qualis A2), Ciências Agrárias I e Materiais (qualis B2), conforme o último evento de classificação da CAPES (Qualis 2014) (PLATAFORMA SUCUPIRA, 2016).

Muitas pesquisas de ACV, analisadas neste trabalho, são financiadas por instituições brasileiras e internacionais. As agências brasileiras de fomento à pesquisa que mais tem contribuído para o desenvolvimento dessa área são o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), a CAPES e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP). Os nomes das agências de fomento aparecem com variações, dificultando a identificação imediata da quantidade que cada uma financiou, tendo em vista que os trabalhos podem ter sido incluídos, simultaneamente, nos diferentes registros. Como exemplo, o caso do CNPq em que há mais de dez variações com o nome do Conselho em português, em inglês ou somente a sigla. Dentre as instituições internacionais, foram identificadas: *European Commission, Energy Technologies Institute, Biotechnology and Biological Sciences Research Council*, além de outras.

Há treze registros de trabalhos que abordam a ACV publicados em português (4,5% do universo pesquisado), tendo sido publicados nos periódicos: Engenharia Sanitária e Ambiental (GARCIA e VON SPERLING, 2010; ROCHA, LINS e SANTO, 2011; REICHERT e MENDES, 2014); Polímeros, Ciência e Tecnologia (QUEIROZ e GARCIA, 2010; SILVA e MOITA NETO, 2015), Química Nova (RODRIGUES, 2011; FRANCO et al., 2013), Informação & Sociedade – Estudos (CAFE e MENDES, 2009); Revista Escola de Minas (SANTOS e TENÓRIO, 2010), Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (CLAUDINO e TALAMINI, 2013), Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental (CAMPOLINA, SIGRIST e MORIS, 2015) e Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade (BOA VISTA, SHIBAO e SANTOS, 2015), Revista de Administração, Contabilidade e Sustentabilidade (ALVES e FREITAS, 2015).

Os cinco pesquisadores brasileiros com o maior número de publicações em ACV, registradas na WoS, são, respectivamente, Aldo Roberto Ometto (quatorze), Sebastião Roberto Soares (onze), Electo Eduardo Silva Lora (dez), Joaquim Eugênio Abel Seabra (dez) e Otavio Cavalett (nove). Através do currículo *Lattes* desses pesquisadores, foi possível identificar mais trabalhos relacionados à temática que não foram incluídos nos registros encontrados, como livros, capítulos de livros, trabalhos apresentados em eventos científicos; além de outros artigos. Outra maneira de identificar cientistas brasileiros que são referência em ACV é através da Plataforma *Lattes*. Desse modo, faz-se pesquisa por assunto (*"life cycle assessment"*) e utiliza-se os filtros de base (doutores) e de nacionalidade (brasileira). Assim, são encontrados 267 ocorrências. No entanto, essa outra alternativa de pesquisa inclui pesquisadores que participaram, eventualmente, de uma banca ou evento sobre o assunto e, por isso, possuem essa palavra-chave registrada em seu currículo.

As instituições de ensino de origem da maioria dos trabalhos de ACV estão concentradas nas regiões sudeste e sul do Brasil: Universidade de São Paulo - USP (52 registros), Unicamp (29 registros), Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC (27 registros) e Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ (25 registros). A EMBRAPA também se destaca, possuindo 16 registros, entre os quais trabalhos sobre pegada de carbono (FIGUEIRÊDO et al., 2013; RUVIARO et al., 2015; De LÉIS et al., 2015) desenvolvidos por meio da ACV. Vale considerar que o trabalho de De Léis et al. (2015), por exemplo, está incluído, simultaneamente, nos registros da UFSC, da EMBRAPA, da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) e da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI/CEPA).

Foram identificadas 33 ocorrências de trabalhos publicados em conferências, simpósios ou outros eventos de natureza científica, demonstrando que a cobertura da base WoS para esse tipo de publicação ainda é muito pequena. A mesma situação acontece com os títulos de série de livros, em que foram identificados apenas quatorze registros. Desse modo, os trabalhos de mapeamento de pesquisas/pesquisadores devem incluir outros mecanismos de busca a fim de contemplar distintas modalidades de produtos de pesquisa.

Considerações Finais

A análise das pesquisas de ACV, publicadas em periódicos indexados na WoS, permitiu identificar a posição brasileira em relação a outros países na produção científica desse conteúdo. Ainda, o acompanhamento mais

acurado dos trabalhos desse país revelou que a ferramenta tem sido utilizada por pesquisadores de diversas áreas e que estes têm estabelecido colaborações com cientistas de todo o mundo. Dessa forma, as publicações são, predominantemente, em inglês. Há somente treze trabalhos publicados em português e um em espanhol. Vale considerar que, a pesquisa em outras bases (como, *Scielo*) dos termos ('avaliação do ciclo de vida' / ACV) em português possibilitaria a recuperação de mais trabalhos nessa língua.

Os trabalhos publicados em português têm menos alcance do que os publicados em inglês, refletindo uma quantidade muito menor de citações. Contudo, eles são relevantes para a disseminação de um conteúdo que pode ser considerado novo para a comunidade científica brasileira. Dessa maneira, paralelamente à publicação de trabalhos em periódicos de alto impacto, os pesquisadores podem publicar textos nos moldes do jornalismo científico ou em periódicos da base de dados do *Scielo* que, diferente dos periódicos da CAPES, tem acesso gratuito; a fim de tornar a ferramenta mais conhecida e despertar o interesse de mais pesquisadores.

As pesquisas de análises bibliométricas, realizadas por meio de base de dados (WoS, *Science Direct, Scopus, Scielo,* entre outras), são práticas; uma vez que o pesquisador encontra disponíveis muitas informações organizadas e concentradas no mesmo local. No entanto, a agregação dessas informações pode causar inconsistências que devem ser corrigidas por meio de uma análise mais criteriosa e complementadas com o auxílio de outras bases.

Referências Bibliográficas

ABCV (2016). Associação Brasileira do Ciclo de Vida. ABCV – *Quem somos?* Disponível em: http://abcvbrasil.org.br/?p=texto.php&c=quem_somos. Acesso em 26 jun 2016.

ABNT (2009). Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR ISO 14040:2009 - Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 21 p.

ALVES, I. J. B. D., FREITAS, L. S. (2015) Green product: an analysis from ecodesign pilot and the web of strategies eco-design. *Revista de Administração, Contabilidade e Sustentabilidade*. V.5, N.1, pp. 79-105.

BOA VISTA, H. A., SHIBAO, F. Y., SANTOS, M. R (2015) Produto sustentável: equipamento de proteção individual fabricado com plástico verde. *Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*. V.4, N.1, pp. 59-71.

BRASIL (2010). Resolução nº 04, de 15 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a Aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências. Disponível em: http://www.inmetro.gov.br/legislacao/resc/pdf/RESC000236.pdf. Acesso em: 26 jun 2016.

CAFE, L., MENDES, F. (2009) A study of a defining structure for development of ontologies. *Informação & Sociedade – Estudos.* V.19, N.2, pp. 71-80.

CAMPOLINA, J. M., SIGRIST, C. S. L., MORIS, V. A. S. (2015) Uma revisão de literatura sobre softwares utilizados em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental.* V.19, N.2, pp. 735-750.

CAPES (2015). Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior. *Qualis.* Disponível em: http://www.capes.gov.br/acessoainformacao/perguntas-frequentes/avaliacao-da-pos-graduacao/7422-qualis. Acesso em 25 jun 2016.

CEBDS (2016). Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável. *Rede ACV.* Disponível em: http://cebds.org/projetos/rede-acv/#.V2_ZrKIVR-8. Acesso em 26 jun 2016.

CHEN, H. B., YANG, Y., YANG, Y., JIANG, W., ZHOU, J. C. (2014) A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of science databases. *The International Journal of Life Cycle Assessment.*V.19, N.10, pp.1674-1685.

CHONG, M. N., JIN, B., CHOW, C. W. K., SAINT, C. (2010) Recent developments in photocatalytic water treatment technology: A review. *Water Research.*V.44, N.10, pp. 2997-3027.

CLAUDINO, E. S., TALAMINI, E. (2013) Análise do Ciclo de Vida (ACV) aplicada ao agronegócio – uma revisão de literatura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. V.17, N.1, pp. 77-85.

DE LÉIS, C. M., CHERUBINI, E., RUVIARO, C. F., Da SILVA, V. P., LAMPERT, V. D., SPIES, D., SOARES, S. R. (2015) Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study.). *The International Journal of Life Cycle Assessment.*V.20, N.1, pp. 46-60.

EGRET, D. (2014) Using ADS for creating bibliographies of research institutions. Conference paper: LISA VII - *Open Science at the Frontiers of Librarianship*, Nápoles, Itália.

ESTRELA, S. (2015) I publish, therefore I am, Or am I? A reply to A bibliometric investigation of life cycle assessment research in the web of science databases by Chen et al. (2014) and Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis by Hou et al. (2015). *The International Journal of Life Cycle Assessment.*V.20, N.12, pp. 1601-1603.

FIGUEIRÊDO, M. C. B., KROEZE, C., POTTING, J., BARROS, V. S., ARAGÃO, F. A. S., GONDIM, R. S., SANTOS, T. L., BOER, I. J. M. (2013) The carbon footprint of exported Brazilian yellow melon. *Journal of Cleaner Production.*V. 47, p. 404-414.

FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M. Z., EKVALL, T., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., KOEHLER, A., PENNINGTON, D., SUH, S. (2009) Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*. V. 91, N.1, pp. 1-21.

FRANCO, A. L. C., LÔBO, I. P., CRUZ, R. S., TEIXEIRA, C. M. L. L., ALMEIDA NETO, J. A., MENEZES, R. S. (2013) Biodiesel de microalgas: avanços e desafios. *Química Nova.* V.36, N.3, pp. 437-448.

GARCIA-ZORITA, C., MARTIN-MORENO, C., LASCURAIN-SANCHEZ, M.L., SANZ-CASADO, E. (2006) Institutional addresses in the web of science: the effects on scientific evaluation. *Journal of Information Science.* V.32, N.4, pp. 378–383.

GARCIA, J. C.C., VON SPERLING, E. (2010) Emissões de gases de efeito estufa no ciclo de vida do etanol: estimativa nas fases de agricultura e industrialização em Minas Gerais. *Engenharia Sanitária e Ambiental.* V.15, N.3, pp. 217-222.

GUINÉE, J. B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R., EKVALL, T., RYDBERG, T. (2011) Life cycle assessment: past, present and future. *Environmental Science & Technology*. V. 45, N.1, pp. 90-96.

HOU, Q., MAO, G., ZHAO, L., DU, H., ZUO, J. (2015) Mapping the scientific research on life cycle assessment: a bibliometric analysis.*The International Journal of Life Cycle Assessment.*V.20, N.4, pp. 541-555.

IBICT (2016). Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. *Avaliação do Ciclo de Vida.* Disponível em: http://acv.ibict.br/. Acesso em 26 jun 2016.

JCR (2016). Jornal Citation Reports. Disponível em: http://ipscience.thomsonreuters.com/product/journal-citation-reports. Acesso em 26 jun 2016.

PACCA, S., SIVARAMAN, D., KEOLEIAN, G. A. (2007). Parameters affecting the life cycle performance of PV technologies and systems. *Energy Policy.* V.35, N.6, pp. 3316-3326.

PLATAFORMA SUCUPIRA (2016). *Periódicos Qualis.* Disponível em: https://sucupira.capes.gov.br/sucupira/public/consultas/coleta/veiculoPublicacaoQualis/listaConsultaGeralPeriodicos.jsf. Acesso em 26 jun 2016.

QUEIROZ, G. C., GARCIA, E. E. C. (2010) Reciclagem de sacolas plásticas de polietileno em termos de Inventário de Ciclo de Vida. *Polímeros, Ciência e Tecnologia.* V.20. Número Especial, pp. 401-406.

REICHERT, G. A., MENDES, C. A. B. (2014) Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental.* V.19, N.3, pp. 301-313.

ROCHA, S. D. F., LINS, V. D. C., SANTO, B. C. D. Aspects of waste co-processing in clinker kilns. *Engenharia Sanitária e Ambiental.* V.16, N.1, pp. 1-10.

RODRIGUES, J. A. R. (2011) Do engenho à biorrefinaria: a usina de açúcar como empreendimento industrial para a geração de produtos bioquímicos e biocombustíveis. *Química Nova.* V.34, N.7, pp. 1242-1254.

RUVIARO, C. F., DE LÉIS, C. M., LAMPERT, V. N., BARCELLOS, J. O. J., DEWES, H. (2015) Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. *Journal of Cleaner Production.*V.96, pp. 435-443.

SANTOS, L. J. C., TENÓRIO, J. A. S. (2010) Avaliação do ciclo de vida e custeio do ciclo de vida de evaporadores para usinas de açúcar. *Revista Escola de Minas.* V.63, N.1, pp. 179-184.

SILVA, E. A., MOITA NETO, J. M. (2015) Impactos ambientais da produção de garrafa de polietileno numa indústria de Teresina-PI. *Polímeros, Ciência e Tecnologia.* V.25. Número Especial, pp. 59-67.

SMITH, P.,DAVIES, C. A., OGLE, S., ZANCHI, G., BELLARBY, J., BIRD, N., BODDEY, R. M., McNAMARA, N. P., POWLSON, D., COWIE, A., VAN NOORDWIJK, M., DAVIS, S. C., RICHTER, D. D., KRYZANOWSKI, L., VAN WIJK, M. T., STUART, J., KIRTON, A., EGGAR, D., NEWTON-CROSS, G., ADHYA, T. K., BRAIMOH, A. K. (2012). Towards an integrated global framework to assess the impacts of land use and management change on soil carbon: current capability and future vision. *Global Change Biology*. V.18, pp. 2089-2101.

VENETS, V. I. (2014) Some problems associated with affiliation of the authors in the web of science. *Journal of Communications Technology and Electronics.* V.59, N.6, pp. 681–687.

TAŞKIN Z., AL U. (2014) Standardization problem of author affiliations in citation indexes.*Scientometrics.* V.98, N.1, pp. 347–368.

THOMSON REUTERS (2016) Web of knowledge -*Searching the Organizations - Enhanced List.* Disponível em: https://images.webofknowledge.com/WOKRS57B4/help/WOS/hp_organizations_enhanced_index.html. Acesso em 26 jun 2016.

WILLIAMS, E. D., WEBER, C. L., HAWKINS, T. R. (2009) Hybrid framework for managing uncertainty in life cycle inventories. *Journal of Industrial Ecology.*V.13, N.6, pp. 928-944.

Estudo comparativo do desempenho ambiental de *pinus elliotti* e *eucalyptus grandis* para fabricação de celulose por meio da avaliação de ciclo de vida

N. M. Casagrande[1], B. M. Galindro[3], G. M. Zanghelini[1, 2], S. Soares[1]

[1]Grupo de pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG)- Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), naiara.casagrande.nc@gmail.com
[2]Enciclo Soluções Sustentáveis Ltda
[3]Instituto Federal de Santa Catarina – IFSC

Resumo. *As árvores são matéria prima base para mais de 5.000 produtos dos quais o ser humano depende diariamente, e um destes é a embalagem de papel Kraft, produzida por indústrias de papel e celulose. Em 2008, o Brasil conquistou o posto de quarto produtor mundial de celulose – atrás apenas de Estados Unidos, Canadá e China. O setor denota um sistema produtivo crescente e robusto que utiliza grandes áreas durante a fase de plantio. A quase totalidade da matéria-prima para obter a pasta celulósica é oriunda de madeira exótica, cultivada em florestas plantadas de Pinus e Eucalipto. Nas florestas, as árvores são cultivadas em áreas específicas, e, quando atingem a idade desejada, são colhidas para uso industrial. Em seguida uma nova floresta é plantada perpetuando o ciclo plantio/colheita. A forma do cultivo, manejo e o desempenho produtivo das florestas são influenciados pela espécie plantada, e, consequentemente, os impactos ambientais associados a estes são diferentes. A partir disto foi estabelecido como objetivo deste estudo realizar um comparativo do desempenho ambiental relacionado ao cultivo de florestas de Pinus e Eucalipto, por meio da metodologia de ACV, baseada nas normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044. O escopo se dá pela área de florestas onde ocorre o cultivo das árvores para a função de produção de celulose, utilizando dados secundários obtidos na literatura, com fronteiras definidas desde o preparo do solo até a colheita e transporte florestal. A unidade funcional definida consiste na produção de madeira associada ao fluxo final de 1 tonelada de celulose, onde dois cenários distintos foram avaliados: Cenário A com 100% de celulose composta por Eucalipto; e Cenário B com 100% Pinus. O método de avaliação de impacto utilizado foi o ReciPe, com análise nas categorias de impacto:* Mudanças Climáticas, E*utrofização,* e Ocupação de Solo Agrícola*. Os resultados obtidos por este estudo apontam que o Eucalipto traz maiores impactos que o Pinus em todas as categorias, por exigir uma maior eficiência na nutrição do solo. O Pinus, por sua vez, apresentou impacto mais significativo nas etapas de colheita e transporte, pois é necessária uma maior quantidade de hectare que o eucalipto para a produção da mesma quantidade de celulose.*

Palavras-chave. *Avaliação de Ciclo de Vida, Pinus, Eucalipto.*

1. Introdução

O setor de celulose e papel é um dos segmentos industriais mais competitivos do país na atualidade, seu processo produtivo utiliza basicamente madeira plantada, de pinus e eucalipto, originária de reflorestamentos. O crescimento do mercado de celulose nos últimos 15 anos foi em média 3,3% ao ano, saindo de 29 milhões de toneladas em 1990 para uma demanda total de 47 milhões de toneladas em 2005 (CETESB, 2008).

A fibra de origem vegetal como a principal matéria prima para a celulose contribuiu para que as atividades florestais passassem a ser mais bem estudadas, deixando de ter caráter simplesmente extrativista para serem vistas como atividades comerciais, com avanço de técnicas em sua execução (BURLA, 2008).

Em 2012, a área brasileira de plantio de *Eucalyptus* e *Pinus* atingiu 6,66 milhões de hectares. Deste total o plantio de eucalipto representou 76,6% da área e o pinus, 23,4%. A maior concentração de florestas se encontram nas Regiões Sul e Sudeste do país em função da localização das principais unidades industriais dos segmentos de consumo (ABRAF, 2014).

O *Eucalyptus Grandis*, se destaca no cenário florestal brasileiro, pelo crescimento rápido, com ciclos de corte entre 6 e 7 anos de idade e um bom desempenho na produção de celulose e papel. (BASSA; SILVA JUNIOR; SACON, 2007). Já o *Pinus Elliottii*, é a segunda conífera mais plantada para fins industriais, nas Regiões Sul e Sudeste do Brasil. Os materiais genéticos introduzidos no Brasil são procedentes dos estados norte-americanos da Carolina do Sul, Flórida e do Mississipi (AGUIAR et al, 2011).

Dada a importância econômica do setor e o alto potencial de geração de danos ao meio ambiente, a compreensão dos impactos ambientais da cadeia de obtenção da celulose e papel é um passo fundamental para promover sua sustentabilidade. Por isso, este artigo tem por objetivo realizar uma avaliação do ciclo de vida (ACV) comparativa do cultivo de *Pinus Elliotti* e *Eucaliptus Grandis* que são utilizados como matéria-prima para a fabricação de celulose.

A escolha destas espécies para este estudo tem como base as características climáticas da região Sul do Brasil, em altitude que variam até 1.800 m acima do nível do mar, com influencia de quatro regiões bioclimáticas e temperaturas de inverno rigoroso com frio intenso, até inverno ameno com pouco frio (RAMOS et al, 2006).

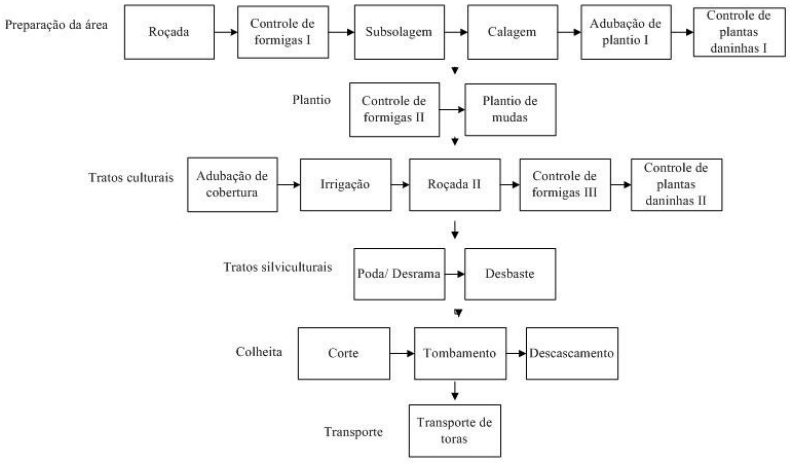
2. Metodologia

O desenvolvimento do estudo seguiu as normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044 de Gestão Ambiental – Avaliação de ciclo de vida, ano 2009, com o auxílio do Software SimaPro® *8.0.2* para gerenciamento dos dados. Esta ACV avaliou o cultivo de madeira para produção de celulose e a unidade funcional (UF) definida consiste na produção de madeira associada ao fluxo final de 1 tonelada de celulose, com dois cenários a serem analisados: Cenário A celulose composta 100% por madeira de eucalipto; e Cenário B celulose com 100% de pinus. A modelagem do inventário será atribucional, com a fronteira do sistema iniciando a partir do preparo do solo, plantio das mudas, tratos culturais, colheita das árvores e finalizando com o transporte das toras para a indústria. Não foram consideradas as etapas de produção de mudas, por ser um sistema fora da floresta; e de tratos silviculturais já que este processo envolve perdas que variam conforme necessidade e nível de desenvolvimento das plantas. Neste estudo também se desconsiderou a absorção de água fluvial e pluvial e a retenção de CO_2 pelas árvores até atingirem a fase adulta.

Os dados para a etapa de análise do inventário são secundários, obtidos na literatura e base de dados do Ecoinvent®. O fluxo de referência para produção de 1 tonelada de celulose é equivalente ao consumo de 0,016 hectare de Eucalipto, e 0,019 hectare de *Pinus*. A avaliação de impacto utilizou o método ReciPe (H) em nível *midpoint*, com a seleção das categorias de impacto de: Mudanças Climáticas, Uso de Solo Agrícola e Eutrofização de Agua Doce, uma vez que estas normalmente fazem parte de estudos relacionados a florestas (BERG, LINDHOLM, 2002; MORALES et al,2014) e são bastante representativas para este sistema de produto.

Com base nos dados encontrados em Bassa; Silva Junior; Sacon (2007), adotou-se para a modelagem do eucalipto a idade de corte de 6 anos, com crescimento volumétrico médio de madeira de 40 m³/ha/ano, um rendimento de 52% em polpa celulósica e densidade básica da madeira de 0,500 g/cm³. Para o Pinus a produtividade média é de 30 m³/ha/ano, com idade de corte de 14 anos, rendimento em polpa celulósica de 42% e densidade básica de 0,300 g/cm³. Na Figura 1 o fluxograma elaborado com embasamento em Carvalho (2014) em conjunto com informações de Wilcken **et al (2008), contém** as fases de produção de *Pinus* e Eucalipto servindo de base para o desenvolvimento do inventário, sendo que ambas as espécies possuem as etapas em comum com diferenças nos valores quantitativos.

Figura 1: Fluxograma processo de cultivo de florestas de Eucalipto e Pinus.



O processo começa com o preparo do solo onde ocorre a primeira roçada, controle de formigas com uso de iscas tóxicas, calagem por adição de calcário, adubação de plantio com fertilizantes de macronutrientes NPK para *Pinus* e Eucalipto e micronutrientes Boro e Zinco para o Eucalipto, conforme indicado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2004); e o controle de plantas daninhas realizado com aplicação mecânica de herbicida, estes insumos são aplicados mecanicamente com o auxílio de um trator. Para o transporte de todos os insumos até a floresta a distância foi padronizada em 250 km. Já na produção florestal um segundo controle de formigas é realizado antes do plantio manual das 1.667 mudas/hectare, com espaçamento de 3,0m X 2,0m (CARVALHO, 2014), estas são transportadas em tubetes de polipropileno por 20 km, do viveiro até a floresta. A próxima etapa de trato cultural é constituída por adubação de cobertura apenas com N e K, para as duas espécies com irrigação das mudas, segunda roçada e reforço no controle de formigas e plantas daninhas, almejando o bom desenvolvimento pós-plantio. Destaca-se que na etapa de trato silvicultural, é prevista a poda/desrama das árvores, onde há perda de galhos e ramas, além do desbaste, que consiste na retira de árvores que não tiveram bom desenvolvimento, resultando em uma redução no número de plantas remanescentes. No estudo como foi analisado com base no rendimento volumétrico médio da madeira e rendimento em polpa celulósica, conforme Bassa, Silva Junior e Sacon (2007) do início ao final do fluxo, estas perdas pela silvicultura, bem como perdas por doenças e pragas não foram consideras. Após a floresta atingir a idade de corte, a colheita é realizada pelo equipamento chamado Harvester (BURLA, 2008) que realiza as etapas de corte, tombamento e descascamento das árvores com sistema de toras curtas. Então as toras estão prontas para o transporte até a fábrica, em caminhão específico, na distância de 20 km.

3. Resultados e Discussões

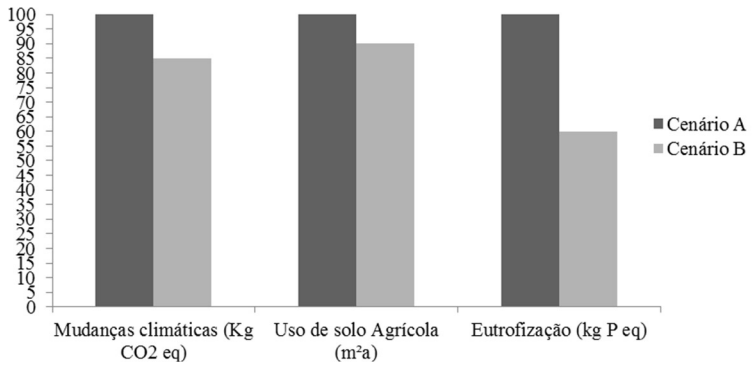
A etapa de Análise de Inventário foi realizada com a modelagem dos fluxos de consumo, conforme Tabela 1, de insumos, máquinas, equipamentos e transporte, presentes no limite do sistema e relativo à UF estabelecida.

Tabela 1: Entradas de insumos e processos no cultivo de Pinus e Eucalipto.

Etapa	Subetapa	Fluxo	Unid.	Valor Eucalipto	Valor Pinus	Fonte
Preparo do solo	Roçada I	Roçadeira (adaptada)	ha	0,016	0,09	Husqvarna, 2016; Almado, 2013
	Controle de formigas I	Formicida	kg	0,1	0,095	Wilcken et al, 2008/Floriano et al, 2009
		Transporte formicida	tkm	0,03	0,024	__
	Subsolagem	Trator	ha	0,016	0,019	Banchi, et al, 2005
	Calagem	Calcário	kg	32	38	Wilcken et al, 2008
		Transporte calcário	tkm	8	9,50	__
		Trator	ha	0,016	0,019	Banchi, et al, 2005
	Adubação de plantio	Nitrogênio (N)	kg	0,48	0,38	Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004
		Transporte Nitrogênio	tkm	0,12	0,095	__
		Fósforo (P2O5)	kg	1,92	1,52	Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004
		Transporte Fósforo	tkm	0,48	0,38	__
		Potássio (K2O)	kg	0,64	0,57	Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004
		Transporte Potássio	tkm	0,16	0,143	__
		Boro	kg	0,8	_	Embrapa Florestas, 2000
		Transporte Boro	tkm	0,2	_	__
		Zinco	kg	0,8	_	Embrapa Florestas, 2000
		Transporte Zinco	km	0,2	_	__
		Trator	ha	16	0,019	Banchi, et al, 2005
Plantio	Controle de plantas daninhas I	Herbicida Glifosato	kg	0,14	0,13	Wilcken et al, 2008/Floriano et al, 2009
		Transporte herbicida	tkm	0,035	0,033	__
		Trator	ha	0,016	0,019	Banchi, et al, 2005
	Controle de formigas II	Formicida	kg	0,13	0,06	Wilcken et al, 2008/Floriano et al, 2009
		Transporte formicida	tkm	0,032	0,01	__
	Plantio	Tubete	kg	0,8	0,95	Instituto Brasileiro de Florestas, 2016
		Transporte tubetes	tkm	0,016	0,019	__
Tratos culturais	Adubação de cobertura	Nitrogênio (N)	kg	0,32	0,38	Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004
		Transporte Nitrogênio	tkm	0,08	0,095	__
		Potássio (K2O)	kg	0,32	0,38	Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004
		Transporte Potássio	tkm	0,08	0,095	__
		Trator	ha	0,016	0,019	Banchi, et al, 2005
	Irrigação	Bombeamento Água	m³	0,43	0,13	Wilcken et al, 2008/ Freitag, 2007
	Roçada II	Roçadeira (adaptada)	ha	0,016	0,019	Husqvarna, 2016; Almado, 2013
	Controle de formigas III	Formicida	kg	0,05	0,04	Wilcken et al, 2008/ Freitag, 2007
		Transporte formicida	tkm	0,01	0,01	__
	Controle de plantas daninhas II	Herbicida Glifosato	kg	0,14	0,1	Wilcken et al, 2008/Floriano et al, 2009
		Transporte herbicida	tkm	0,03	0,025	__
		Trator	ha	0,016	0,019	Banchi, et al, 2005
Tratos Silviculturais	Poda/Desbaste/Desrama			_	_	
Colheita florestal	Colheita	Harvester	ha	0,016	0,019	John Deere, 2016
Transporte	Transporte toras	Transporte madeira	tkm	39,94	64	Fantuzzi; Gomide, 2012/ Andrade, 2006

Após a modelagem do inventário foram obtidos os dados dos potenciais impactos ambientais, e as implicações para a produção da UF, nos cenários de composição de 100% eucalipto (Cenário A) e 100% pinus (Cenário B). A Figura 2 expressa em relação de porcentagem os impactos em cada uma das categorias pelos Cenários A e B.

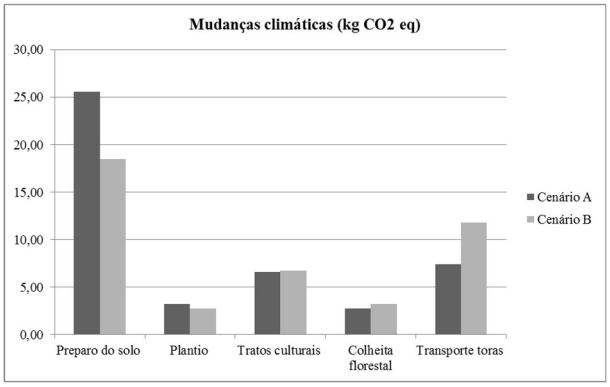
Figura 2: Gráfico comparativo das categorias de impacto entre Cenário A e B.



Observando o gráfico de barras da Figura 2, é perceptível que a produção de Eucalipto obteve valores de potencial de impacto que ultrapassam o *Pinus* em todas as categorias. O perfil ambiental da unidade funcional de 1 tonelada de celulose no Brasil traz para o Cenário A: 45,44 kg CO_2 eq. para Mudanças climáticas, 4,12 m²a em Uso de Solo Agrícola e 0,021 kg P eq para a Eutrofização de água doce. Já para o cenário B, os números foram menores, sendo 38,57 kg CO_2 eq para Mudanças Climáticas, 3,73 m²a na categoria de Uso de Solo Agrícola e 0,012 kg P eq para Eutrofização de Água Doce.

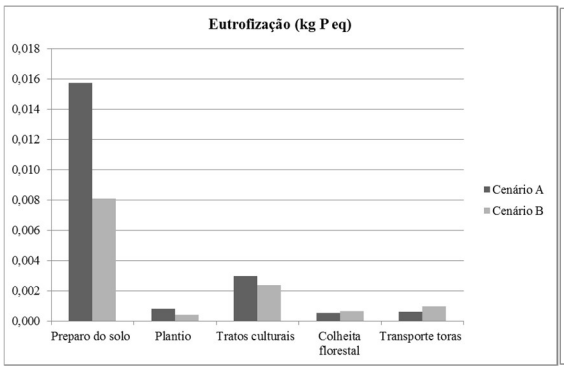
Para uma análise mais completa as Figuras 3, 4 e 5 expõem em gráficos de barras a relação entre cada uma das categorias com as etapas do processo, deste modo ficam mais visíveis o valor de cada fase para a categoria. A Figura 3 mostra o resultado de Mudanças Climáticas nos Cenário A e B.

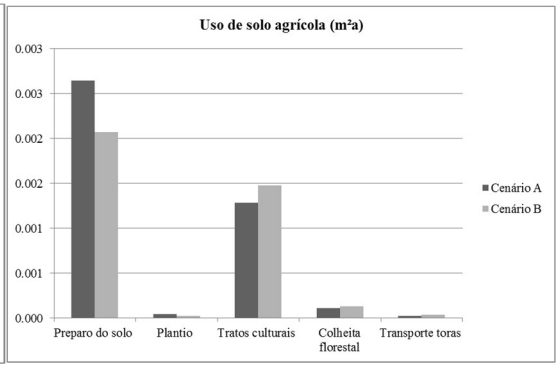
Figura 3: Categoria de Mudanças Climáticas por etapas.



A fase de Preparo do Solo foi a que mais se destacou na categoria de Mudanças climáticas para os dois cenários. Isto está provavelmente relacionado a necessidade de maior consumo de adubo, bem como herbicida e formicida na nutrição das mudas no pré-plantio, principalmente por parte do Eucalipto, assim apesar de ter menos hectare para nutrir na produção da mesma tonelada de celulose que o *Pinus*, a quantidade de insumo é maior resultando em impacto mais significativo. Enquanto a adubação de plantio do *Pinus* representa 8,49 kg CO_2 eq, a adubação do Eucalipto gera um impacto de 16,2 kg CO_2 eq, ou seja, quase o dobro. Na fase de Plantio o Cenário A, superou o Cenário B, devido maior consumo de formicida. Sobre Tratos culturais, que prevê o uso de Nitrogênio e Potássio, é recomendada a mesma quantidade para as duas florestas, mas devido ao *Pinus* necessitar de 0,003 hectares à mais que o Eucalipto, este acaba por consumir mais produto, o que o coloca como ligeiramente como mais impactante que o Eucalipto neste macroprocesso. Na Colheita florestal e Transporte de toras, o Pinus apresenta valores superiores, pois ao mesmo tempo em que o *Pinus* emite 11,8 kg CO_2 eq para o transporte, o Eucalipto emite 6,24 kg CO_2 eq. Isto ocorre uma vez que o rendimento do *Pinus* é menor que o do Eucalipto, havendo uma maior necessidade de toras de pinus a serem colhidas e transportadas.

As Figuras 4 e 5 trazem as categorias de Eutrofização e Uso de Solo Agrícola respectivamente.





Estas tiveram as mesmas tendências de impacto por etapa que a categoria de Mudanças Climáticas, exceto em Tratos Culturais em Eutrofização. Figura 4 e 5: Categorias de Eutrofização e Uso de Solo Agrícola, relacionadas aos cenários A e B.

O Preparo do Solo, como consta nos gráficos das Figuras 4 e 5, o foi o principal impactante nos dois cenários e nas duas categorias, acompanhando a tendência como em Mudanças Climáticas. O Cenário A ultrapassou o Cenário B, pelo consumo de material para nutrição do solo no pré-plantio. A etapa de Plantio, por sua vez, devido a maior quantidade de formicida fornecida ao eucalipto, resultou um impacto mais alto para o Cenário A em Eutrofização e Uso de solo Agrícola. Na etapa de Tratos Culturais, ocorre o consumo de água, normalmente de rios, para irrigação das mudas, e isto intensifica a Eutrofização da água doce. Pela razão de que o Eucalipto precisa de um volume maior de água, isto resulta em um maior *score* que o *Pinus*. Na Colheita Florestal e Transporte de toras, o Cenário B foi mais significativo pelo mesmo motivo de rendimento por hectare como explanado na Categoria de Mudanças Climáticas.

Comparando os resultados com a literatura, foi verificado que o Preparo do Solo também foi uma etapa de grande impacto na Avaliação de Ciclo de Vida de *Eucalyptus globulus* realizada por Morales, et al (2015) no Chile, comprovando que esta etapa é em grande parte responsável pelos maiores impactos da produção florestal pela utilização de insumos e equipamentos para aplicação.

5. Conclusões

Os resultados deste estudo mostram que o principal gerador de impactos dentro das macroetapas, analisando todas as categorias, foi o Preparo do Solo, por conter insumos em grandes quantidades, bem como queima de combustível fóssil por equipamentos em sua aplicação. Por consumir maior quantidade de produtos para preparo do solo, nutrir as mudas e em sua irrigação, o Cenário A, composto de Eucalipto, se mostrou mais impactante em todas as categorias. Na Colheita e Transporte das toras os maiores valores de impacto foram no Cenário B, pelo *Pinus*, por ter rendimento menor que o Eucalipto e precisar de uma maior quantidade de madeira para produção da mesma tonelada de celulose.

Para confecção deste estudo foram adotados dados secundários fornecidos por guias e manuais, sendo que existem muitas variáveis para o manejo das florestas, bem como a qualidade e umidade do solo, que pode implicar em uma diferença na quantidade de insumo ser aplicado, a água para irrigação também depende da época em que ocorre o plantio, se for num período chuvoso ou seco, entre outros fatores que consequentemente poderiam alterar o nível de impacto da floresta nas diferentes categorias.

Em uma tomada de decisão precisariam ainda ser levados em consideração outros processos, pois estes resultados não são representativos para o beneficiamento da celulose, por exemplo, apenas para obtenção da madeira.

Como sugestão para Trabalhos Futuros pode-se avaliar os cenários com perdas em tratos silviculturais, bem como com pragas e doenças na floresta e também a retenção de CO_2 por parte das árvores para compensação na categoria de mudanças climáticas.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS - ABRAF. **Anuário estatístico da ABRAF:** ano base 2013. Brasília, 2014.

HIGA, R. C. V., MORA, A. L., HIGA, A. R. **Plantio de Eucalipto na Pequena Propriedade Rural**. Embrapa Florestas, Documentos 54, 2000. 31p.

CARVALHO, A. M. M. L. **Produção e Colheita Florestal** – Parte I. Pós Graduação *Latu Sensu* em Celulose e Papel. ABTCP, 2014. s/ p.

IBF, Instituto Brasileiro de Florestas. **Tubetes para Mudas Florestais**, Disponível em:< http://www.ibflorestas.org.br/blog/tag/tubetes/ > Acessado em: 12 de abril de 2016.

WILCKEN, C. F. et al. **Guia Prático de Manejo de Plantações de Eucalipto.** Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2008. 19 p.

Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Comissão de Química e Fertilidade do Solo. 10. ed. – Porto Alegre, 2004. 404 p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). **NBR ISO 14044**: **Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida Requisitos e orientações.** Rio de Janeiro, 46p. 2009b.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14040**: **Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, 20p. 2009.

AGUIAR, A. V. et al. **Programa de melhoramento de pinus da Embrapa Florestas.** 233. ed. Colombo: Embrapa, 2011. 83 p. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/61074/1/Documento-233.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2016.

BASSA, A.G. M. C.; SILVA JUNIOR, F. G.; SACON, V. M.. **Misturas de madeira de Eucalyptus grandis x Eucalyptus urophylla e Pinus taeda para produção de celulose kraft através do Processo Lo-Solids®. Scientia Forestalis,** Piracicaba, v. 75, p.19-29, set. 2007. Disponível em: <http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr75/cap02.pdf>. Acesso em: 15 abr. 2016.

FANTUZZI, H. N.; GOMIDE, J. L.. Q**ualidade da madeira de eucalipto para produção de celulose kraft.** Tese (Doutorado) - Programa de Pós - Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012. 119 p. Disponível em: <http://locus.ufv.br/bitstream/handle/123456789/572/texto completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 20 abr. 2016.

BURLA, E. R. **Avaliação Técnica e econômica do "Harvester" na colheita do eucalipto**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola, 2008.

BANCHI, A. D.; LOPES, J. R.; MATOS, M. A.. **Consumo de combustível em frotas agrícolas.** 2005. Disponível em: <http://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=0ahUKEwjc4ebV4KjMAhVHQ5AKHdT-D1IQFggcMAA&url=http://www.assiste.net.br/materias-publicadas/artigos-da-revista-agrimotor/1626-2005-ed/download&usg=AFQjCNH4tawmMr5W7XYFgmIt8evO29OdLg&bvm=bv.119745492,d.Y2I&cad=rja>. Acesso em: 21 abr. 2016.

ALMADO, R.P. **Intensificação da mecanização e da automação em atividades silviculturais na Arcelormittal bioflorestas**. **Série Técnica Ipef: Anais da 45ª Reunião Técnico-Científica do Programa Temático de Silvicultura e Manejo,** Telêmaco Borba, v. 17, n. 38, p.7-21, ago. 2013.

FLORIANO1, E. P. et al. A**nálise econômica da produção de Pinus Elliottii na serra do sudeste, Rio Grande do Sul**. **Ciência Florestal,** Santa Maria, v. 19, n. 4, p.393-406, out. 2009. Disponível em: <http://coral.ufsm.br/cienciaflorestal/artigos/v19n4/A6V19N4.pdf>. Acesso em: 22 abr. 2016.

HUSQVARNA (Brasil). **Roçadeira:** 345FR. 2016. Disponível em: <http://www.husqvarna.com/br/forest/products/mulching-brushcutters/345fr/#specifications>. Acesso em: 25 abr. 2016.

EMBRAPA FLORESTAS; **Sistemas de Produção**, 5 - - 2 ª edição ISSN **1678-8281** – Versão Eletrônica, **out/2005. Disponível em: < http://triunfoflorestal.com.br/pdf/doc/pinnus.docx>. Acesso em: 25 abr. 2016.**

ANDRADE, A. S.; MORESCHI, J. C.; KLOCK, U.. Q**ualidade da madeira, celulose e papel em Pinus Taeda l.: influência da idade e classe de produtividade.** Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal do Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2006. 107 p. Disponível em: < http://www.floresta.ufpr.br/defesas/pdf_ms/2006/d452_0623-M.pdf> Acesso em: 26 abr. 2016.

MORALES, Marjorie et al. Cradle-to-gate life cycle assessment of Eucalyptus globulus short rotation plantations in Chile.**Journal Of Cleaner Production,** Santiago de Compostela, v. 99, p.239-249, set. 2014.

CETESB. **Guia Técnico Ambiental da Indústria de Papel e Celulose - Série P+L.** Governo de São Paulo. 2008. 50p.

RAMOS, M. G. et al. **Manual de silvicultura:** I – Cultivo e manejo de florestas plantadas. Florianópolis: EPAGRI, 2006. 57 p.

BERG, S.; LINDHOLM, E. ENERGY USE AND ENVIRONMENTAL IMPACTS OF FOREST OPERATIONS IN SWEDEN. Suécia: Journal Of Cleaner Production, v. 1 p. 33-42, 2 set. 2002.

FREITAG, A. S. **Frequências de irrigação para Eucalyptus e Pinus Elliotii em viveiro.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. 2007. 60p.

Avaliação do ciclo de vida do abastecimento de água residencial com captação fluvial pela concessionária comparado a captação pluvial in loco

Hamilton de Araújo Silva Neto[1], Jálvaro Santana da Hora[2], Eduardo Henrique Borges Cohim Silva[3], Diego Lima Medeiros[4]

[1]Universidade Estadual de Feira de Santana, enghamiltoneto@gmail.com
[2]Instituto Federal de Ciência e Tecnologia da Bahia, jalvaro.hora@gmail.com
[3]Universidade Estadual de Feira de Santana, edcohim@gmail.com
[4]Universidade Federal da Bahia, diegomedeiros350@gmail.com

Resumo. *O objetivo do artigo foi o ciclo de vida de oito diferentes modelos estruturais comumente utilizados no Brasil para aproveitamento de água de chuva. Foram comparadas às emissões de gases estufa da manutenção do sistema convencional de fornecimento de água pela concessionária, a fim de demonstrar qual dos sistemas de fornecimento de água é menos impactante em energia e mudanças climáticas. A técnica de avaliação ambiental aplicada foi a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no software SimaPro 8.1. A base de dados de inventario utilizada foi a do ecoinvent versão 3.1. Os resultados demonstraram que o maior peso quanto ao impacto das emissões foi associado à estrutura de reservação, sendo um sistema com tanque de polietileno (PE) menos impactante do que o reservatório de concreto armado, o sistema mais eficiente do ponto de vista energético e emissão de CO_2 foi o configurado com calha de PVC, reservatório de PE e energia solar como fonte de energia possuindo valores energético de 4,02 MJ e 0,124 kg de CO_2 emitido por m^3 de água consumida sendo estes valores inferiores ao da concessionaria de Feira de Santana - BA. A proposição de diferentes sistemas de fornecimento de energia, concessionária ou energia solar não provocou grandes diferenças de impacto nas mudanças climáticas.*

Palavras-chave. *Avaliação do Ciclo de Vida, Pegada de Carbono, Pegada Energética, Abastecimento de Água, Água de chuva*

Introdução

A água é um bem de grande importância à manutenção da vida humana, além de influenciar e participar de muitos fenômenos de considerável contribuição à manutenção da qualidade ambiental do nosso planeta, como evaporação, transpiração, precipitação e outros ligados à cadeia do ciclo hidrológico. Segundo Relatório da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (2005), a ONU estima que serão necessários 30% mais água para abastecer a crescente população mundial até 2030, dados da secretaria de Censo dos Estados Unidos estimam crescimento mundial de cerca de 80 milhões de pessoas por ano (USCB, 2012), cenário preocupante se considerarmos ainda que o mesmo relatório aponta que o uso global de água doce já ultrapassou entre 5% e 25 % o fornecimento disponível a longo prazo. Apesar disso, o ser humano vem utilizando esse recurso tão vital as suas necessidades biológicas, e tão importante as suas atividades produtivas de maneira desordenada, contribuindo cada vez mais para comprometer a qualidade do recurso ainda disponível.

SCHOEN (2015) colabora com a percepção de aumento do interesse em abordagens visando a descentralização das fontes de água e utilização do reuso como alternativa para fins não potáveis, principalmente em regiões de escassez hídrica visando a redução de consumo de fontes hídricas potáveis. Para fins domésticos uma fonte alternativa é o uso da Água de Chuva (AC).

Na busca de um entendimento mais amplo quanto ao impacto da implantação de uma estrutura de aproveitamento residencial de água de chuva e suas relações com o ambiente, foi feito por meio da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida – ACV, uma análise de impacto de uma estrutura mínima para implantação de tal sistema e comparado ao sistema de abastecimento convencional. O objetivo do trabalho foi quantificar a demanda acumulada de energia e as emissões de gases de efeito estufa em 8 sistemas de aproveitamento de água de chuva com características estruturais diferentes.

Metodologia

O método de avaliação ambiental aplicada neste estudo foi a Avaliação do Ciclo de Vida-ACV, baseada na NBR ISO 14040 (2009a) e NBR ISO 14044 (2009b). Este estudo foi realizado em quatro etapas: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação dos resultados de acordo a norma.

O modelo aplicado é ACV atribucional, uma vez que o sistema avaliado pode ser observado/medido e liga os processos individuais dentro da tecnosfera ao longo do fluxo de matéria, energia e serviços. (GUANAIS, 2015)

A partir da apropriação do objeto de estudo e do conhecimento dos temas, estabeleceu-se a fase de objetivo e escopo da ACV, com a definição da aplicação pretendida, da função do sistema, da unidade funcional, da fronteira do sistema, dentre outros atributos.

Escopo

Foi avaliado diversos sistemas de captação de água de chuva para uma residência de baixo padrão de pavimento único e com área de captação de 70 m².

O sistema geral é composto de uma estrutura para captação de água de chuva, condução, armazenamento e bombeamento para o aproveitamento nos diversos usos de uma residência de um pavimento. Em todos os cenários adotou-se o reservatório de armazenamento com capacidade de 2.500L, em polietileno (PE) e concreto armado, além de dois materiais para as calhas, aço e PVC. Foram avaliadas duas fontes primárias de energia elétrica, fotovoltaica e convencional, para cada um dos tipos de reservatório. Tais arranjos foram adotados por incluírem os mais tradicionalmente utilizados ou por terem potencial de redução do consumo energético e a emissão de GEE.

Para a escolha da bomba foi levado em consideração um dimensionamento realizado previamente, onde se calculou a potência necessária para abastecer um tanque de 500 L a uma altura manométrica de 9m, já considerando as perdas de cargas de todos os elementos das tubulações, o dimensionamento exigiu uma bomba centrífuga de no mínimo 61 watts de potência, no mercado foi encontrado uma bomba de 75 watts de potência capaz de cumprir com as necessidades exigidas. O consumo de energia desta bomba, para produção de 1m³ de água é de 0,08 kWh, sendo este valor calculado multiplicando a potência da bomba pelo tempo que a mesma levará para elevar 1m³ de água e seu rendimento.

A consideração geral do processo é que a partir de uma superfície de captação instalada no telhado, a água de chuva foi coletada por duas calhas de 7 m de comprimento e sistema de tubulação de 30 m, todos os materiais considerados têm por composição PVC, exceto as calhas que podem ser de zinco ou PVC, sendo conduzida a reservatório instalado ao nível do solo, e posteriormente bombeada para suprir o uso da residência.

Cenário 1: Reservatório PE, Calha de Zinco Fonte de Energia Solar

Cenário 2: Reservatório PE, Calha de PVC Fonte de Energia Solar

Cenário 3: Reservatório PE, Calha de PVC, Fonte de Energia da Concessionária

Cenário 4: Reservatório PE, Calha de Zinco, Fonte de Energia da Concessionária

Cenário 5: Reservatório Concreto Armado, Calha de Zinco Fonte de Energia Solar

Cenário 6: Reservatório Concreto Armado, Calha de PVC Fonte de Energia Solar

Cenário 7: Reservatório Concreto Armado, Calha de PVC, Fonte de Energia da Concessionária

Cenário 8: Reservatório Concreto Armado, Calha de Zinco, Fonte de Energia da Concessionária

*Foi considerado que toda residência previamente já possua um reservatório elevado e, portanto, a inclusão de somente um reservatório para atender o sistema de aproveitamento da água de chuva

Unidade Funcional

A unidade funcional adotada foi de 1m³ de água efetivamente consumida

Fronteira do Sistema

As fronteiras do nosso sistema se resumem a coleta, armazenamento e consumo de água, sem considerar a etapa de fabricação do tanque, mas considerando a ACV de produção das matérias primas e transporte dos materiais utilizados (Tubulações, reservatório e Bomba), montagem do processo e consumo de energia da bomba. Não será considerado descarte dos materiais utilizados e o tempo de utilização previsto é de 50 anos.

Análise do inventário

Os dados de energia embutida e emissão de dióxido de carbono equivalente da produção de PVC, PE, Concreto e Aço foram utilizados dados secundários oriundos do banco de dados do ecoinvent® 3.1 da cadeia produtiva de cada insumo.

Os dados quantitativos de produtos químicos utilizados pela produção de água pela concessionária local foram obtidos através do trabalho de Guanais (2014), sendo que a autora utilizou banco de dados do ecoinvent® para obter as informações da energia embutida e emissão de CO_2 equivalente destes produtos químicos.

Qualidade dos dados

Segundo a norma NBR ISO 14044 (2009B) os requisitos de qualidade dos dados devem ser atendidos quando se pretende utilizar o estudo em afirmações comparativas. O presente estudo não abrange todos os requisitos.

Entradas do Inventário

A Tabela 1 resume a quantidade de material utilizado, que foi obtido através dos dados de massa específica e volume existente nos catálogos dos fabricantes com exceção para o reservatório de concreto armado que foi previamente dimensionado, possuindo área da base de 2,5x1m e altura de 1m com espessura de 0,1m para as paredes e 0,15m para o teto e o piso, multiplicando o volume total de concreto pela sua respectiva massa específica.

Tabela 1: Quantitativo de Entrada no Simapro®

Item	Massa (Kg)	Processos/Materiais
Dutos de PVC (DN 25)	5,46	Polyvinylchoride (RoW)
Dutos de PVC (DN 100)	22,58	Polyvinylchoride (RoW)
Calha de PVC (DN 100)	9,33	Polyvinylchoride (RoW)
Calha de Aço Zincada (DN 100)	34,05	Steel, low-alloyed (GLO)
Bomba (Pot. 75W)	4,50	Metal working machine, unspecified (RoW)
Reservatório PE (2.500 L)	55,48	Polyethylene (RoW)
Reservatório de Concreto (2.500 L)	3276,00	Concrete, 25MPa (RoW)

PE – Polietileno; DN – Diâmetro Nominal; Pot. – Potência; L – Litros; W – Watts; PVC - policloreto de polivinila

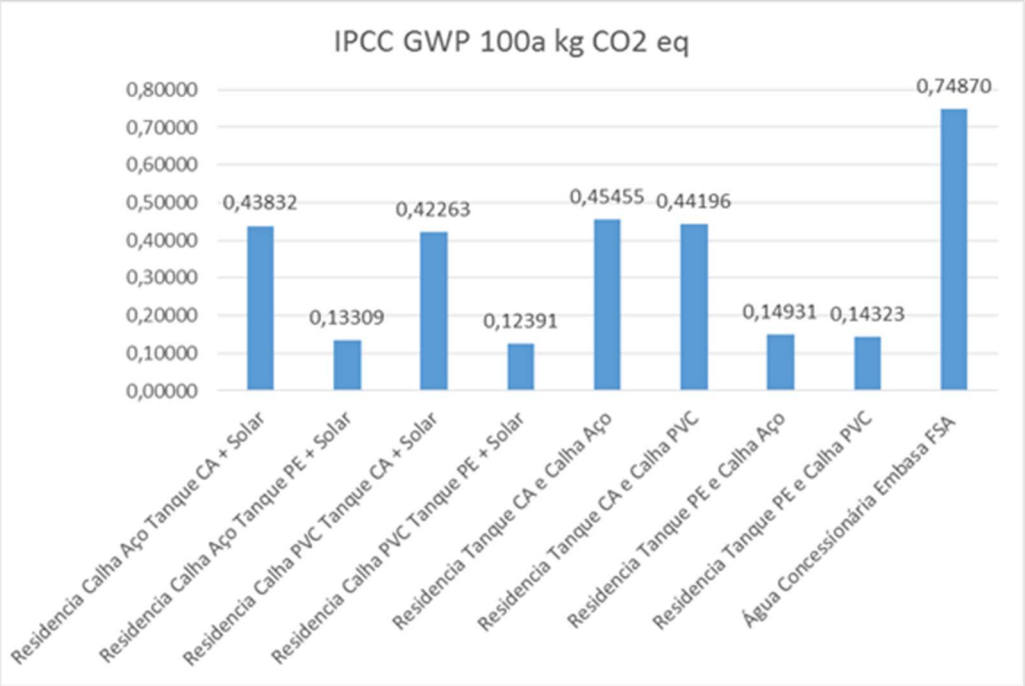
O sistema terá um acionamento de bomba por dia, abastecendo um tanque superior de 500 Litros. A bomba escolhida levará 0,42 horas para encher o tanque superior, gerando um consumo total de 0,16 $kWh.m^{-3}$.

A vida útil do sistema foi considerada de 50 anos, e para os dados analisados e a configuração da residência descrita anteriormente, a parcela atendida com água de chuva foi de 42 m³ de água de chuva.

Resultados e Discussões

O interesse desta pesquisa é simplesmente para avaliar o consumo energético e emissão de CO_2 já que estes são fatores preponderantes nas mudanças climáticas. A emissão de CO_2 foi avaliado para 100 anos.

Figura 1: Comparação das emissões de gases do efeito estufa por m^3 de água disponível para uso domiciliar.



Conforme a Figura 1 que referencia os dados de emissão CO_2 (Kg), se observa que as maiores emissões para as estruturas propostas de fonte alternativa de água estiveram associadas as que possuíam tanque de concreto, independente da fonte de energia seja sistemas com energia solar ou energia da concessionária, o que demonstra que a cadeia produtiva associada a construção e instalação do tanque de concreto armado é mais significativo fator potencial de geração de CO_2 equivalente do que a fonte de energia utilizada na operação, sendo portanto um possível fator a ser considerado de intervenção e proposição de sistemas sustentavelmente mais eficientes com a busca de alternativas que possam representar menores emissões de CO_2. Lembrando que quando comparado a fonte convencional já demonstra ganho em termos de emissões, com valores pelo menos 30% menores, ainda que considerando as estruturas alternativas de maior potencial de impacto.

Destaca-se também que quando comparamos a emissão a partir de uso de energia solar ou uso de energia da concessionária, os valores entre estruturas iguais com fontes de energia diferentes apresentaram dados muito similares, por exemplo ao observarmos a estrutura considerada de " residência calha de Aço tanque PE + energia solar apresentou 0,13309 de emissão de Kg de CO_2 equivalente e a mesma estrutura com alteração da fonte de energia para a concessionária apresentou 0,14931 Kg de CO_2" similaridade que podemos observar se compararmos as individualmente as estruturas a partir das diferentes fontes de energia, seja solar ou seja da concessionária.

Quando comparamos estruturas similares alterando somente o tipo do material da calha também é observada pouca diferença entre os dados, conforme podemos observar na estrutura Residência Calha PVC Tanque PE + Solar que apresentou emissão de Kg de CO_2 equivalente de 0,12391 já a mesma configuração com calha de zinco apresentou valores da ordem de 0,13309 Kg de CO_2.

Portanto a fonte de energia utilizada assim como o tipo de calha se mostrou pouco significativa quanto a proporção no impacto provocado, tendo apresentando maior impacto o material utilizado no tanque, e assim se mostrando o fator mais significativo de geração de CO_2 e um item de intervenção importante a ser considerado quando desejamos avaliar uma estrutura sustentável. O dado quanto a pouca diferença de geração em função da fonte energética seria até esperado em virtude do maior percentual da fonte de energia Brasileira ser renovável proveniente das hidrelétricas.

Quando realizamos a comparação de impacto entre sistemas de aproveitamento de água de chuva e a água fornecida pela concessionária, esta se mostrou muito menos eficiente em termos de geração de CO_2 equivalente do que todos os sistemas de AAC , mesmo os que se utilizavam de tanque de concreto como reservatório ,e é necessário levar em conta ainda que para os sistemas de AAC estamos considerando o impacto do sistema desde a sua construção a destinação final e para o sistema da concessionária somente a operação. Estes resultados demonstram que apesar das variações apresentadas em termos de emissão de CO_2 equivalente pelos sistemas de AAC considerados mesmo o sistema considerado de maior emissão, ainda assim foi mais limpo que o nível de emissão apresentado pela concessionária local para também fornecer água.

Figura 2: Avaliação de Impacto – Consumo Energético Total (MJ)

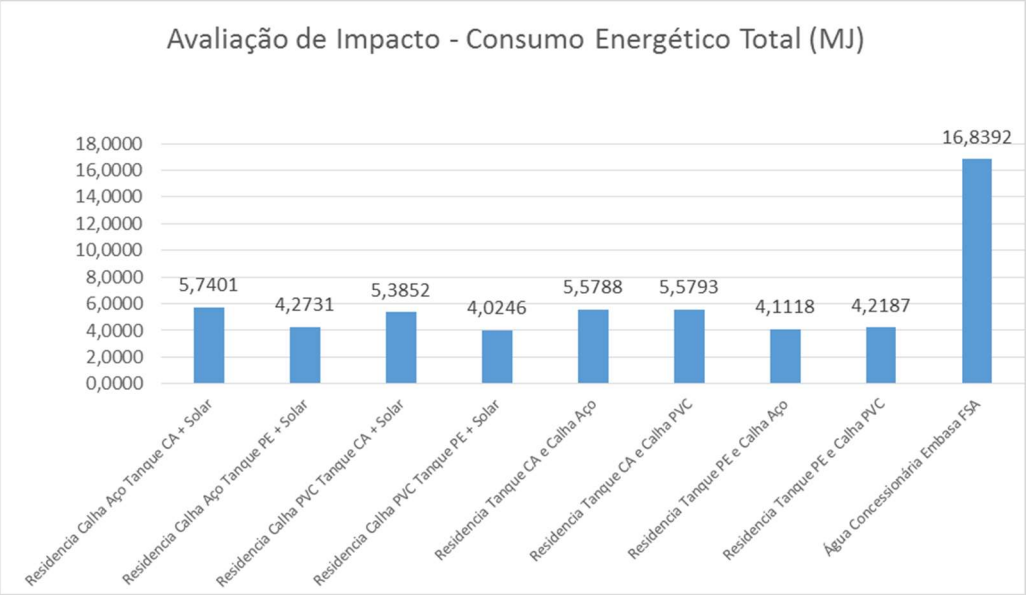
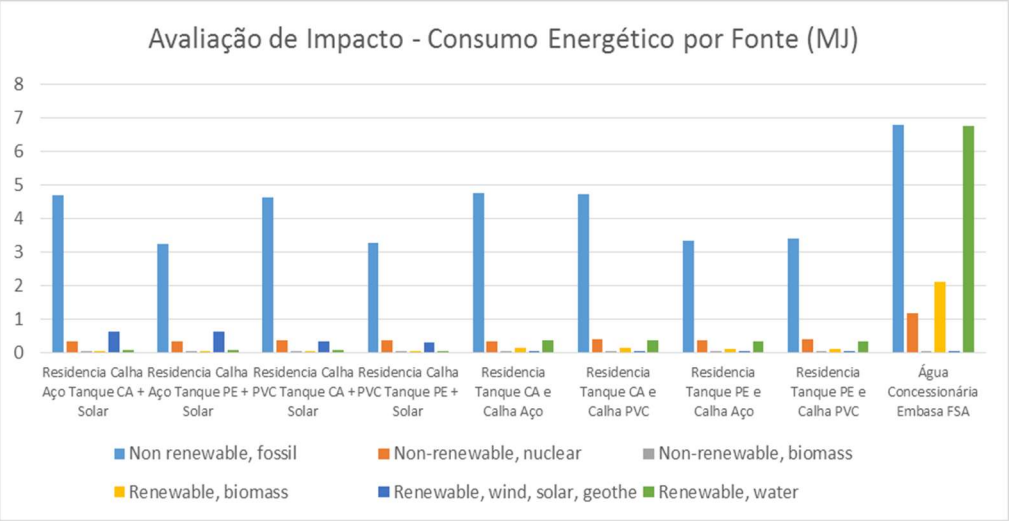


Figura 3: Avaliação de Impacto – Consumo Energético por Fonte (MJ)



Ao analisar os dados de consumo de energia dos sistemas propostos , conforme figuras 2 e 3 se observou pouca diferença entre os sistemas considerados, independente da configuração proposta, diferindo somente o do sistema da concessionária que apresentou consumo superior com valor 16,83MJ/residência enquanto as outras propostas uma média em torno de 4,5 MJ/residência, o que indica um grande ganho com a implementação de tais sistemas , ainda que conforme a figura 3 que avalia o impacto do consumo energético por fonte , as fontes não renováveis se destacam, mas por exemplo considerando uma estimativa de consumo para uma cidade do porte de Feira de Santana – BA poderíamos estabelecer uma economia de cerca de 2 milhões de MJ ou em torno de 555 Mwh de energia, considerado o Censo 2010 que estabelece um número de 162.748 domicílios em Feira de Santana.

Considerações finais

A implementação de estrutura de aproveitamento de água de chuva nas residências se mostra como um fator de grande potencial a contribuir na gestão sustentável dos recursos hídricos , porém em uma análise mais apurada do ciclo produtivo destas estruturas foi observado que em determinados casos , como no uso de reservatório de concreto armado, seu potencial de emissão de CO_2 equivalente se mostra significativamente superior a emissão , caso mantivéssemos o uso de fonte convencional da água , considerada como a fornecida pela concessionária, o que portanto diminuiria no aspecto de avaliação de contribuição a gases de influência no clima e portanto a avaliação de sustentabilidade destes projetos se mostra como um fator conjunto importante a ser considerado. Ainda de acordo aos dados analisados a utilização de fonte solar de energia para abastecimento demonstrou pouco ganho em termos de emissão de CO_2 se comparado a alternativa de fornecimento de energia pela concessionária local, condição que pode ter acontecido em detrimento da maior parte da fonte energética nacional também ser considerada de potencial sustentável em virtude das hidrelétricas. Desta forma a estrutura de aproveitamento de água de chuva se mostrou mais ambientalmente adequada considerando os aspectos analisados em relação a uma menor geração de CO_2 equivalente, importante gás estufa, assim como consumo geral de energia em comparação ao sistema convencional de abastecimento de água.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS- ABNT (2009). NBR ISO 14040: gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2007). NBR 15257: água da chuva – aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis: requisitos. Rio de Janeiro.

BARRETO, D. (2008) Perfil do consumo residencial e usos finais da água. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 8, n. 2, p. 23-40.

BRASIL, Agência Nacional de Águas – ANA. (2015) *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: Informe 2014* – Brasília. Disponivel em: http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/conjuntura-dos-recursos-hidricos. Acessado em: 30 nov. 2015.

GUANAIS, Ana Luiza da Silva Rezende. Avaliação energética e das emissões de gases de efeito estufa do Sistema Integrado de Abastecimento de Água de Feira de Santana. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2015.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. (2015) *Relatório-Síntese da Avaliação Ecossistêmica do Milênio*. 2005. Disponível em: http://www.millenniumassessment.org/documents/document.446.aspx.pdf. Acessado em: 30 nov. 2015.

SCHOEN, M. E. E GARLAND, J. (2015) Review of pathogen treatment reductions for onsite non-potable reuse of alternative source waters. *Microbial Risk Analysis*.

SAZAKLI, E.; ALEXOPOULOS, A. E LEOTSINIDIS, M. (2007) Rainwater harvesting, quality assessment and utilization in Kefalonia Island, Greece. *Water research*, V. 41, N. 9, p. 2039-2047.

USCB (United States Census Bureau). (2012) *International Programs. World Population*. Disponível em: http://www.census.gov/population/international/data/worldpop/table_population.php. Acessado em; 30 nov. 2015

Identificação e proposta de mitigação dos impactos ambientais da produção de iogurte

F. UNGARATO[1,2]; S. ROBRA[3]; J.A. de ALMEIDA NETO[4] e L.B. RODRIGUES[5]

[1] Faculdade Independente do Nordeste (FAINOR), ungarato@yahoo.com.br
[2] Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
[3] Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
[4] Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais
[5] Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Departamento de Tecnologia Rural e Animal

Resumo. Uma atividade de grande valor para a economia mundial é a indústria de laticínios, sendo o Brasil o quarto maior produtor de leite. Além disso, devido à sua importância nutritiva, o leite, principal insumo do iogurte, é considerado um dos alimentos responsáveis pela manutenção de uma vida mais saudável e com maior qualidade. No entanto, o aumento da produção de leite é seguido por um crescimento na preocupação com os impactos ambientais ocasionados pelos resíduos sólidos, líquidos e gasosos gerados pelos laticínios. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem sendo utilizada como metodologia para identificar os pontos críticos na cadeia de produção com vistas à sugestão de iniciativas para a mitigação desses impactos. Este trabalho utilizou a ACV para avaliar os impactos ambientais potenciais associados à produção de iogurte em um laticínio do Território de Identidade do Médio Sudoeste da Bahia, com o objetivo de propor cenários para mitigação destes impactos. Um laticínio foi definido como modelo que represente as demais indústrias deste ramo no território mencionado, devido ao seu volume de produção. A ACV foi realizada conforme as normas ISO 14040:2006 e 14044:2006, utilizando-se o software SimaPro 8.0.5.13, com o método de avaliação de impactos ReCiPe World Midpoint (H). Foram avaliados diferentes cenários para identificar meios de redução dos impactos ambientais. Os pontos críticos identificados no cenário atual (linha de base, C0) são principalmente devido ao uso de embalagens, açúcar, produtos de higienização e ao transporte de insumos. O cenário C0 foi comparado com o cenário C1, com redução de 40% do transporte ao se identificar fornecedores mais próximos, com maior mitigação na categoria Formação de Oxidantes Fotoquímicos (17%). O cenário C2 apresentou redução de 20% do uso de produtos de higienização através de padronização de processos, com maior mitigação na categoria Depleção do Ozônio (14,4%). No cenário acumulado C3 (C1+C2), houve redução em todas as 8 categorias de impacto analisadas em relação ao cenário de referência C0, com maior redução em Formação de Oxidantes Fotoquímicos (17,3%). Através dos resultados obtidos, foi possível identificar as prioridades para elaboração de ações focadas na mitigação dos impactos ambientais ao longo do ciclo de vida da produção de iogurte.

Palavras-chave. Indústria de Alimentos, Iogurte, Laticínios, Avaliação de Ciclo de Vida.

1. Introdução

Uma atividade de grande valor para a economia mundial é a indústria de laticínios, sendo o Brasil o quarto maior produtor de leite. Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2015), em 2013 o país alcançou a quarta produção mundial, com 34,2 bilhões de litros de leite.

Além disso, devido à sua importância nutritiva, o leite, principal insumo do iogurte, é considerado um dos alimentos recomendados pela manutenção de uma vida mais saudável e com maior qualidade, sendo rico em nutrientes essenciais ao crescimento (EMBRAPA, 2014).

No entanto, o aumento da produção de leite é seguido por um crescimento na preocupação com os impactos ambientais ocasionados pelas emissões sólidas, líquidas e gasosas geradas pelos laticínios (ROHLFES *et al.*, 2011).

Segundo Fantin et al. (2012), os produtos lácteos possuem grande importância quando observados seus impactos no meio ambiente. Dentre os produtos da indústria de alimentos, os lácteos são responsáveis por cerca de 5% das emissões de gases de efeito estufa, 10% do potencial de eutrofização da água, 5% do potencial de acidificação do solo e 4% do potencial de formação de oxidantes fotoquímicos. Logo, observa-se a necessidade de avaliar melhorias para os processos produtivos de produtos lácteos com vistas a diminuir seus impactos ambientais e ao mesmo tempo trazer benefícios operacionais às organizações.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem sendo utilizada como metodologia para identificar os pontos críticos na cadeia de produção com vistas à sugestão de iniciativas para redução desses impactos (BARBIERI *et al*., 2009).

Nos últimos anos, a ideia de que métodos e técnicas de produção devem ser concebidas no conceito de sustentabilidade vem ganhando aceitação. Essa ideia se baseia numa perspectiva global de todo o efeito da atividade humana ou fabricação do produto, "do berço ao túmulo", avaliando os efeitos cumulativos sobre o meio ambiente no espaço e no tempo. Neste sentido, uma das metodologias mais aceitas internacionalmente para examinar o impacto ambiental associado a serviços ou produtos é a ACV (HOSPIDO et al., 2003).

Desta forma, este trabalho utilizou a ACV para avaliar os impactos ambientais potenciais associados à produção de iogurte em um Laticínio do Território de Identidade do Médio Sudoeste da Bahia, propondo cenários prospectivos visando a mitigação destes impactos.

2. Metodologia

Dados os objetivos propostos neste trabalho, se buscou, inicialmente, a realização de uma revisão da literatura. Em seguida foi realizado um estudo de caso para coleta de dados de um sistema, visto que, segundo Yin (2014), esse é o método mais adequado quando o controle que o pesquisador tem sobre os eventos é reduzido. Para o local de estudo, um laticínio foi definido como modelo que represente as demais indústrias deste ramo no território mencionado, devido ao seu volume de produção.

2.1 Avaliação do Ciclo de Vida

A metodologia utilizada nesta pesquisa para a ACV foi baseada nas normas ISO 14040:2006 e 14044:2006.

2.1.1. Definição dos Objetivos e Escopo do Estudo

O objetivo desta ACV foi a avaliação dos impactos ambientais potenciais associados à produção do iogurte de morango em um laticínio de médio porte do Território de Identidade do Médio Sudoeste da Bahia.

Na definição do escopo, para a função foi considerada a produção de iogurte de morango, que possui configurações semelhantes aos demais sabores. Foi definido 1 kg de iogurte como unidade funcional, sendo a planta industrial do laticínio a fronteira do sistema (*gate-to-gate*), conforme Figura 1. No que se refere aos requisitos da qualidade, os dados foram em sua maioria procedentes de fontes primárias, obtidos através de visitas ao laticínio estudado. No entanto, onde houve impossibilidade de coleta, foram utilizados dados secundários provenientes de bases de dados e outras pesquisas.

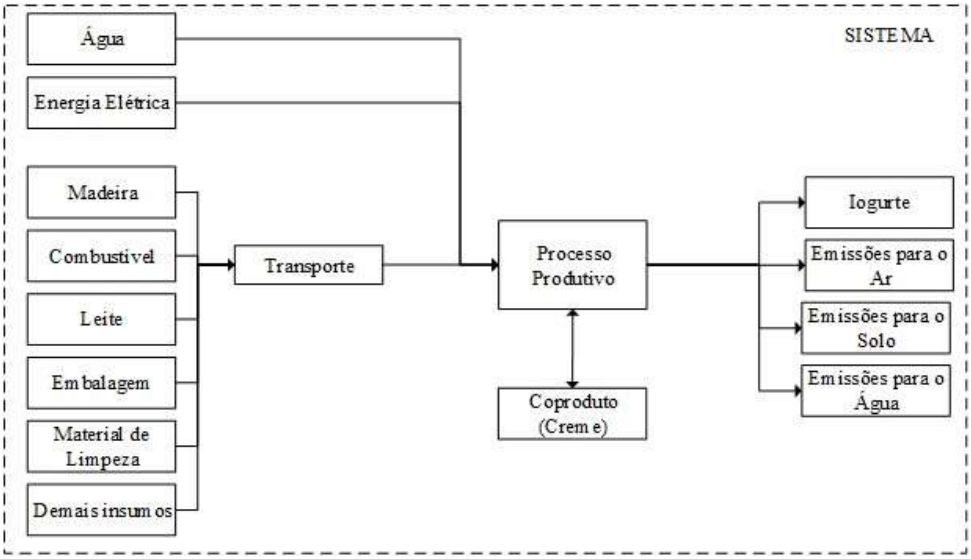


Figura 1: Sistema de produto.

2.1.2. Análise do Inventário

Um roteiro de pesquisa elaborado para a caracterização do laticínio foi utilizado para a realização da coleta de dados necessários para os cálculos, com base em todas as entradas e saídas do sistema em estudo.

A partir de visitas *in loco* de junho a outubro de 2015, foi estruturado o fluxograma de processo para a produção do iogurte de morango. Para a elaboração do inventário foram consideradas as médias dos dados do período de abril a setembro de 2014.

Após a coleta de dados foi realizada a alocação mássica e balanço de massa e energia, utilizando planilha de cálculo. A alocação seguiu os parâmetros indicados por Doublet *et al*. (2013). Nesta etapa, os dados foram relacionados à unidade funcional definida no escopo, tendo seus resultados agregados, posteriormente, em uma tabela, também através de uma planilha de cálculo.

2.1.3. Avaliação de Impactos

Nesta fase da ACV ocorreu a classificação dos dados de inventário, de acordo com seus respectivos impactos ambientais, cujas categorias foram utilizadas de acordo com as literaturas mais atuais da área em estudo.

O software SimaPro 8.0.5.13 foi utilizado para a implementação computacional do inventário com o intuito de caracterizar os resultados como indicadores numéricos. Foi utilizado o método de avaliação de impacto ReCiPe Midpoint (PRE CONSULTANTS, 2014), considerando 8 categorias de impacto ambiental: Mudança Climática; Depleção do Ozônio; Acidificação Terrestre; Eutrofização de Água Doce; Formação de Oxidantes Fotoquímicos; Formação de Material Particulado; Depleção de Água e Depleção Fóssil. A escolha dessas categorias se baseou nas características do sistema em estudo, sua relevância para o sistema, e a frequência em que foram utilizadas em outros estudos de caso similares como González-García et al. (2013), Fantin et al. (2012) e Eide (2002).

2.1.4. Interpretação dos resultados da ACV

Nesta fase da ACV, os resultados obtidos por meio da análise do inventário e da avaliação de impacto, foram combinados com o objetivo e o escopo estipulado, os quais foram, analisados, com o intuito de apresentar conclusões, desvendar limitações e fazer recomendações de novos estudos.

2.2. Avaliação de Cenários

Através dos resultados obtidos foi verificado quais participantes da cadeia de suprimentos contribuem com os maiores impactos.

Na tentativa de redução destes impactos, foram avaliados três cenários: C1, redução do transporte em 40%; C2, redução da utilização dos produtos de higienização em 20%; C3 (C1+C2), cenário com a soma dos dois anteriores (redução do transporte em 40% + 20% de redução no consumo de produtos de higienização).

Para o cenário C1, a redução de 40% se deve à sugestão de um novo fornecedor de insumos e embalagens mais próximo. Na redução do uso de produtos de higienização (C2), por meio da padronização dos processos de higienização dos laticínios, a presente pesquisa se orientou no trabalho realizado por Djekic *et al.* (2014)

Os cenários foram comparados utilizando o SimaPro 8.0.5.13 para verificar se houve redução dos impactos ambientais em relação à situação da cadeia atualmente.

3. Resultados e Discussão

Os resultados apresentados na Figura 2 e Quadro 1 apresentam as maiores contribuições e fluxos para cada categoria de impacto. Em quatro das oito categorias estudadas, a maior contribuição é referente ao uso de embalagens de Polietileno de Alta Densidade (PEAD). O uso do açúcar é o maior contribuinte em duas categorias, enquanto o transporte e o uso dos produtos de higienização ficaram com uma cada.

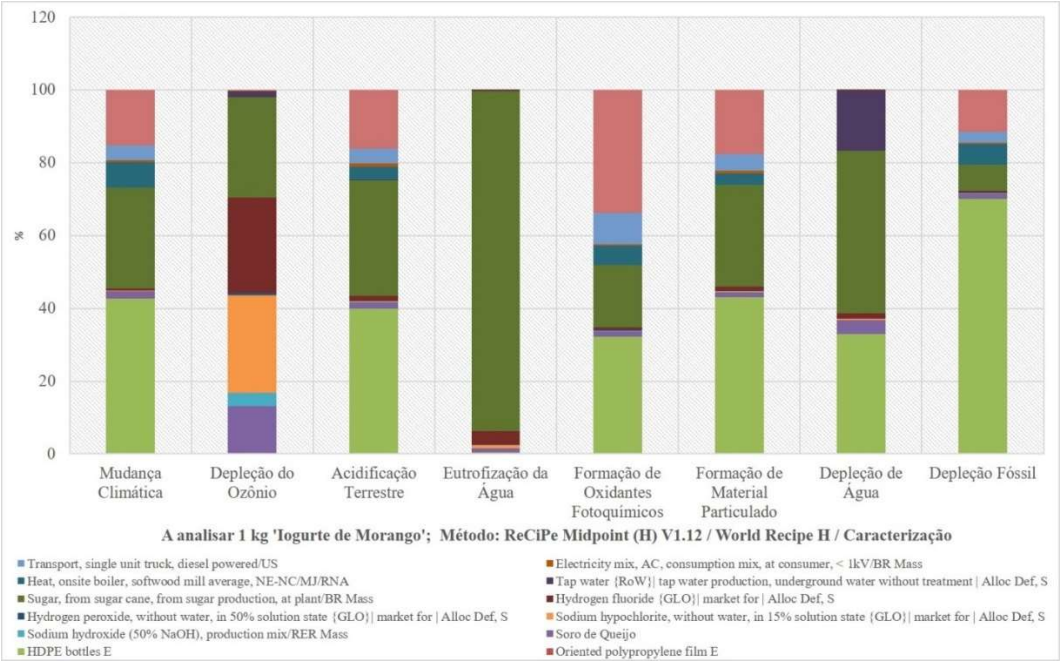


Figura 2: Avaliação dos impactos associados a produção ode 1kg de iogurte de morango.

Ainda no Quadro 1, observa-se que para a categoria de impacto Mudança Climática, o maior fluxo contribuinte para a quantidade emitida de CO_2 é a produção de embalagem. Na Eutrofização de Água Doce, observa-se que o uso de fertilizante na cultura de cana de açúcar é a maior causa para este tipo de impacto.

Quadro 1: Maiores contribuições de impacto do Iogurte de Morango

Categoria de Impacto	Maior Contribuição	%	Maior Fluxo Contribuinte
Mudança Climática	Embalagens de Polietileno de Alta Densidade (PEAD)	42,70	Emissão de CO_2 para o ar na produção da embalagem (0,188 kg CO_2 eq)
Depleção do Ozônio	Produtos de Higienização *(Fluoreto de Hidrogênio)* *(Hipoclorito de Sódio)* *(Hidróxido de Sódio)* *(Peróxido de Hidrogênio)*	59,09 *(25,00)* *(25,60)* *(7,72)* *(0,75)*	Emissão de metano para o ar na produção de hipoclorito de sódio (3,45E-10 kg CFC-11 eq)
Acidificação Terrestre	Embalagens de Polietileno de Alta Densidade (PEAD)	39,80	Emissão de dióxido de enxofre para o ar na produção de embalagem (0,0078 kg SO_2 eq)
Eutrofização de Água Doce	Açúcar	93,20	Emissão para o solo no uso de fertilizante contendo fósforo na produção de cana de açúcar (2,26E-5 kg P eq)
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	Transporte de ingredientes e produtos de higienização	42,39	Emissão de óxidos de nitrogênio para o ar no transporte (0,000486 kg NMVOC eq)
Formação de Material Particulado	Embalagens de Polietileno de Alta Densidade (PEAD)	42,90	Emissão de dióxido de enxofre para o ar na produção de embalagem (0,000156 kg PM10 eq)
Depleção de Água	Açúcar	44,7%	Consumo de água na fazenda de cana de açúcar (0,00326 m^3)
Depleção Fóssil	Embalagens de Polietileno de Alta Densidade (PEAD)	70,00	Consumo de energia do óleo (0,0709 kg oil eq)

O Quadro 2 apresenta um comparativo deste trabalho com outros dois estudos. É possível observar que este estudo apresenta resultados semelhantes aos obtidos por Djekic *et al*. (2014) e Doublet *et al.* (2013). No que se refere à Mudança Climática, as emissões foram de 2,266 kg CO_2-eq/kg de iogurte, dentro do intervalo estudado por Djekic et al. (2014), realizado em sete laticínios, que encontrou uma variação de 1,42 kg a 2,63 kg CO_2-eq/kg de iogurte. No que se refere à Acidificação Terrestre, os resultados deste trabalho (0,112 kg SO_2-eq/ kg de iogurte) também permanecem no intervalo pesquisado por Djekic et al. (2014).

Na categoria da Eutrofização de Água Doce, o trabalho realizado por Doublet et al. (2013), apresentou o dobro de emissão deste trabalho por quilo de iogurte (0,0004 contra 0,0002 kg P eq).

Os pontos críticos identificados no cenário atual (linha de base C0) são principalmente devido ao uso de embalagens, açúcar e produtos de higienização, e ao transporte de insumos.

Quadro 2: Impactos ambientais associados à produção de 1 kg de iogurte

Categoria de Impacto	Este estudo	Unidade	Djekic *et al.* (2014)	Unidade	Doublet *et al.* (2013)	Unidade
Mudança Climática	2,2666	kg CO_2 eq	1,42 - 2,63	kg CO_2 eq	3,3500	kg CO_2 eq
Depleção do Ozônio	7,46E-09	kg CFC-11 eq	1,01E-05	kg R11		
Acidificação Terrestre	0,0112	kg SO2 eq	0,0144 - 0,0195	kg SO_2eq	0,0349	molc H+ eq
Eutrofização de Água Doce	0,0002	kg P eq	0,0065 - 0,0070	kg PO_4eq	0,0004	kg P eq
Formação de Oxidantes Fotoquímicos	0,0079	kg NMVOC	0,0003 - 0,0007	kg C_2H_4		
Formação de Material Particulado	0,0038	kg PM10 eq				
Depleção de Água	0,0325	m3				
Depleção Fóssil	0,9602	kg oil eq				

A Figura 3 mostra a comparação entre os cenários. Na comparação entre os cenários C0 e C1, vê-se redução de 40% do transporte (identificando-se fornecedores mais próximos), com mitigação na categoria Formação de Oxidantes Fotoquímicos de 17% e 7,7% para a categoria Mudança Climática.

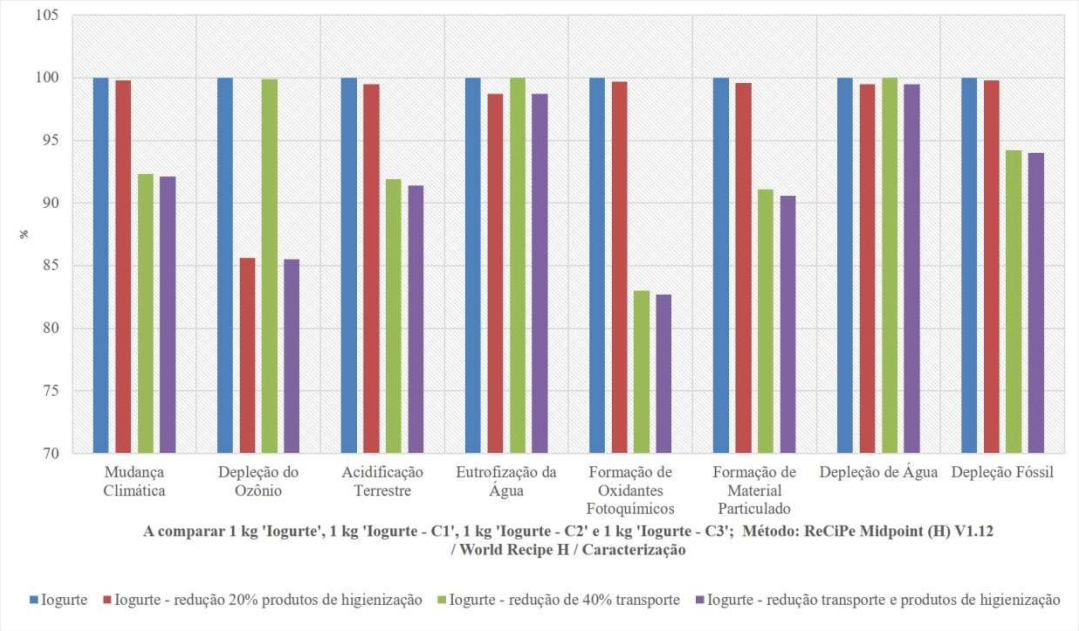


Figura 3: Impactos da produção de iogurte de morango em diferentes cenários.

No cenário C2, com redução de 20% do uso de produtos de higienização, a maior redução foi de 14,4% na categoria Depleção do Ozônio.

No cenário acumulado C3 (C1+C2), foi alcançada uma redução em todas as 8 categorias de impacto analisadas em relação ao cenário de referência, com maior redução na Formação de Oxidantes Fotoquímicos (17,3%) e na categoria Mudança climática (7,9%).

4. Considerações Finais

Neste estudo a ACV "gate to gate" de um laticínio apresentou os principais impactos ambientais na produção do iogurte de morango.

A maioria dos resultados obtidos neste trabalho corrobora com a literatura pesquisada, havendo semelhança entre os pontos críticos identificados. O estudo também avaliou três cenários com ações que poderiam ser tomadas objetivando melhorias e redução dos impactos ambientais da indústria de laticínios estudada.

Os principais impactos ambientais avaliados por unidade de produto advêm do transporte de insumos para o laticínio (Mudanças Climáticas, por exemplo). Também contribuem para os impactos o material usado na fabricação das embalagens (PEAD), o consumo de produtos de higienização utilizados e de açúcar.

A qualidade dos resultados e cálculos é limitada pela qualidade dos dados obtidos a partir da análise de documentos e informações fornecidas pela empresa. Através dos resultados obtidos, foi possível identificar prioridades para elaboração de ações de mitigação dos impactos ambientais ao longo do ciclo de vida da produção de iogurte no laticínio estudado.

Devido às grandes diferenças tecnológicas dentro dos laticínios, bem como características específicas de matéria-prima utilizada em cada região, são necessários mais estudos de forma a que se possa avaliar a generalização dos resultados deste estudo.

Referências Bibliográficas

BARBIERI, J.C.; CAJAZEIRA, J.E.R. & BRANCHINI, O. Cadeia de suprimento e avaliação do ciclo de vida do produto: Revisão teórica e exemplo de aplicação. O Pap., 70:52–72, 2009.

DJEKIC, I.; MIOCINOVIC, J.; TOMASEVIC, I.; SMIGIC, N. & TOMIC, N. Environmental life-cycle assessment of various dairy products. J. Clean. Prod., 68:64–72, 2014.

DOUBLET, G.; JUNGBLUTH, N.; STUCKI, M. & SCHORI, S. Life cycle assessment of Romanian beef and dairy products. SENSE Project Number 288974, 2013.

EIDE, M.H. Life cycle assessment (LCA) of industrial milk production. Int. J. Life Cycle Assess., 7:115–126, 2002.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Principais Produtores de Leite do Mundo. Disponível em: https://www.embrapa.br/. Acessado em: 14/06/2014.

FANTIN, V.; BUTTOL, P.; PERGREFFI, R. & MASONI, P. Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study. J. Clean. Prod., 28:150–159, 2012.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations, Food and Agricultural commodities production. Disponível em: http://faostat.fao.org/. Acessado em: 23/02/2015.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; CASTANHEIRA, É.G.; DIAS, A.C. & ARROJA, L. Using Life Cycle Assessment methodology to assess UHT milk production in Portugal. Sci. Total Environ., 442:225–234, 2013.

HOSPIDO, A.; MOREIRA, M.T. & FEIJOO, G. Simplified life cycle assessment of Galician milk production. Int. Dairy J., 13:783–796, 2003.

ISO 14040 – International Organization for Standardization 14040. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. Geneva, 2006.

ISO 14044. – International Organization for Standardization 14044. Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. Geneva, 2006.

PRÉ CONSULTANTS. SimaPro Database Manual - Methods Library. USA, 2014.

ROHLFES, A.L.B.; BACCAR, N.M.; OLIVEIRA, M.S.R.; MARQUARDT, L. & RICHARDS, N.S.P.S. Indústrias Lácteas: Alternativas De Aproveitamento Do Soro De Leite Como Forma De Gestão Ambiental. Tecni-Lógica, 15:79–83, 2011.

YIN, R. K. Estudo de caso: planejamento e métodos. Bookman, 5 ed. Porto Alegre:, 2014.

Usina Flex: Comparação dos desempenhos ambiental e energético de etanol de cana-de-açúcar, milho e sorgo

Ana Cristina Guimarães Donke[1], Rafael Viñas[2], Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura[3], Patrícia Helena dos Santos Matai[4], Luiz Alexandre Kulay[5]

[1]Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Energia; Grupo de Prevenção da Poluição - GP2, ana.donke@usp.br
[2]Fundação Espaço Eco
[3]Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa, Embrapa Meio Ambiente
[4]Instituto de Energia e Ambiente, Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Energia
[5]Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Química, Grupo de Prevenção da Poluição - GP2

Resumo. O etanol está consolidado como combustível para movimentação de veículos leves e, nos últimos 40 anos, apenas a cultura de cana-de-açúcar foi explorada comercialmente para a produção deste combustível. Por outro lado, o desenvolvimento agrícola vem proporcionando safras recordes de grãos nas últimas décadas. A produção de milho se destaca pelo aumento da produtividade, podendo ser semeado como cultura principal ou como cultura de inverno em rotação com a soja. O sorgo, por sua vez, pode atuar como um substituto do milho, apresentando maior rusticidade e tolerância à seca. Dada essa conjuntura, usinas de etanol do Mato Grosso se associaram a produtores de milho e sorgo para incluir novas matérias-primas no processo de produção de combustíveis, compartilhando uma mesma unidade industrial, denominada Usina Flex. O objetivo deste trabalho foi realizar a avaliação do desempenho ambiental e energético do etanol de cana-de-açúcar, de milho e de sorgo produzidos no contexto supramencionado, através do levantamento de emissões de gases de efeito estufa (GEE) e do levantamento do retorno energético, segundo a abordagem do ciclo de vida. A unidade funcional do estudo foi 1 m³ de etanol hidratado e o sistema de produto incluiu a produção de insumos, produção da matéria-prima agrícola, produção de etanol, cogeração e etapas de transporte. Para a etapa agrícola da produção foram consideradas emissões causadas por uso de fertilizantes e vinhaça e restos culturais deixados no campo, pela queima de combustível em operações mecanizadas, pela queima da palhada (no caso da cana), além das emissões em decorrência de mudança do uso da terra (MUT), calculadas segundo diretiva da Comissão Europeia. Para a etapa industrial, foram consideradas as emissões decorrentes da fermentação e da queima de biomassa para a cogeração energética. Além destas, considerou-se as emissões das etapas de transporte. Os resultados em termos de emissões de GEE foram 1.380 kg CO_2 eq para o etanol de cana-de-açúcar, 1.460 kg CO_2 eq para o etanol de milho e 2.180 kg CO_2 eq para o etanol de sorgo, sendo que as emissões decorrentes da MUT representam entre 71% e 88% destes resultados. O retorno energético foi obtido pela relação entre a energia disponibilizada pelo combustível e a energia fóssil consumida em seu processo. O etanol de cana-de-açúcar disponibilizou 9,84 unidades de energia para cada unidade consumida na forma de energia fóssil, o etanol de milho disponibilizou 6,01 e o etanol de sorgo disponibilizou 7,16. Estes resultados são preâmbulos para análises mais amplas, considerando que a pesquisa segue em evolução.

Palavras-chave. *Avaliação de Ciclo de Vida; EROI; Etanol; Cana-de-açúcar; Milho; Sorgo.*

Introdução

O etanol está consolidado como combustível para movimentação de veículos leves no Brasil. O país é um dos maiores produtores mundiais desta commoditie e seu maior exportador. Em 2014, a produção total de etanol no país alcançou os 28,8 milhões de m³, dos quais 1,4 milhões de m³ destinaram-se a exportação (ANP, 2015). No entanto, nos últimos 40 anos, apenas a cultura de cana-de-açúcar foi explorada comercialmente para a produção deste combustível. O setor sucroalcooleiro a partir da cana-de-açúcar é diretamente influenciado pela sazonalidade da produção de matéria-prima, sendo necessário formar estoques do etanol produzido no período de colheita para regularizar a oferta no período da entressafra. Por este motivo, uma safra que apresente resultados econômicos ruins, seja por problemas climáticos ou econômicos, terá possibilidade de recuperação apenas na colheita do ano seguinte. Em contexto de atipicidades climáticas cada vez mais recorrentes, a busca

por outras matérias-primas para a produção do biocombustível se torna estrategicamente importante, reduzindo a dependência da produção de etanol a uma só cultura.

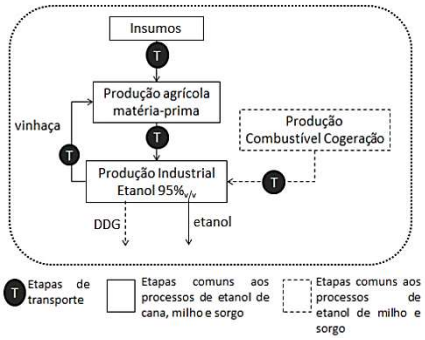
Por outro lado, no estado do Mato Grosso, desde o início da década de 2000 a produção de milho cresceu ininterruptamente, passando a superar largamente o consumo regional, gerando, inclusive, dificuldades para o estoque e transporte do milho produzido. O sorgo, por sua vez, é uma cultura de ciclo mais curto, que costuma ser plantada em substituição ao milho quando ocorrem atrasos no plantio e, além disso, apresenta maior rusticidade e tolerância à seca. Como solução, ao invés de vender o milho e o sorgo a preços reduzidos, buscaram-se alternativas para agregação de valor ao produto que permitissem o consumo da produção na própria região.

O resultado foi a introdução do milho e do sorgo como matérias-primas para as usinas de etanol a partir de 2011. A solução veio de uma tecnologia pioneira, em que o processo de produção de etanol de grãos aproveita as instalações da usina de cana-de-açúcar e reduz a ociosidade da planta no período de entressafra da cana. Esse enfoque passou a ser denominado de Usina Integrada, Usina Flexível ou Usina "Flex". Desde a introdução desta nova tecnologia, estudos começaram a ser conduzidos no sentido de avaliar a viabilidade econômica deste novo arranjo, mas poucos autores se dedicaram a iniciativas para avaliar o desempenho ambiental e eficiência energética do processo. Dessa forma, este estudo tem por objetivo avaliar os desempenhos ambientais e energéticos dos processos de produção de etanol a partir de três diferentes matérias-primas (cana-de-açúcar, milho e sorgo), em uma Usina Flex no estado do Mato Grosso. Para tanto, seguindo a abordagem do ciclo de vida, foram levantadas as emissões de GEE e realizadas as estimativas do retorno energético (relação entre energia disponível e energia fóssil consumida pelo combustível). Os estudos seguiram os conceitos e aspectos operativos estabelecidos pela norma ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2009). Espera-se que os resultados apresentados neste estudo contribuam para a comparação e tomada de decisão quanto à introdução de novas matérias-primas para a produção de etanol no Brasil.

Modelagem do Ciclo de Vida

Os três estudos foram modelados a partir da abordagem atribucional, com um enfoque do tipo berço-ao-portão. Os sistemas de produto englobam as etapas de produção de matéria-prima renovável, a produção industrial do etanol, do combustível para cogeração, dos insumos utilizados nos processos e as etapas de transporte (Figura 1). As tecnologias consideradas para a modelagem dos três produtos podem ser consideradas representativas para o estado do MT e suas descrições seguem na sequência.

Figura 20. Sistema de produto para a produção de etanol de cana-de-açúcar, milho e sorgo em Usina Flex



A produção agrícola de cana-de-açúcar segue a tecnologia de cultivo convencional, com aplicação de calcário, vinhaça, torta de filtro, fertilizantes (NPK), pesticidas e reguladores de crescimento. A colheita é mecanizada em 25% da área e manual com queima da palhada em 75%. A produtividade é 82 t/ha. Na etapa industrial, ocorre a

limpeza da cana por lavagem, extração do caldo em moendas à vapor, fermentação com recuperação das leveduras e destilação para obtenção de etanol hidratado. A cogeração é realizada em caldeira à 21bar, a partir da queima do bagaço gerado na etapa de moagem da cana. Os transportes ocorrem por modal rodoviário.

A produção de milho segue o sistema de plantio direto com rotação de cultura como 2ª safra, conta com aplicação de calcário, de vinhaça, fertilizantes e pesticidas. Plantio e colheita são mecanizados e a produtividade é 7,5 t/ha. A secagem dos grãos ocorre em secadores elétricos. A tecnologia empregada para a produção de etanol é do tipo "*Dry Milling*". São utilizadas as instalações para cogeração de energia, dornas de fermentação e colunas de destilação da usina de etanol de cana. A energia é suprida pela queima de cavaco de madeira na caldeira. Apenas etanol hidratado é produzido e os transportes também ocorrem por modal rodoviário.

Uma vez que o sorgo granífero atua como cultura substituta do milho, as tecnologias de produção agrícola de ambos os produtos se assemelham muito, seguindo o mesmo padrão de rotação e mesmas etapas de produção. As diferenças se pautam nas quantidades de produtos aplicados, já que o sorgo é considerado uma cultura menos exigente, mas também menos produtiva, com 3,8 t/ha. Da mesma forma, a tecnologia empregada na etapa industrial possibilita a utilização tanto de milho quanto de sorgo como matéria-prima. Assim, a avaliação do etanol de sorgo seguiu a mesma tecnologia descrita para o etanol de milho.

Bases conceituais, requisitos técnicos e premissas

O objetivo dos estudos é avaliar a produção de etanol hidratado a partir de cana-de-açúcar, milho e sorgo, independentemente, mas produzidos em uma mesma planta do tipo Usina Flex. A função do sistema é produzir etanol e o fluxo de referência é 1m³ de etanol hidratado, quantidade definida também como a unidade funcional. O sistema de produto segue as definições apontadas no item *Modelagem do Ciclo de Vida*.

Os dados utilizados para a modelagem das etapas de produção de matéria-prima, produção de etanol e etapa de cogeração foram essencialmente de origem primária, com complementação por dados secundários. As etapas de produção de insumos e produção de cavaco de madeira tiveram dados de fonte secundária, a base de dados ecoinvent, com adaptações às condições brasileiras de matriz elétrica e à geração de calor (gás natural). A cobertura geográfica considera o estado do Mato Grosso, Brasil. A cobertura temporal corresponde às safras e produções de 2012/2013. Variações de ordem geográfica ou temporal se devem aos escopos dos ICVs utilizados do banco de dados. A cobertura tecnológica considera as especificações descritas no item anterior. Não foram considerados aspectos ambientais associados à construção de bens de capital. Por critério de exclusão, não foram consideradas entradas com participação mássica menores que 1% do total de entradas. Exceção a esta regra se fez para o caso dos fitossanitários aplicados na etapa agrícola, que foram incluídos na análise considerando o critério de significância ambiental. Em relação aos aspectos de alocação, foram consideradas partições entre os produtos que transpassam as fronteiras do sistema, sempre segundo o critério mássico. Para o sistema de etanol de cana, realizou-se alocação entre caldo e sobra de bagaço, na etapa de moagem, cujos fatores foram 96,57% e 3,43%, respectivamente. Para os sistemas de etanol de milho e sorgo, realizaram-se alocações entre o etanol e o DDG úmido, na etapa de destilação. Os fatores utilizados para etanol de milho foram 45,3% para etanol e 54,7% para DDG úmido e para o etanol de sorgo foram 44,2% para etanol e 55,8% para DDG úmido. Para os estudos de etanol amiláceo também ocorreram procedimentos de alocação na etapa agrícola de produção de grãos, para repartir igualmente as emissões derivadas de MUT, entre as culturas de 1ª e 2ª safra do sistema de rotação. As emissões derivadas de MUT foram calculadas para o estado do Mato Grosso, para o período de 1993-2013, de acordo com IPCC Guidelines (2006) e Comissão Europeia (2010). Os dados de área de culturas (anuais e perenes), pastagem e florestas plantadas foram coletados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2016) e do Instituto Brasileiro de Árvores (IBA, 2015). Segundo os dados levantados, considerou-se que a expansão das culturas podem ocorrer sobre áreas de culturas perenes - único tipo de uso de terra que apresentou redução em área no período – ou sobre matas nativas. Os métodos de avaliação de impacto de ciclo

de vida selecionados foram *ReCiPe Midpoint (H) V.1.10 / World Recipe H* (GOEDKOOP, 2012), cuja análise limitou-se à categoria de impacto Mudanças Climáticas (MC), e *Cumulative Energy Demand V.1.08* (CED) (JUNGBLUTH; FRISCHKNECHT, 2009), do qual extraiu-se o consumo da categoria de energia primária Não Renovável Fóssil, para o posterior cálculo do Índice de Retorno sobre o Investimento Energético (EROI) (Hammerschlag, 2006). O EROI foi definido como a relação entre a energia disponibilizada pelo combustível, determinada pelo Poder Calorífico Inferior do etanol hidratado (21.350 MJ), e a energia primária de origem fóssil consumida.

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos para a categoria Mudanças Climáticas, para a categoria de consumos energéticos Não Renováveis Fóssil e o valor obtido como EROI estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 13. Resultados obtidos para as categorias *Mudanças Climáticas* (ReCiPe midpoint (H) v. 1.10) e *Energia Não Renovável, Fóssil* (CED) e *Índices de Retorno sobre o Investimento Energético* (EROI) para 1 m³ de etanol hidratado de cana-de-açúcar, milho e sorgo.

	Unidade	**1 m³ C_2H_6O (95%$_{v/v}$) de cana**	**1 m³ C_2H_6O (95%$_{v/v}$) de milho**	**1 m³ C_2H_6O (95%$_{v/v}$) de sorgo**
Mudanças Climáticas	kg CO_2 eq	1.380	1.460	2.180
CED Não Renovável, Fóssil	MJ	2.170	3.530	2.960
EROI	-	9,84	6,05	7,21

Mudanças Climáticas

Os resultados obtidos para a categoria MC indicam que o etanol de cana-de-açúcar apresentou as menores emissões potenciais. A substância que mais contribuiu foi o $CO_{2\ MUT}$, com participação de 72% da emissão total, ou 991 kg CO_2 eq, causadas pela expansão de área plantada de cana-de-açúcar. Neste caso, a expansão de área plantada ocorreu em 75% da área atual, dos quais 9% substituíram áreas de lavouras permanentes e 91% substituíram áreas de mata nativa. A segunda substância de destaque foi o $CO_{2\ fóssil}$, com 11% das emissões, devido à queima do diesel nas etapas de transporte e operações agrícolas mecanizadas e na aplicação de ureia no campo. O N_2O representou 10% das emissões. Esta substância teve origem na etapa agrícola, devido à aplicação de fertilizantes e vinhaça e às emissões derivadas da palhada deixada no solo (em 25% da área). Por fim, a emissão de $CH_{4\ biogênico}$ participou com 7% das emissões, pela queima da palhada na pré-colheita da cana (em 75% da área). Ao comparar os resultados encontrados com dados levantados em literatura para etanol de cana-de-açúcar, observamos que as emissões apresentadas foram maiores que as encontradas por Cavallet et al (2013), de 517 kg CO_2 eq por m³ de etanol hidratado produzido; maiores que as 825 kg CO_2 eq por m³ encontrados por Muñoz et al (2014); e menores que as 1.397 kg CO_2 eq por m³ de etanol encontradas por Guerra et al (2014). Os dois últimos resultados também consideraram emissões por MUT, embora tenham assumido fronteiras geográficas diferentes (região Centro-Sul do Brasil e estado de São Paulo, respectivamente). No estudo de Guerra et al, cerca de 350 kg CO_2 eq por m³ de etanol foram emitidos em decorrência de MUT, com expansão de área de cana-de-açúcar avançando sobre pastagem.

O etanol de milho apresentou resultados de 1.460 kg CO_2 eq para cada m³ de combustível. Desta emissão, 71% se deram como $CO_{2\ MUT}$, ou 1.030 kg CO_2 eq, advindas da etapa agrícola. Neste caso, a expansão da cultura de milho 2ª safra ocorreu em 97% da área atual e, destas, 1% substituiu lavouras permanetes e o restante substituiu mata nativa. Cabe lembrar que, por ser uma cultura rotacionada, apenas 50% das emissões decorrentes de MUT foram atribuídas ao milho. A emissão de $CO_{2\ fóssil}$ contribuiu com 16% da emissão, e ocorreram nas etapas de transporte e na agrícola pela aplicação de ureia e queima de diesel nas operações mecanizadas. O N_2O contribuiu para o desempenho, representando 12% das emissões, que ocorreram majoritariamente na etapa agrícola, devido à aplicação de fertilizantes e emissões derivadas da palhada no campo. Muñoz et al (2014) também encontraram emissões de 825 kg CO_2 eq por m³ de etanol de milho produzido nos EUA. Os autores também levantaram as emissões por MUT mas constataram que, nos últimos 20 anos, não foi observado aumento da área plantada. Sem as emissões por MUT, o etanol de milho do MT emitiria apenas 430 kg CO_2 eq por m³.

Em relação ao desempenho do etanol de sorgo, o produto apresentou o pior desempenho, com emissões potenciais de 2.180 kg CO_2 eq por m³. As substâncias que contribuíram para estas emissões foram o $CO_{2\ MUT}$, com 84% das emissões totais, ou 1.830 kg CO_2 eq, originadas na etapa agrícola. Da área atual plantada, 91% se deve à expansão e, deste total, considerou-se que 13% ocorreu sobre lavouras permanentes e 87% sobre mata nativa. O sorgo também recebe 50% dessas emissões. O $CO_{2\ fóssil}$ respondeu por 9% das emissões e se deve à queima de diesel nas etapas de transporte, nos maquinários agrícolas e na aplicação de ureia no campo. Finalmente, o N_2O contribuiu com 7% das emissões, originado na etapa agrícola pela decomposição da palhada deixada no campo e aplicações de ureia. Cai et al (2013) encontraram emissões entre 1.275 e 1.706 kg CO_2 eq por m³ de etanol de sorgo granífero produzido. Os autores estimaram que 555 kg CO_2 eq se devem à MUT. As emissões da produção de etanol de sorgo no Mato Grosso se mostraram bastante maiores e podem estar relacionadas à baixa produtividade da cultura.

Em uma análise comparativa, pode-se observar a grande participação das emissões decorrentes de MUT para os três produtos analisados. Tal comportamento pode ser explicado pelas características intrínsicas ao estado do Mato Grosso e ao recorte temporal considerado na metodologia de levantamento de MUT. O estado do Mato Grosso apresentou intensificação da atividade agropecuária e, consequentemente, acréscimo de produção e área plantada, a partir de meados da década de 1990, chegando a quase quadruplicar a sua área de produção de grãos entre 1995 e 2015 (CONAB, 2015). À parte das emissões por MUT, os aspectos que distinguiram os três processos estudados, e que influenciaram os resultados, decorreram da aplicação de doses superiores de ureia nas culturas de milho e sorgo em comparação com a cultura de cana-de-açúcar e das emissões de $CH_{4\ biogênico}$, proveniente da queima da palha na etapa pré-colheita da cana-de-açúcar.

Consumo de energia Não Renovável de origem Fóssil

A partir da aplicação do método de avaliação de impacto CED, obteve-se o perfil de consumo de energia primária, que considera fontes renováveis e não renováveis de energia, para a produção de 1 m³ dos combustíveis. Deste perfil, os valores encontrados como energia primária consumida de origem Não Renovável Fóssil foram utilizados como um dos indicadores para a determinação do EROI.

Em relação aos consumos de energia fóssil para a produção de etanol de cana-de-açúcar, encontrou-se o valor de 2.170 MJ por m³ de combustível. Esse consumo ocorre principalmente na forma de petróleo e gás natural. O petróleo compõe 79% dos consumos energéticos e se deve às etapas de transporte e às atividades mecanizadas na etapa agrícola. Já o gás natural, corresponde a 20% do consumo e ocorre na etapa de produção da ureia, transportes, e produção de fertilizante fosfatado e potássico. Para o etanol de milho, observou-se o consumo energético fóssil de 3.530 MJ por m³ de combustível. A energia é consumida pelo uso de petróleo, que contribui com 69% da emissão, especialmente nas etapas de transporte, produção do diesel utilizado na etapa agrícola e na produção de ureia, consumida em quantidade superior à da produção de cana. O gás natural também ganha destaque no perfil energético, com 30% do consumo total para a categoria. Este combustível é utilizado na etapa de produção da ureia, de glifosato e etapas de transporte. O etanol de sorgo apresentou um perfil semelhante ao

etanol de milho em termos de consumo energético, embora tenha apresentado consumo inferior. Foram consumidos 2.960 MJ para produzir 1 m³ de etanol de sorgo, com consumos também na forma de petróleo e gás natural. O petróleo participa com 80% dos consumos, com quantidade e etapas semelhantes às apresentadas pelo etanol de milho: etapas de transporte, atividades agrícolas mecanizadas e produção de ureia. O consumo na forma de gás natural é inferior ao consumido na produção de etanol de milho, representando 18% de todo o consumo energético fóssil, consumido na produção de ureia (que é aplicada em menor quantidade para a produção de sorgo), nas etapas de transporte e na produção de glifosato.

Índice de Retorno sobre o Investimento Energético (EROI)

A determinação do consumo energético de origem fóssil neste trabalho possibilitou quantificar a energia fornecida pelos sistemas energéticos em relação à energia não renovável por eles consumida (EROI). Considerou-se como energia fornecida pelo sistema, o valor do Poder Calorífico Inferior do etanol hidratado que, segundo a ANP (2015), corresponde a 6.300 kcal por kg, ou seja, 21.350 MJ por m³ de combustível.

O EROI obtido para o etanol de cana-de-açúcar corresponde a um retorno de 9,84 unidades de energia renovável para cada unidade de energia fóssil consumida. Macedo, Seabra e Silva (2008) encontraram valores de 9,3, embora tenham considerado pressupostos e abordagens diferentes daqueles estabelecidos para o presente estudo, o que restringe as possibilidades de comparação. O retorno energético obtido para o etanol de milho na usina *flex* corresponde a 6,05. Kim e Dale (2005) encontraram EROI de 1,62 para o etanol de milho dos EUA, que utilizam fontes energéticas fósseis para a produção industrial. Já Salla e Cabello (2010), que estudaram o etanol de milho produzido utilizando fontes energéticas renováveis para a etapa industrial, apresentaram dados que indicaram o EROI de 2,96. Para o etanol de sorgo, o retorno energético corresponde a 7,21. Cai et al (2013) encontraram EROIs de 2,0 e 4,9 para etanol de sorgo granífero com gás natural fóssil e gás natural renovável como fontes de energia, respectivamente. O resultado de Cai et al para o cenário com combusítvel renovável foi mais próximo ao resultado de etanol de sorgo no Mato Grosso.

De uma forma geral, já que os três produtos comparados apresentam as mesmas caracterísricas físicas em sua forma final, o conteúdo energético disponibilizado pelos combustíveis é rigorosamente o mesmo. Dessa forma, as variações entre os EROIs obtidos por cada sistema são justificadas pelos diferentes consumos energéticos de origem fóssil. No geral, segundo a análise realizada para categoria de consumo energético não renovável fóssil, pode-se verificar que a etapa de produção da ureia foi um fator determinante para maiores consumos de energia fóssil. Dessa forma, os produtos que apresentaram maiores consumos de ureia em seu sistema de produção, obtiveram consumos energéticos mais elevados e, consequentemente, menores EROIs.

Conclusão

Dos resultados de MC, pôde-se inferir que o etanol de sorgo apresenta os piores resultados, causados pelas emissões por MUT e distinguindo-se dos demais produtos por apresentar baixa produtividade agrícola. O etanol de milho apresentou resultado intermediário para MC e apresentou maiores emissões em decorrência do aporte de fertilizante nitrogenado. O etanol de cana-de-açúcar apresentou o melhor desempenho e entre suas emissões se destacaram as etapas de queimada da palha para a colheita. Em comparação com a literatura, os resultados para os três produtos demonstraram emissões superiores aos estudos levantados, ocasioados por emissões por MUT. No entanto, por não existir uma metodologia consolidada para o estabelecimento de MUT, os resultados dessa emissão constumam variar muito entre os estudos e muitos autores ainda deixam de considerá-la em estudos de ACV. O desenvolvimento de metodologias consensuais para a definição das MUT tornarão os resultados mais facilmente comparáveis. Neste trabalho, a metodologia de estimação de MUT baseou-se em dados estatísticos em nível estadual, utilizando um procedimento aproximado ao considerar que o decréscimo de áreas com determinados usos da terra para o estado são representativos para determinar as características do crescimento de áreas das culturas nos casos estudados.

Sobre os EROIs, o etanol de cana-de-açúcar apresentou o melhor retorno energético, com índice de 9,84, seguido pelo etanol de sorgo, com 7,21, e pelo etanol de milho, com menor retorno energético, de 6,05. A partir das análises dos perfis energéticos, esses resultados diferiram em função das variações entre os consumos de energia fóssil, já que os produtos comparados são idênticos em sua versão final e proporcionam a mesma quantidade de energia. O consumo de ureia demonstrou ser uma etapa determinante para o retorno energético, já que a produção desse insumo pode ser considerada um processo energo-intensivo e influenciou negativamente os desempenhos dos produtos que mais dependeram deste insumo. Estes resultados são preâmbulos para análises mais amplas, nas quais deverão ser considerados a integração dos processos em uma usina *flex*, outros aspectos ambientais e a inclusão da variável econômica.

Referências Bibliográficas

ANP (BRASIL) (2015) Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis: 2015. Rio de Janeiro.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2009) ABNT NBR ISO 14044: Gestão Ambiental - Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro: ABNT.

CAI, H. et al. (2013) Life-cycle energy use and greenhouse gas emissions of production of bioethanol from sorghum in the United States. Biotechnology for Biofuels, v.6, n.141, p. 1-15.

CAVALETT, O. et al. (2013) Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. International Journal of Life Cycle Assessment, v.18, n.3, p. 647-658.

COMISSÃO EUROPEIA (2010) Decisão da Comissão de 10 de junho de 2010 relativa a directrizes para o cálculo das reservas de carbono nos solos para efeitos do anexo V da Directiva 2009/28/CE, Jornal Oficial da União Europeia, L151/19 de 17 jun 2010.

CONAB (2015) Séries históricas. Séries Históricas de Área Plantada, Produtividade e Produção, Relativas às Safras 1976/77 a 2014/15 de Grãos, 2001 a 2014 de Café, 2005/06 a 2014/15 de Cana-de-Açúcar. 2015. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1252&>. Acesso em: set 2015.

GOEDKOOP M.J. et al. (2012) ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation, 1ª edição (revisada). Disponível em: <http://www.lcia-recipe.net/publications>.

GUERRA, J. P. M. et al.(2014) Comparative analysis of electricity cogeneration scenarios in sugarcane production by LCA. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 19, n. 4, p. 814-825.

HAMMERSCHLAG, R. (2006) Ethanol's Energy Return on Investment: A Survey of the Literature 1990-Present. Environmental Science & Technology, v.40, n.6, p. 1744-1750.

IBA (2015). Relatório Ibá 2015. Disponível em iba.org/pt/biblioteca-iba/publicacoes. Acesso em 2015.

IBGE (2016). Sistema IBGE de Recuperação Automática. Disponível em www.sidra.ibge.gov.br. Acesso em 2016.

IPCC. (2006) 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

JUNGBLUTH, N.; FRISCHKNECHT, R. (2009) Cumulative Energy Demand. In: HISCHIER, R.; WEIDEMA, B. (Ed.) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Ecoinvent report No. 3, v.2.1, St Gallen.

KIM, S.; DALE, B.E. (2005) Life cycle assessment of various cropping systems utilized for producing biofuels: Bioethanol and biodiesel. Biomass & Bioenergy, v. 29, n.6, p. 426-439.

MACEDO, I.C.; SEABRA, J.E.A.; SILVA, J.E.A.R. (2008) Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. Biomass and Bioenergy, v.32, n.7, p. 582-595.

MUÑOZ, I. et al. (2014) Life cycle assessment of bio-based ethanol produced from different agricultural feedstocks. International Journal of Life Cycle Assessment, v.19, n.1, p. 109-119.

NEMECEK, T.; SCHNETZER, J.; REINHARD, J. (2014) Updated and harmonised greenhouse gas emissions for crop inventories. International Journal of Life Cycle Assessment, The Ecoinvent Database V3, p. 1-18.

SALLA, D.A.; CABELLO, C. (2010) Análise Energética de Sistemas de Produção de Etanol de Mandioca, Cana-de-Açúcar e Milho. Revista Energia na Agricultura, Botucatu, v.25, n.2, p.32-53.

ACV atribucional vs. consequencial do bioetanol hidratado de cana-de-açúcar

Michelle Tereza Scachetti1[1],Aldo Roberto Ometto [2],Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura[4],Juliana Ferreira Picoli[5]

[1]*Universidade de São Paulo, michelle.tscachetti@gmail.com*
[2]*Universidade de São Paulo, aometto@sc.usp.br*
[3]*Embrapa Meio Ambiente, marilia.folegatti@embrapa.br*
[4]*Embrapa Meio Ambiente, picoli.ju@gmail.com*

Resumo. *O presente trabalho teve como objetivo aplicar as abordagens atribucional e consequencial da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e analisá-las de forma comparativa, com base nas suas semelhanças, diferenças, pontos fortes, vantagens e pontos fracos. Para isso, foram seguidas as diretrizes das normas ISO 14040 e 14044 (2009) e as diretrizes complementares para a abordagem consequencial recomendadas por Weidema (2003), consistindo em um conjunto de informações de mercado a serem coletadas e interpretadas para compor a ACV consequencial. Os resultados apontam que a ACV atribucional apresentou maiores cargas ambientais em todas as categorias de impacto devido à subtração das cargas ambientais referentes aos produtos evitados, considerados na expansão do sistema realizada na ACV consequencial. A aplicação apresentou um grande número de limitações, como, por exemplo: grande número de simplificações intrínsecas ao método aplicado, consideração de premissas-padrão quando da falta de informações para a coleta de dados e falta de transparência quanto à base de dados de background utilizada. Sua operacionalização ainda é bastante complexa, dispendendo muito tempo e recursos para a coleta de dados e de informações de mercado. Portanto, são necessários esforços no sentido do desenvolvimento de métodos menos subjetivos e mais sistemáticos para a abordagem consequencial além de diretrizes mais esclarecedoras explicitando as diferenças quanto ao conteúdo, contextos e formas de aplicação das abordagens atribucional e consequencial da ACV.*

Palavras-chave. *Avaliação Atribucional do Ciclo de Vida; Avaliação Consequencial do Ciclo de vida; Biocombustíveis, Etanol.*

Introdução

A diferenciação entre as abordagens atribucional e consequencial da ACV surgiu nos anos 90, a partir de discussões metodológicas bastante controversas envolvendo tópicos como 'definição da fronteira do sistema de produto', 'resolução da multifuncionalidade de processos' e 'tipos de dados de inventário de ciclo de vida', (CURRAN; MANN; NORRIS, 2005).

Para Weidema e Ekvall (2009), a ACV atribucional é considerada uma técnica descritiva ou contábil e tem o objetivo de atribuir a um produto, fabricado em um dado momento, uma parcela das emissões totais de poluentes e do consumo de recursos na economia e a ACV consequencial é definida como uma abordagem orientada ao efeito ou à mudança, a qual tem o objetivo de estimar como os fluxos de materiais e poluentes se comportarão em resposta a possíveis mudanças no ciclo de vida do produto estudado.

Foi verificado que a abordagem consequencial (e a sua diferenciação frente à atribucional) é muito pouco abordada nos fóruns nacionais sobre ACV, assim como na literatura nacional como um todo. Zanghelini et al. (2014) constataram que no Brasil, o maior número de publicações referentes à ACV concentra-se na área de biocombustíveis. Ao passo que a ACV de biocombustíveis tem sido bem documentada em escala nacional, observa-se pouca atuação com relação à avaliação das consequências ambientais da substituição de combustíveis fósseis por renováveis utilizando a técnica.

Assim, sendo o Brasil o maior produtor e exportador mundial do biocombustível etanol de cana-de-açúcar (UNICA, 2014), este foi analisado neste trabalho, sob as ópticas das abordagens atribucional e consequencial.

Metodologia

A aplicação das abordagens atribucional e consequencial da ACV foi conduzida fundamentalmente com base nas diretrizes das normas ABNT ISO 14040/14044 (2009ab). De maneira complementar às diretrizes, foram seguidas as recomendações de Weidema (2003) para atender às necessidades de informações da abordagem consequencial.

Tais recomendações visam à obtenção e interpretação de informações relacionadas ao mercado do produto que será investigado na ACV (tendência do mercado, segmentação do mercado, tecnologias disponíveis e restritas e custos de produção), presentes em documentos oficiais, como *outlooks* e planos governamentais.

Resultados e discussão

1. Objetivo do estudo e aplicação pretendida

Abordagem atribucional: Avaliar os potenciais impactos ambientais do ciclo de vida do biocombustível etanol hidratado, visando à identificação de pontos de melhoria ao sistema (*hot spot* identification).

Abordagem consequencial: Avaliar os potenciais impactos ambientais da mudança (aumento) na demanda pelo biocombustível etanol hidratado, visando fornecer informações que possam dar suporte à tomada de decisão no âmbito das políticas públicas de incentivo ao uso de combustíveis renováveis.

2. Escopo

a) Função do sistema de produto: A definição da função de um sistema de produto independe do tipo de abordagem de modelagem utilizada. Desta maneira, a função do biocombustível etanol hidratado é movimentar um veículo, ou seja, ser utilizado como combustível um automóvel.

b) Unidade funcional e fluxo de referência

Abordagem atribucional: 10.000 km rodados com etanol hidratado de cana-de-açúcar em ciclo urbano, necessitando de 1011,25 kg do biocombustível (fluxo de referência - valor calculado tendo como consumo médio do combustível para tais condições 8 km/l (BRASIL, 2011) e sua densidade 0,809 kg/l (EPE, 2010).

Abordagem consequencial:

Propriedades do produto

Obrigatória: capacidade para movimentar veículos. Posicionamento: imagem positiva - de combustível renovável/ambientalmente amigável e atratividade de preço em determinadas regiões do país e períodos. Irrelevante para o mercado: não foi encontrada alguma propriedade irrelevante para o mercado para o caso do bioetanol.

Segmento de mercado de interesse

Combustíveis para transporte em automóveis. Nicho de mercado: combustíveis utilizados em automóveis com tecnologia *flexible-fuel* (funcionam tanto com gasolina como etanol hidratado ou uma mistura de ambos). Mercado encontra-se delimitado pela região Centro-Sul do Brasil.

Produtos alternativos relevantes no mercado

A gasolina consiste na única alternativa relevante neste mercado que compete com o bioetanol hidratado no presente.

Unidade funcional e fluxos de referência

10.000 km rodados com bioetanol hidratado em ciclo urbano, necessitando de 1011,25 kg do biocombustível. O fluxo de referência da gasolina (produto alternativo considerado) é de 616,67 kg. Tais valores foram calculados levando-se considerando o consumo médio do bioetanol de 8 km/l e da gasolina C é de 12 km/l (BRASIL, 2011) e suas respectivas densidades de 0,809 kg/l e 0,740 kg/l (EPE, 2010).

c) Sistema de produto e fronteira do sistema

Abordagem atribucional: O sistema de produto atribucional é composto por três subsistemas: fase agrícola, representada pelo cultivo da cana-de-açúcar, fase industrial, representada pela coprodução de etanol e eletricidade e fase de uso, representada pela utilização do biocombustível em automóveis.

Abordagem consequencial:

Identificação da escala e horizonte temporal da mudança estudada

A mudança estudada consiste no aumento futuro da demanda por bioetanol, como pode ser verificado no Plano de Expansão de Energia 2023 do Ministério de Minas e Energia, elaborado pela Empresa de Pesquisa Energética (BRASIL, 2014). Tal documento foi utilizado como referência no presente trabalho, pelo fato do mesmo constituir um dos principais instrumentos de planejamento da expansão energética nacional.

Weidema (2003) afirma que as mudanças estudadas em ACVs consequenciais podem ser classificadas como de pequena ou grande escala. Verifica-se que o aumento na demanda de etanol hidratado não irá afetar os parâmetros determinantes da tendência geral do mercado de combustíveis para transporte, de modo que o volume de produção deste mercado continuará crescendo. Além disso, o bioetanol hidratado não se trata de uma nova tecnologia, pelo contrário, encontra-se bem estabelecido no mercado nacional. Assim, fica evidente que o aumento na sua demanda reflete uma mudança pequena, a qual tende a apresentar linearidade frente aos seus efeitos.

Em relação ao horizonte temporal, Weidema (2003) afirma que mudanças pequenas raramente ocorrem isoladas no curto ou longo prazo. Uma mudança no curto prazo afeta apenas a utilização da capacidade de produção e não a capacidade em si, já uma mudança no longo prazo afeta a capacidade de produção, por meio de investimentos de capital (instalação de novas máquinas ou desativação de antigas).

No caso do aumento da demanda de bioetanol hidratado, poderão ser observados efeitos tanto de curto (utilização da capacidade de produção atual) como longo prazo (abertura de novas usinas). Desta maneira, considera-se que o horizonte temporal da mudança estudada (10 anos, de acordo com o PDE) é de longo prazo.

A mudança afeta alternativas específicas ou o mercado?

O aumento da demanda de bioetanol afeta o mercado. Entretanto, o mercado de combustíveis para transporte em veículos *flex fuel* no Brasil é composto apenas por etanol hidratado e gasolina C (mistura entre etanol anidro e gasolina pura). Assim, só existe uma alternativa dentro deste mercado, logo ela é a afetada.

Portanto, o sistema de produto consequencial apresenta três subsistemas: fase agrícola, representada pelo cultivo da cana-de-açúcar, fase industrial, representada pela coprodução de etanol e eletricidade e fase de uso, representada pela utilização do biocombustível em automóveis. Além desses três subsistemas, são incluídos na fronteira do sistema de produto consequencial: o ciclo de vida da gasolina (produto substituído à medida que ocorre um aumento na demanda de etanol) e o mix marginal brasileiro de eletricidade (substituído pelo excedente de eletricidade gerado como coproduto durante a produção de etanol).

O uso do mix marginal de eletricidade na abordagem consequencial é recomendado por autores como Weidema (2003), Schmidt et al. (2011) e Merciai et al. (2011), e consiste em uma média ponderada das tecnologias marginais de longo-prazo dos mercados de eletricidade afetados. As fontes de eletricidade marginais no longo prazo de um país são definidas como o mix nacional de novas instalações planejadas/previstas durante um período de tempo específico, identificado em planos de energia nacionais.

d) Procedimento de alocação

Abordagem atribucional: critério econômico, não justificado no trabalho de referência (CAVALETT et al., 2013).

Abordagem consequencial: Expansão do sistema, pois o sistema se trata de uma produção conjunta, tendo como saída mais de um produto: etanol, bagaço, que é transformado em energia térmica e elétrica, vinhaça, torta de filtro e cinzas. Os três últimos possuem ofertas restritas, isto é, não possuem um valor suficiente para sustentar sua produção sozinhos, sendo a coprodução a única rota de produção disponível para eles. Ademais, também ocorre uma restrição nas distâncias para onde tais coprodutos são transportados.

Para os demais coprodutos, foi necessário distingui-los entre coproduto determinante e dependente. O coproduto determinante é aquele para o qual o volume de produção afetará o processo como um todo e o coproduto

dependente aquele para o qual uma mudança na demanda não afetará o processo multifuncional em estudo (WEIDEMA, 2003). Assim, identificou-se como coproduto determinante o bioetanol e como dependente o bagaço. Assim, a expansão do sistema foi conduzida de modo a considerar a eletricidade que é evitada pela geração de eletricidade deste sistema de produção, a qual é comercializada à rede de distribuição.

e) Método de AICV e tipos de impactos: Foi utilizado o método CML-IA baseline V3.01/World 2000, pelo fato do CML ser um dos métodos mais utilizados em estudos nesta área. Consideraram-se as categorias de impacto apontadas pelo ILCD (JRC, 2010) como aquelas que possuem validade global: depleção abiótica, aquecimento global, depleção da camada de ozônio, toxicidade humana, ecotoxicidade e eutrofização.

f) Pressupostos e limitações: Foram mantidos os mesmos pressupostos utilizados nas publicações de referência. Na modelagem consequencial, alternativas como o etanol de milho e etanol de segunda geração não foram consideradas na etapa de delimitação do mercado, devido à sua inexpressiva participação no horizonte temporal preestabelecido. As limitações do estudo são apresentadas nas conclusões deste trabalho.

3. Inventário de Ciclo de Vida

Abordagem atribucional: Os ICVs atribucionais das fases agrícola e industrial foram retirados de Cavalett et al. (2012) e Chagas et al. (2015) e não foi feita nenhuma alteração nos mesmos. Para a fase de uso do biocombustível, utilizou-se como base o conjunto de dados de processo "Transport, passenger car, small size, petrol, EURO 5 {GLO}| Alloc Def, U", disponível na base de dados do Ecoinvent v. 3.01.

Abordagem consequencial: Foram utilizados os mesmos dados de Cavalett et al. (2012) e Chagas et al. (2015), referentes ao bioetanol hidratado e anidro (também utilizado nesta abordagem, para compor o conjunto de dados da gasolina C). Como se tratam se inventários atribucionais, os conjuntos de dados de *background* foram substituídos por conjuntos de dados correspondentes ou similares, disponíveis na base de dados Ecoinvent versão 3.01 (ECOINVENT, 2013), a qual disponibiliza versões consequenciais para a maioria dos processos.

Além disso, a modelagem dos inventários de *foreground* foi alterada quando necessário, visando atender os princípios da abordagem consequencial. Tais situações refletem as expansões do sistema realizadas. Para a inclusão da gasolina C, foi criado o inventário referente a este combustível, utilizando os conjuntos de dados consequenciais do etanol anidro ("ethanol, without water, in 99.7% solution state, from fermentation, BR | Conseq, U" e da gasolina A ("market for petrol, unleaded, RoW | Conseq, U"), nas proporções de 25% e 75%, respectivamente.

O ICV referente ao mix marginal da matriz elétrica brasileira foi constituído seguindo a metodologia de desenvolvimento de ICV consequencial para eletricidade proposta por Schmidt et al. (2011) e Merciai et al. (2011). Estes autores apresentam o inventário consequencial da matriz elétrica brasileira, entretanto, utilizam como fonte um órgão internacional, passível de dados menos precisos e atualizados - a International Energy Agency (IEA). Tendo isto em vista, os dados foram atualizados de modo a refletir a matriz energética brasileira com dados de fonte nacional e mais recente (BRASIL, 2014).

O conjunto de dados utilizado para a fase de uso do ciclo de vida foi o "Transport, passenger car, small size, petrol, EURO 5 {GLO}| Conseq, U", alterando-se as emissões atmosféricas do bioetanol hidratado, etanol anidro e gasolina durante a fase de uso, assim como feito na atribucional.

4. Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

Com relação à etapa de AICV, não há diferenciação na condução das abordagens atribucional e consequencial. A Figura 1 apresenta os resultados da modelagem atribucional e a Figura 2 os resultados da modelagem consequencial.

Figura 1 – Resultados da abordagem atribucional

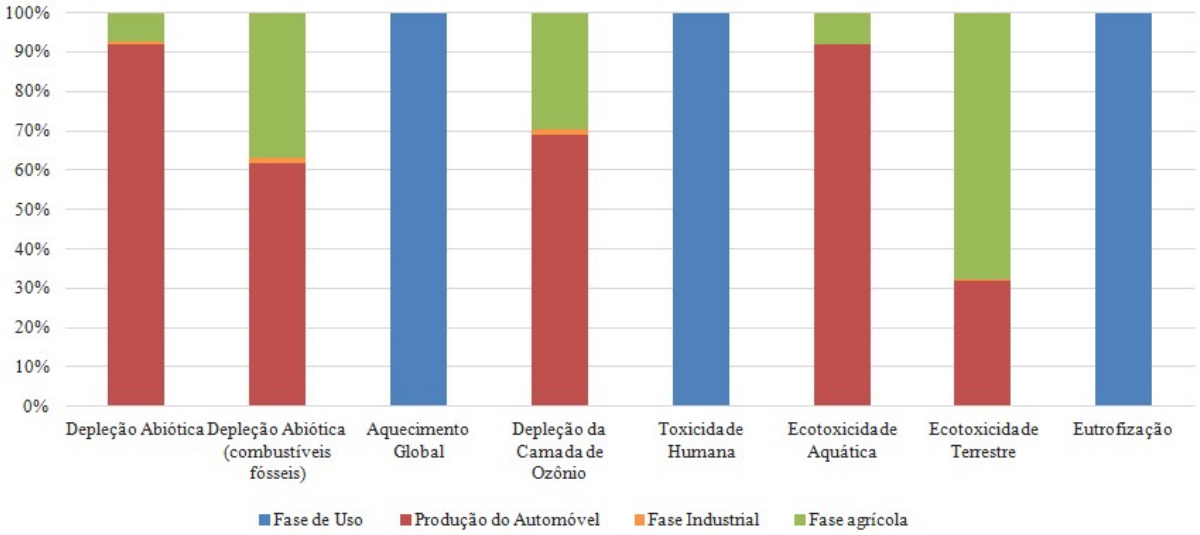
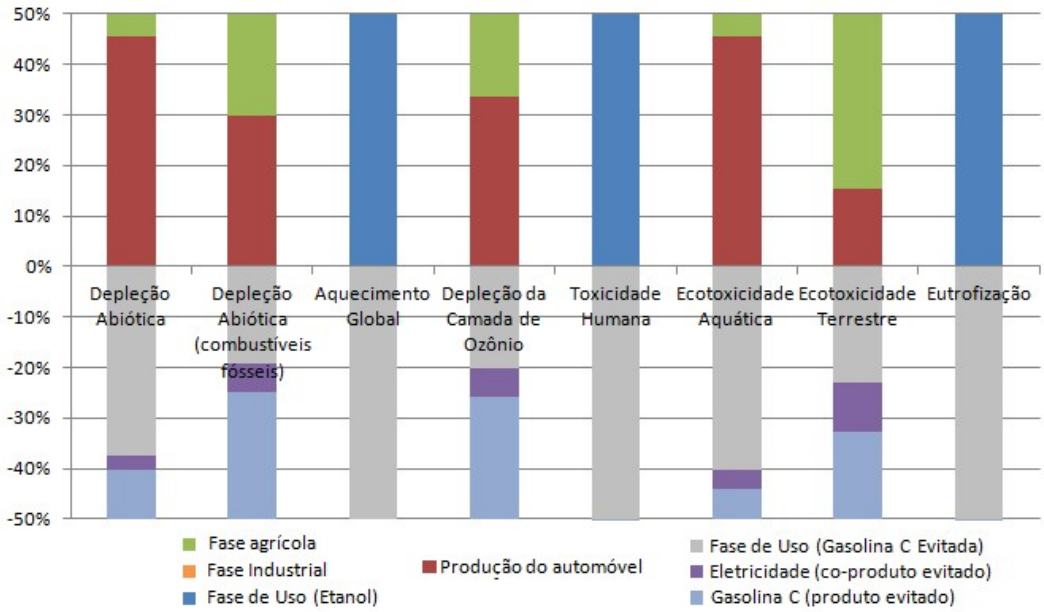


Figura 2 – Resultados da abordagem consequencial



De modo geral, os resultados de ambas as abordagens de modelagem apresentam padrões similares, com a diferença de a abordagem consequencial apresentar impacto positivo (sinal negativo no gráfico) devido às cargas ambientais evitadas na etapa de expansão do sistema por substituição, pela qual foi considerado o ciclo de vida da gasolina substituída em mesma proporção (1:1) devido ao aumento da demanda de etanol, assumindo-se que em condição *ceteris paribus*, o aumento na demanda do etanol por 1L leva à diminuição da demanda de 1L de gasolina C, sem levar em conta o rendimento de cada combustível.

Como carga ambiental evitada também foi considerado o mix marginal de energia elétrica brasileiro de longo prazo, substituído em igual proporção (1:1) pela quantidade de eletricidade excedente gerada no processo de produção de etanol de cana-de-açúcar. As diferenças entre os dados de *background* utilizados (atribucional vs. consequencial) também refletem nos resultados apresentados, principalmente em relação à fase industrial, a qual

apesar de ser apresentar pouca contribuição em ambas as abordagens de modelagem, ainda é muito menor na modelagem consequencial (não aparecendo no gráfico).

Há maneiras diferentes de interpretação dos resultados de cada abordagem, sendo a atribucional passível de identificação de *hot spots*, tais dados refletindo o perfil médio do bioetanol hidratado em uma determinada janela temporal e a consequencial vista como uma possível resposta de como seriam os impactos potenciais caso a demanda por etanol aumentasse no longo prazo.

Não é possível dizer qual abordagem é mais ou menos incerta, pois ambas possuem limitações metodológicas que fazem com que seus resultados se afastem do ideal.

Como defendido por Weidema (2003), Brander et al. (2008), Schmidt (2008), no âmbito de gerar informações relevantes para auxiliar à formulação de políticas públicas de incentivo à utilização de biocombustíveis, a abordagem consequencial é a mais apropriada.

Entretanto, autores como Suh e Yang (2014), questionam a real operacionalização da abordagem consequencial, tendo em vista a dinâmica dos efeitos de mercado e o acesso a tais informações. Defendem que alguns estudos rotulados como ACV consequencial, apenas exploram um subconjunto de possíveis consequências de uma decisão.

Tal afirmação pôde ser comprovada com a presente aplicação, a qual apresentou diversas limitações, o que compromete seu objetivo principal que é dar suporte à tomada de decisão robusta em uma questão tão importante como a mitigação de impactos climáticos pelos biocombustíveis.

A divisão da ACV entre atribucional e consequencial dificulta um diálogo construtivo e o uso criativo da modelagem. Neste sentido, é imprescindível que haja um alto grau de transparência em relação às escolhas metodológicas e premissas de um estudo de ACV, devido à ampla gama de resultados que podem ser obtidos a partir dos estudos, mesmo quando conduzidos para produtos idênticos. (GNANSOUNOU et al., 2009).

Conclusão

A aplicação da ACV consequencial ocorreu de maneira limitada, devido à dificuldade de interpretação de dados de mercado (mesmo tendo realizado consulta a especialistas), de modo que foram excluídas algumas alternativas (etanol de outras fontes como milho e segunda geração) que possivelmente iriam fazer diferença nos resultados finais.

Além disso, outra limitação encontrada foi quanto à falta de transparência dos dados de *background* consequenciais utilizados no estudo, provenientes da base de dados Ecoinvent v.3.01. Os relatórios explicativos de cada *dataset* consequencial não apresentam informações de como foram modelados e obtidos os dados. Os autores entraram em contato com os responsáveis por esses relatórios, porém até o momento não obtivemos respostas.

Em geral, o que é possível notar com relação às duas abordagens nesta presente aplicação, é que a abordagem consequencial se tratou essencialmente da expansão do sistema e da inclusão de base de dados consequenciais. Deste modo, foi possível concluir que as limitações em termos práticos dificultam a execução da abordagem consequencial, mas ao mesmo tempo contribuem para a identificação de lacunas de pesquisa que devem ser levadas em consideração, principalmente no que tange aos modelos e métodos utilizados para executar a ACV consequencial e como avaliar as incertezas relacionadas aos resultados obtidos.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14040: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Brasil, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14044: Gestão Ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Brasil, 2009b.

BRANDER, M., WYLIE, C.The use of substitution in attributional life cycle assessment. Greenhouse Gas Measurement and Management, v.1, n. 4, p. 161–166, 2011.

CAVALETT, O. et al. Sugarcane Life Cycle Inventory. Brazilian Bioethanol Science and Technology Laboratory. 2013.

CHAGAS, M. F. et al. Ethanol Life Cycle Inventory. Brazilian Bioethanol Science and Technology Laboratory. 2015.

CURRAN, M. A.; MANN, M.; NORRIS, G. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. Journal of Cleaner Production, v. 13, n.8, p. 853-862, 2005.

GNANSOUNOU, E.; DAURIAT, A., PANICHELLI, L. VILLEGAS, J. D. Life cycle assessment of biofuels: Energy and greenhouse gas balances. Bioresource Technology, vol. 100, p. 4919–4930, 2009.

MERCIAI, S. et al. Inventory of country specific electricity in LCA - Brazil. Inventory report. V2. 2.-0 LCA consultants, Aalborg, 2011. Disponível em:< http://www.lca-net.com/projects/electricity_in_lca/> Acesso em Jan 2015.

SCHMIDT, J. H. System delimitation in agricultural consequential LCA. International Journal of Life Cycle Assessment. V.13. p. 350-364. 2008.

SUH, S., YANG, Y. On the uncanny capabilities of consequential LCA, International Journal of Life Cycle Assessment, v. 19, 1179–1184, 2014.UNICA, 2014).

WEIDEMA, B. P. Market information in Life Cycle Assessment. 2003.

WEIDEMA. B. P.; EKVALL, T. Guidelines for applications of deepened and broadened LCA: consequential LCA. Chapter for CALCAS project. Deliverable D18, 2009.

ZANGHELINI, G. M. et al. A Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil na Última Década.In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE GESTÃO PELO CICLO DE VIDA, 4., 2014, São Bernardo do Campo. Anais... São Bernardo do Campo: 2014. p. 267-27.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Ciclo de vida do folhelho pirobetuminoso (xisto) e seus aspectos ambientais para produção de combustíveis

Mateus Guimarães da Silva[1], Antonio Carlos Luz Lisbôa[1]

[1]Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, Departamento de Engenharia de Processos, mateusguim@feq.unicamp.br

Resumo. *O xisto é um tipo de rocha metamórfica que possui um composto orgânico denominado querogênio distribuído em sua matriz mineral. Esse composto pode ser transformado em combustíveis líquidos e gasosos, produtos alternativos aos derivados do petróleo, por meio do processo de pirólise. No entanto, os processos presentes no ciclo de vida desses produtos essenciais para as economias modernas também geram quantidades substanciais de resíduos e emissões. A gestão desses resíduos pelas tradicionais abordagens fim-de-tubo demandam muitos recursos financeiros e nem sempre têm demonstrado ser a melhor solução do ponto de vista ambiental. Este trabalho busca contribuir com a discussão da sustentabilidade, com o apoio do Pensamento sistêmico do Ciclo de Vida (Life Cycle Thinking), no setor de energia através do estudo do processamento do xisto, oriundo da Formação Irati, jazida que a Petrobrás explora para produção de combustíveis. Foi realizado um levantamento preliminar, qualitativamente, dos aspectos ambientais relacionados ao processamento do xisto, visando encontrar alternativas para melhorar o desempenho ambiental do processo. Os resultados mostram que as emissões de gases tanto de efeito local quanto global estão representes em todo o ciclo de vida do processamento do xisto, considerando a fronteira do sistema do berço-ao-portão (cradle-to-gate). Há um grande potencial para reduzir indiretamente essas emissões através do uso dos resíduos gerados em outras áreas, por exemplo, como insumos agrícolas.*

Palavras-chave. *xisto, aspectos ambientais, pensamento do ciclo de vida*

1. Introdução

O xisto é uma rocha sedimentar que contém disseminada em sua matriz mineral um material orgânico denominado querogênio. Esse composto pode ser transformado em combustíveis líquidos e gasosos, produtos alternativos aos derivados do petróleo, por meio do processo de pirólise (MESQUITA, 1978). No entanto, os processos presentes no ciclo de vida desses produtos essenciais para as economias modernas também geram quantidades substanciais de resíduos e emissões. A gestão desses resíduos pelas tradicionais abordagens fim-de-tubo demanda muitos recursos financeiros e nem sempre tem demonstrado ser a melhor solução do ponto de vista ambiental. Devido a isso, essas abordagens estão se tornando menos atraentes às organizações, e as estratégias de gestão conhecidas como Produção Mais Limpa e Prevenção da Poluição vêm ganhando destaque há alguns anos (ALLEN, SHONNARD, 2001).

Dentro do contexto de Prevenção da Poluição, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é um dos mecanismos de análise mais efetivas de gestão ambiental porque permite identificar, quantificar e analisar os aspectos ambientais e os seus potenciais impactos ambientais associados ao produto ou processo, desde a extração da matéria-prima até a sua destinação final, propiciando, desta forma, o planejamento e a execução de ações pontuais para minimizar a geração de resíduos (ISO, 2006A).

O objetivo deste trabalho é identificar e avaliar qualitativa dos aspectos ambientais do processo de produção de combustíveis do xisto brasileiro visando encontrar alternativas para melhorar o desempenho ambiental do processo. Este trabalho faz parte de uma pesquisa de doutorado sobre Avaliação do Ciclo de Vida do Xisto processado na unidade da SIX-PETROBRÁS.

2. Industrialização do xisto no brasil e avaliação do ciclo de vida

O Brasil possui a segunda maior reserva de xisto do mundo, ficando atrás apenas dos Estados Unidos - formação Green River (DYNI, 2003). A maior parte do xisto existente no Brasil está presente na Formação Irati, formação geológica da Bacia do Paraná, aflorada nos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Mato Grosso do Sul e Goiás, constituída basicamente por folhelhos e argilitos cinza-escuros, folhelhos pirobetuminosos, arenitos, margas e calcários associados (SEDOR; SILVA, 2004). As reservas são de aproximadamente 700 milhões de barris de petróleo, 9 milhões de toneladas de gás liquefeito (GLP), 25 bilhões de metros cúbicos de gás de xisto e 18 milhões de toneladas de enxofre (PETROBRAS, 2005).

A Petrobras iniciou as primeiras ações efetivas para avaliar as potencialidades do xisto e a viabilidade econômica por volta de 1950. Obtendo sucesso nesta investida, em 1991 entrou em operação uma unidade industrial com a produção de óleo combustível, gás liquefeito, gás combustível, nafta e enxofre (PETROBRAS, 2005).

Os problemas relacionados ao meio ambiente estão ligados, de maneira geral, as diversas fases de exploração do minério, como a lavra da mina, ao uso de explosivos no desmonte da rocha, ao transporte e beneficiamento do minério e ao processo industrial.

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma metodologia de gestão ambiental normatizada pela ISO 14040– Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework (ISO, 2006a) e ISO 14044 – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines (ISO, 2006b) que vem sendo utilizada para avaliação ambiental de processos industriais nos últimos anos (KOSKELA et al., 2007; GAVRILOVA et al., 2010; SIIRDE et al., 2013; MANGMEECHAI et al., 2014).

O mapeamento do processo e a identificação dos aspectos ambientais é uma das etapas inseridas nos estudos de ACV. Segundo a ISO (2006a), o aspecto ambiental pode ser definido como elemento das atividades, produtos ou serviços de uma organização que pode interagir com o meio ambiente, e impacto ambiental como qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, das atividades, produtos ou serviços de uma organização. Em outras palavras, aspecto ambiental é a causa e impacto ambiental é o efeito.

3. Metodologia

Para elaboração deste trabalho foram consultados livros, artigos científicos e relatórios técnicos que forneceram subsídios para o estudo do ciclo de vida do xisto brasileiro, além da consulta de especialista da área. Inicialmente procurou-se criar uma representação geral do processo produtivo, seguido pela identificação qualitativa dos principais aspectos ambientais diretos, visando suporte futuro à aplicação de ACV. O levantamento qualitativo de todas as etapas deste processo faz parte do escopo de uma tese de doutorado que está sendo desenvolvida. De posse destes dados, foi efetuada uma discussão dos possíveis impactos ambientais negativos.

Este estudo abrange os principais processos e atividades da Unidade de Industrialização do Xisto (SIX) da Petrobras, localizada na cidade de São Mateus do Sul (PR), região que se encontra a maior reserva brasileira de xisto, a Formação Irati.

4. Ciclo de vida do xisto do berço-ao-portão

Para a avaliação ambiental foi desenvolvido um modelo simplificado do ciclo de vida do berço-ao-portão (cradle-to-gate), o qual apenas os processos presentes na mineração e na unidade industrial são considerados para identificação dos aspectos. Na Figura 1 é ilustrado o modelo do processamento do xisto compreendendo cinco grandes subsistemas – mineração e transporte do minério, britagem e separação dos sólidos, retortagem, tratamento dos gases e tratamento do óleo. Nesta análise quantitativa foram excluídos bens de capital, infraestruturas em geral, eventuais acidentes e recursos humanos.

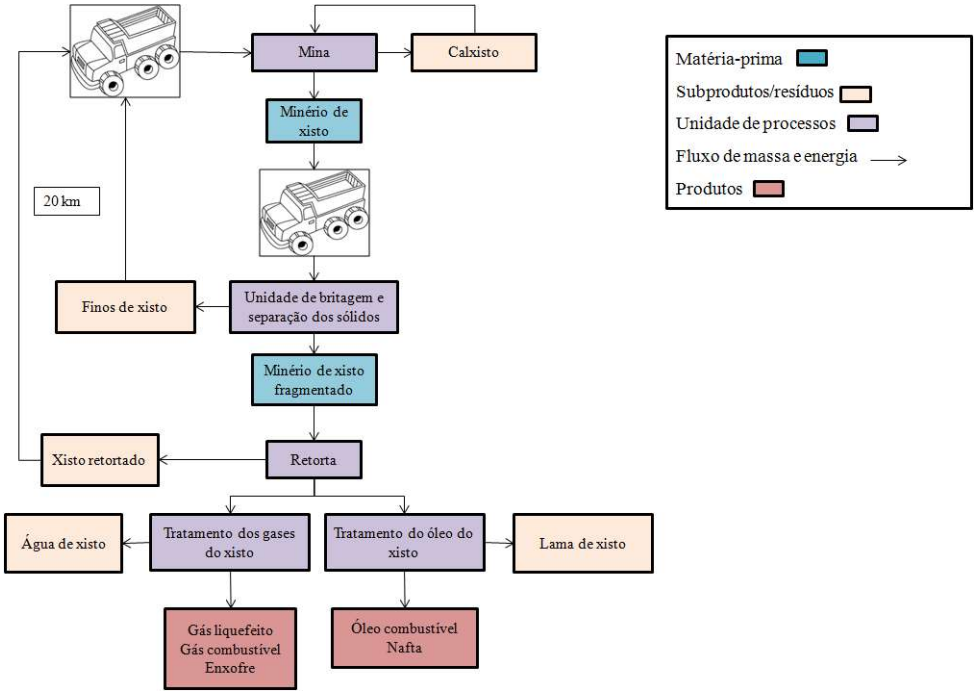
Uma breve descrição da rota tecnológica seguindo o modelo mostrado na Figura 1 é apresentada a seguir para permitir e facilitar a identificação e a análise dos principais aspectos ambientais de entrada e saída.

4.1 Mineração e Transporte do Minério

A jazida encontrada em São Mateus do Sul (PR) é composta por duas camadas distintas de xisto, separadas por uma camada de rocha estéril em óleo (calxisto), e por uma cobertura de solo vegetal. O processo de beneficiamento do

xisto inicia-se com a remoção da cobertura vegetal e com a detonação das camadas de rochas com explosivos. O minério é transportado por caminhões a uma distância de aproximadamente 20 km até a unidade de tratamento, local em que o xisto é fragmentado e preparado para a retorta dentro de uma faixa granulométrica específica (PETROBRAS, 2005; SANTOS, 2009).

Figura 21: Modelo do processamento xisto



4.2 Britagem e Separação dos Sólidos

Na etapa do tratamento do minério, o xisto é submetido aos processos de britagem, moagem e operações de separação de sólidos com o objetivo de produzir partículas com granulometria compreendida na faixa entre 11 mm e 85 mm para alimentar adequadamente a retorta, equipamento em que ocorre o processo de pirólise para extração do óleo e do gás contido no xisto. As partículas de xisto com granulometria menor que 11 mm são descartadas e, posteriormente, transportadas por caminhões para as cavas da mina para recompor a topografia ou para projetos alternativos (PETROBRAS, 2005; SANTOS, 2009).

4.3 Processo de Retortagem

As partículas de xisto são pirolisadas a uma temperatura de, aproximadamente, 500ºC para produzir basicamente óleo (fase vapor), gás e vapor de água no topo do reator e xisto retortado (resíduo sólido) na base. A corrente do topo é direcionada para os ciclones e para o precipitador eletrostático, onde são coletados o óleo pesado e as partículas sólidas arrastadas. Parte do gás isento de partículas retorna (reciclo) para a retorta e a outra é destinada para o processo de recuperação da água e do óleo. O óleo e o vapor de água são recuperados em condensadores e depois conduzidos para o vaso separador gravitacional, onde ocorre a separação por diferença de densidade. A água obtida, conhecida como água de retortagem ou água de xisto, possui compostos químicos que conferem acidez, como fenóis, amônia e sulfetos. O gás segue para a unidade de tratamento de gases (MESQUITA, 1978; PETROBRAS, 2005).

O xisto retortado é removido por um sistema de selagem hidráulica na base do reator e encaminhado para armazenamento em pilhas a céu aberto para resfriamento. Assim que resfriado é transportado por caminhões às cavas da mina para recuperar o terreno e recompor a topografia após a operação de mineração (PETROBRAS, 2005).

O material (óleo e pó de xisto) coletado no ciclone e no precipitador eletrostático são separados por meio do uso de centrífugas e filtros prensa. Após este processo, o óleo é enviado para uma unidade de tratamento (PETROBRAS, 2005).

4.4 Unidade de Tratamento dos Gases Combustíveis

O gás produzido no reator de pirólise é encaminhado para a unidade de tratamento para remoção do sulfeto de hidrogênio (tratamento DEA) até alcançar valores padronizados pela legislação para a sua comercialização em relação ao teor de enxofre e a corrosividade. O gás livre de substâncias ácidas é dirigido para as unidades de desbutanização, no qual ocorre a separação do gás liquefeito do gás combustível.

4.5 Unidade de Tratamento do Óleo Combustível

O óleo separado no filtro prensa, centrífuga e no vaso separador gravitacional é enviado para a unidade de fracionamento para separação da nafta, produto valioso para as refinarias. Já o óleo é comercializado como combustível (PETROBRAS, 2005).

5. Resultados e discussão

5.1 Análise dos Aspectos Ambientais do Processamento do Xisto

No Quadro 1 são apresentados os resultados do levantamento qualitativo dos principais aspectos ambientais diretos relacionados ao processamento do xisto. Observa-se que os aspectos envolvem uma gama muito ampla que vai desde emissões atmosféricas a lixiviação de substâncias.

As atividades de transporte por meio de caminhões do minério de xisto da mina até a unidade industrial e o transporte do xisto retortado e finos de xisto para as cavas contribuem para o consumo de óleo diesel e, consequentemente, para emissão de gases de combustão (CO_2, NO_x, SO_2 e MPs) que causam impactos negativos tanto locais quanto globais. Esses poluentes também são emitidos nas operações de lavra e na detonação das rochas por meio de explosivos.

No que tange ao subsistema de britagem e separação de sólidos, há geração de finos de xisto (resíduo sólido com diâmetro menor que 11 mm), além da emissão de materiais particulados para atmosfera. Os finos de xisto são armazenados em pilhas a céu aberto antes de serem destinados a projetos alternativos ou para recomposição da área minerada. Esta exposição permite que materiais particulados sejam dispersos para atmosfera pela ação do vento e substâncias orgânicas e inorgânicas sejam lixiviadas para o solo.

Em relação ao subsistema da retorta, o xisto retortado sai do reator com uma parcela ponderável de carbono e enxofre na sua estrutura, numa temperatura acima da ambiente. Este material é armazenado temporariamente a céu aberto para resfriamento, antes de ser transportado às cavas da mina. Neste período de exposição ao ar, compostos orgânicos voláteis (COVs) são emitidos para atmosfera.

O gás de reciclo da retorta perde pressão e temperatura à medida que exerce sua função ao longo do circuito de pirólise do xisto. Essas demandas de aumento de pressão e de temperatura são atendidas pelo compressor de reciclo, acionado por energia elétrica, e pelo aquecedor de gás, abastecido pela queima combinada de óleo ou gás combustível. O consumo de energia nessas operações provoca a emissão de gases poluentes de efeito global (CO_2) e local (NO_x, MPs e SO_2).

Por fim, no subsistema de tratamento de óleo e gás, ocorre as emissões de gases poluentes procedentes dos processos de combustão e as emissões fugitivas de compostos sulfurados do processo de dessulfurização (DEA).

Com base nas informações descritas acima e no Quadro 1, é possível verificar que há emissões de poluentes atmosféricos em todos os subsistemas analisados devido aos processos de combustão dos combustíveis fósseis e as emissões de COVs na unidades. Há um grande potencial para reduzir as emissões desses gases por meio do uso dos resíduos (finos de xisto, xisto retortado e água de xisto) em outras áreas, desta forma, emissões poderão ser evitadas; além de reduzir o acúmulo de material armazenado a céu aberto que provoca a emissão de COVs. Isso também diminuiria o transporte dos resíduos sólidos para mina e, desta forma, haveria uma redução no consumo de óleo diesel na unidade.

Quadro 1: Análise dos aspectos ambientais diretos

Subsistema	Processo/atividade	Aspecto Ambiental
Mineração e transporte do minério	Detonação da mina	Emissão de MPs e gases de combustão
		Emissão de ruído
	Escavação/lavra da mina	Consumo de óleo diesel
		Emissão de gases de combustão
		Vazamento de óleo diesel e graxa
	Transporte do minério	Consumo de óleo diesel
		Emissão de gases de combustão
Britagem e separação de sólidos	Britagem, moagem e processos de classificação de sólidos, correias transportadoras	Consumo de energia elétrica
		Emissão de materiais particulados
		Geração de resíduo sólido - xisto fino
	Armazenado de xisto fino a céu aberto	Emissão de materiais particulados
		Lixiviação de substâncias
Retorta	Reator de pirólise	Geração de resíduo sólido - xisto retortado
	Caldeira	Consumo de óleo ou gás combustível
		Emissão de gases de combustão
	Condensadores e vasos separador	Geração de efluentes (água de xisto)
	Centrífuga e filtro prensa	Geração de lama/torta de xisto
	Compressores e equipamentos elétricos	Consumo de energia elétrica
	Armazenado de xisto retortado a céu aberto	Emissão de COVs e material particulado
		Lixiviação de substâncias
Tratamento do óleo	Caldeira	Consumo de óleo ou gás combustível
		Emissão de gases de combustão
	Coluna de destilação - separação da nafta do óleo combustível	Emissões de COVs
		Consumo de água de resfriamento
Tratamento dos gases	Unidade de dessulfurização do gás combustível e recuperação do enxofre	Consumo de energia elétrica
		Emissões de COVs, compostos sufurados

Existem vários estudos a respeito da utilização dos resíduos sólidos (xisto retortado e finos de xisto) na indústria cerâmica (MELNICK *et al*., 2010), como combustível (PETROBRAS, 2005), entre outros. Algumas ações já estão sendo realizadas pela Petrobrás, por exemplo, a água de xisto está sendo utilizada como matéria prima para elaboração de fertilizantes foliares e o calxisto como corretivo de acidez do solo em substituição aos insumos tradicionais - fertilizantes e calcário dolomítico, respectivamente. Assim, as emissões procedentes da produção desses insumos agrícolas são evitadas e, consequentemente, contribuem indiretamente para a redução dos impactos ambientais negativos associados a processamento do xisto.

6. Considerações finais

O estudo dos aspectos ambientais relacionados ao processamento do xisto é de extrema importância para a promoção de gestão e de alternativas tecnológicas que reduzam os impactos ambientais negativos. Neste trabalho utilizou-se para o levantamento dos aspectos ambientais, fluxogramas que estruturaram e subdividiram as principais etapas do processo e, por conseguinte, facilitaram a identificação e associação dos aspectos aos processos analisados.

Embora não tenha sido realizado o estudo de ACV, que envolveria uma análise quantitativa e a avaliação dos potenciais impactos ambientais, os resultados obtidos pela analise qualitativa fornecem subsídios preliminares para direcionar as ações aos principais aspectos ambientais levantados. Ressalta-se a contribuição de todos os subsistemas analisados para a emissões de poluentes atmosféricos tanto de efeito local (COVs, NOx, MPs e SO_2) quanto de efeito global (CO_2). A utilização dos resíduos gerados no processo como fertilizantes e corretivos de acidez do solo em substituição aos insumos agrícolas tradicionais, promove benefícios ambientais indiretos, pois reduz os impactos negativos associados com a sua produção.

7. Referências Bibliográficas

ALLEN, D. T; SHONNARD, D. (2002). Environmental Law and Regulations: From End-of-Pipe to Pollution Prevention. *Green engineering: environmentally conscious design of chemical processes*, Upper Saddle River: Prentice Hall PTR, pp. 63-80.

DOUMER, M. E. et al. (2011) Atividade microbiana e enzimática em solo após a aplicação de xisto retortado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, V. 46, pp. 1538-1546.

DYNI, J. R. (2003) Geology and resources of some world oil-shale deposits. *Oil Shale*, 2003, V. 20, N.3, 193–252.

GAVRILOVA, O.; VILU, R.; VALLNER, L. (2010) Life cycle environmental impact assessment of oil shale produced and consumed in Estonia. *Resources, Conservation and Recycling*, V. 55, pp. 232-245.

ISO 14040. International Organization for Standardization 14040:2006 (2006a) *Gestão Ambiental. Avaliação do ciclo de vida – Princípios e enquadramento*. Norma Portuguesa.

ISO 14044. International Organization for Standardization 14044:2006 (2006b) *Gestão Ambiental. Avaliação do ciclo de vida – Princípios e enquadramento*. Norma Portuguesa.

KOSKELA, S. et. al. (2007) Estonian electricity supply scenarios for 2020 and their environmental performance. *Energy Policy,* V. 35, Ed. 7, pp. 3571–3582.

MANGMEECHAI, A. et. al. (2014) Life cycle consumptive water use for oil shale development and implications for water supply in the Colorado River Basin. *The Int. J. of Life Cycle Assessment*, V. 19, pp. 677–687.

MELNICK, V.; PIANARO, S. A.; CAVA, S.; TEBCHERANI, S. M. (2010) Application of oil shale mining by-products as raw materials in the determination of the vitrification curve of red porcelain stoneware tiles by dilatometric method. *Applied Clay Science,* V. 50, pp. 311–314.

MESQUITA, H. C. (1978) Xisto Betuminoso. *Rev. de Administração Pública,* V. 12, N.4, pp. 97-119.

NICOLINI, J. et. al. (2014) Evaluation of PAH contamination in soil treated with solid by-products from shale pyrolysis. *Environmental Monitoring and Assessment,* V. 187**,** Ed. 374, pp. 187:4123.

PETROBRAS (2005) *Mineração e processamento do xisto. Série de formação de operadores de produção e refino de petróleo e gás*. Rio de Janeiro: Petrobras.

SANTOS, A. L. et al. (2005) Caracterização Tecnológica de Rejeitos Industriais de Xisto para Fabricação de Grês Vermelho. *Cerâmica Industrial,* V.10, N.1, pp. 41-45.

SEDOR F. A.; SILVA, R. C. (2004) Primeiro registro de pegadas de Mesosauridae (Amniota, Sauropsida) na Formação Irati (permiano superior da bacia do Paraná) do estado de Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Paleontologia*, V.7, N.2, pp. 269-274.

SIIRDE, A. et. al. (2013) Analysis of greenhouse gas emissions from estonian oil shale based energy production processes. *Oil Shale,* V. 30, N. 2, pp. 268–282.

Avaliação do Ciclo de Vida da madeira de eucalipto para produção de energia no Brasil

Leticia De Santi Barrantes[1], Marilia Ieda Da Silveira Folegatti-Matsuura[2], José Mauro Magalhães Ávila Paz Moreira[3], Cássia Maria Lie Ugaya[4]

[1]Universidade Tecnológica Federal do Paraná, leticia.desantib@gmail.com
[2]Embrapa Meio Ambiente
[3]Embrapa Florestas
[4]Universidade Tecnológica Federal do Paraná, bolsista Produtividade CNPq

Resumo. *Diversas são as vantagens do uso da biomassa florestal para a geração de energia. O Brasil apresenta condições edafoclimáticas que permitem o alcance de altas produtividades dos plantios florestais e, em função disso, o uso da madeira como biomassa apresenta significativa participação no balanço energético nacional. Para avaliar o desempenho ambiental desta atividade no Brasil por meio da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), dados de inventário são requeridos, os quais não estão disponíveis nas bases de dados de inventários e nem na literatura. Estudos revelam que muitas são as variáveis que influenciam os resultados de impacto dos manejos florestais, como o clima local, a espécie cultivada, o uso pretendido da madeira e as operações abrangidas, o que indica que a regionalização dos dados é importante. Assim, uma Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) foi desenvolvida para 1 m³ de madeira, a partir de dados primários relativos a um polo concentrador da atividade no Brasil, usando o método CML. Os resultados foram analisados a fim de se propor melhorias no seu desempenho ambiental. A AICV mostrou que as operações de corte e extração da madeira, as quais compõem a etapa de colheita, juntamente com o carregamento, são as mais contribuintes para os impactos, em especial a extração. Em função disso, a simulação dos impactos da extração com "forwarder", ao invés de trator agrícola, mostrou menor geração de impactos em todas as categorias analisadas, caracterizando assim um ponto de possível melhoria para o desempenho do sistema. Além disso, o conjunto de dados do corte com motosserra que abrange o consumo de óleo de soja foi adaptado através da substituição deste insumo para óleo lubrificante mineral, consumo pelo equipamento no local. Esta mudança acarretou em diversas alterações nas contribuições aos impactos desta operação, confirmando que a adaptação de conjuntos de dados é uma tarefa importante para a regionalização de estudos, o que os torna mais próximos da realidade. Concluiu-se, assim, que o sistema de manejo florestal da região tem como ponto crítico a etapa de colheita e que a ACV deve ser utilizada como uma ferramenta iterativa, na busca de resultados próximos da realidade.*

Palavras-chave. *Avaliação do Ciclo de Vida, Inventário do Ciclo de Vida, eucalipto, lenha, energia*

Introdução

Diversas são as vantagens do uso da biomassa para a geração de energia como, por exemplo, o curto período de renovação dos seus hidratos de carbono com relação à renovação dos hidrocarbonetos fósseis e o aproveitamento indireto da energia solar. Dentre os tipos de biomassa utilizados com este fim, está a biomassa de origem florestal, que apresenta significativa importância no contexto nacional, já que ocupa a posição de terceira maior fonte de energia renovável no Brasil, de acordo com o balanço energético nacional de 2015 (BRASIL, 2015), e no contexto internacional, onde abrange 6,5% da produção de madeira para energia em todo o mundo, segundo dados estatísticos da FAO (FAOSTAT, 2013).

Isso se deve às condições favoráveis existentes no país, que permitem o alcance de produtividades cerca de dez vezes maiores do que países temperados (WFI, 2008; VALVERDE et al., 2004). Neste sentido, a avaliação do desempenho ambiental da produção florestal para energia mostra-se importante, em especial a partir da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), que permite a identificação de pontos críticos e a proposição de melhorias ao longo de toda a cadeia produtiva.

Estudos de ACV de florestas na literatura revelam que o desempenho da produção florestal pode variar significativamente em função das variáveis: material genético dos indivíduos, condições ambientais do local, práticas de manejo envolvidas (que variam com o uso pretendido) e condições socioeconômicas da região.

Assim, é importante que os conjuntos de dados utilizados sejam representativos de um local para que os resultados estejam próximos da realidade.

Para análise da atividade no Brasil, tais conjuntos de dados não são encontrados na literatura ou nas bases de dados de ICV, tais como ELCD, US LCI e Spine. A base de dados suíça, ecoinvent, bastante reconhecida e utilizada internacionalmente, contém conjuntos de dados de produção florestal abrangendo a produção de madeira para energia, contudo não são relativos ao Brasil. O conjunto de dados que esta base de dados contempla para florestas no Brasil refere-se à *Araucária angustifólia*, que representa menos de 10% da silvicultura nacional, de acordo com os dados da ABRAF (2013) e IBA (2014). Esses relatórios revelam que mais de 70% da silvicultura no Brasil é feita com espécies de Eucalipto, mais de 20% com Pinus e apenas o restante abrange, juntamente com outras espécies, o Pinheiro do Paraná.

Assim, buscou-se no presente trabalho avaliar a atividade florestal de maneira regionalizada e, para tanto, a criação de um conjunto de dados representativo foi necessária, o qual teve como foco a região de Itapeva (SP), que representa um dos três polos de concentração da atividade de florestas plantadas para energia no Brasil. Buscou-se, ainda, a proposição de melhorias para o sistema a partir dos resultados de impacto encontrados.

Metodologia

Considerando as três regiões concentradoras da produção de madeira para energia no Brasil - i) região central de Minas Gerais; ii) região entre o sul de São Paulo (SP) e o norte do Paraná (PR) e iii) Rio Grande do Sul (BUSCHINELLI, 2014) - o polo entre SP e PR foi selecionado para realização do presente estudo. Para tanto, a região de Itapeva foi foco da coleta de dados. Entrevistas foram realizadas com nove produtores da região. A partir das informações coletadas, um sistema de produção modal, conforme definido por Moreira et al. (2015), foi delineado para representar o manejo florestal da região. Este modal se caracteriza por uma região de produtividade alta (IMA de 50 m³/ha ano no primeiro corte), com elevado nível de uso de fertilizantes, mas com um sistema de colheita semi-mecanizado, de eficiência operacional menor do que os sistemas mecanizados. A distância de transporte da madeira para os clientes está dentro de uma distância considerada economicamente viável para a produção florestal. Vale lembrar que os outros polos serão analisados em estudos futuros.

O conjunto de dados do ciclo de vida foi então construído com base nas informações validadas e representativas da produção de madeira para energia no polo de Itapeva (SP). Para tanto, os dados coletados em função da produção de 1 metro estéril ou de 1 hectare de plantação foram convertidos e as escolhas metodológicas a seguir foram levadas em conta.

- Unidade de análise: 1 m³ de madeira (com 25 % de umidade após secagem ao ar livre);
- Modelos de emissão: Nemecek e Schnetzer (2012) para as emissões resultantes da aplicação de fertilizantes, pesticidas e metais pesados e Levová e Pfister (s/d) para as emissões de água;
- Absorção de CO2 na biomassa: contabilizados por estequiometria;
- Cobertura temporal/geográfica: 2014 a 2016/Região de Itapeva (SP);
- Sistema de produto: abrange a produção da madeira de eucalipto, desde a etapa da produção de mudas em viveiros até a madeira seca (ao ar livre) carregada nos veículos rodoviários.

As fronteiras consideradas no sistema podem ser observadas na Figura 1. É abrangido no estudo o manejo de um ciclo completo das plantações de eucalipto na região de Itapeva, o qual tem duração total de 14 anos, sendo composto por duas rotações (cortes) aos 7 e 14 anos, caracterizado por 6 etapas:

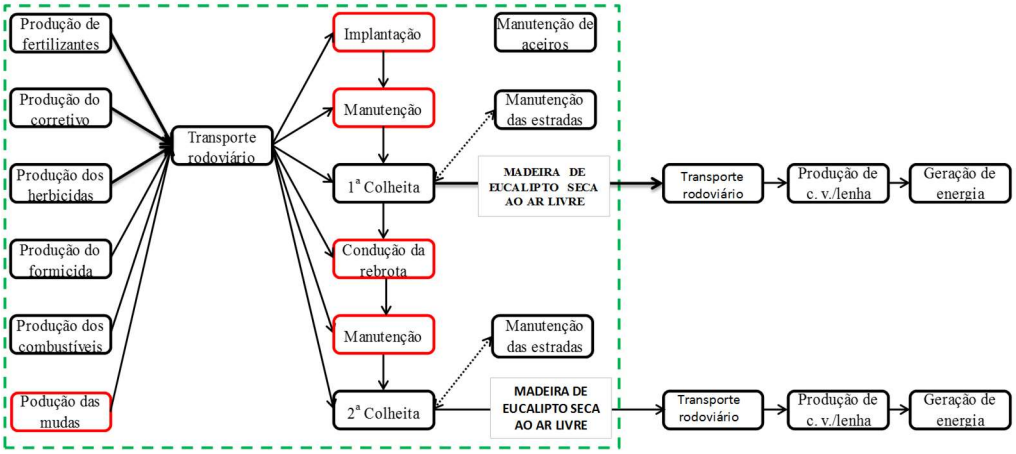
- Implantação: abrange operações de adubação, preparo do solo manual juntamente com a abertura das covas, plantio e dessecação durante o primeiro ano;
- Primeira manutenção: abrange o combate à formiga realizado em anos alternados, desde o ano 2 até o ano 6;
- Primeira colheita: no ano 7, quando os indivíduos já alcançaram diâmetro e alturas desejados iniciam-se as operações de colheita, com a realização de capinas manual e química, seguida pelo tombamento das árvores propriamente dito, que é feito com motosserra. Nesta etapa é também realizada a extração da madeira e o carregamento do veículo de transporte, feitas com trator 4 x 4 acoplado a uma carreta auto carregável e um carregador florestal, respectivamente;

- Condução da rebrota: após a primeira colheita, os tocos de eucalipto rebrotam, dois a três brotos são selecionados e as operações de adubação e dessecação são realizadas novamente, a fim de que o povoamento se reestabeleça;
- Segunda manutenção: abrange a mesma operação e frequência de combate à formiga realizada na primeira manutenção;
- Segunda colheita: abrange as mesmas operações e equipamentos utilizados na primeira colheita, mas com uma queda de produtividade esperada em torno de 20% em relação à primeira colheita.

A implantação da infraestrutura não foi considerada, já que a atividade está muito bem estabelecida na região há mais de 20 anos e, dessa forma, as estradas florestais e os aceiros recebem apenas manutenção:

- Manutenção de estradas florestais: é feita no ano da colheita, para facilitar o escoamento do produto e movimentação dos funcionários, assim, foram considerados dois eventos desta atividade no ciclo produtivo. São utilizados para tanto moto niveladora e retroescavadeira, a fim de nivelar o terreno e adicionar brita sobre as estradas;
- Manutenção de aceiros: é feita anualmente com o objetivo de manter a segurança dos talhões, reduzindo os riscos de incêndio, logo foram considerados 14 eventos. Os mesmos equipamentos da manutenção de estradas são utilizados para os aceiros, para nivelamento do terreno.
-

Figura 1: Fronteiras do sistema de produto consideradas no presente estudo.



*Quadrado pontilhado em verde = fronteiras do sistema; **Caixas em vermelho = dados primários coletados em campo; ***c.v.= Carvão vegetal; ****Flecha pontilhada = atividade paralela e não subsequente.

A produção e transporte dos insumos e matérias-primas são também abrangidos nas fronteiras do sistema (Figura 1). Utilizou-se para essas etapas do ciclo de vida a base de dados ecoinvent versão 3.2, que acarretou no uso de dados secundários globais. As caixas em vermelho sinalizam dados que foram utilizados de forma totalmente regionalizada, ou seja, gerados a partir de dados primários. A flecha pontilhada indica que a manutenção de estradas ocorre em paralelo à atividade de colheita. Já a atividade de manutenção de aceiros não está ligada a nenhuma outra atividade, pois ocorre de forma independente, anualmente.

Como citado anteriormente, a fronteira do sistema termina com o carregamento dos veículos de transporte que posteriormente entregam o produto para empresas cerâmicas, cimenteiras, de secagem de grãos e siderúrgicas, onde a lenha é transformada em carvão vegetal para geração de vapor nas caldeiras ou é queimada em forma de lenha para geração de calor.

A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) deste conjunto de dados foi realizada a partir do método mais utilizado nos estudos semelhantes da literatura: CML, com o conjunto de normalização World 2000.

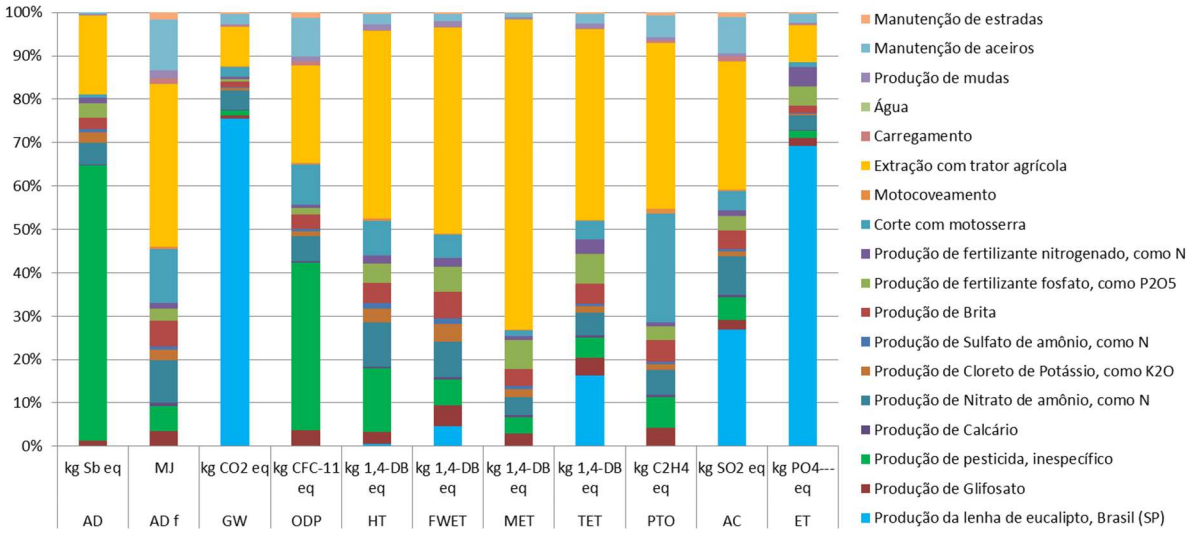
Resultados

Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

O conjunto de dados primários e representativos da silvicultura de eucalipto praticada no polo de produção localizado em Itapeva (SP) foi utilizado para a realização da AICV. Os primeiros resultados foram obtidos a partir dos conjuntos de dados das operações mecanizadas originais disponíveis na base de dados e revelaram que a etapa florestal da produção da lenha de eucalipto no local estudado tem contribuição significativa aos impactos de Aquecimento global, Oxidação fotoquímica, Eutrofização, Acidificação e Ecotoxicidade terrestre.

Especificamente para o impacto de Aquecimento global e de Oxidação Fotoquímica, a principal causa deste resultado é o óleo de soja envolvido na etapa de corte com motosserra. Em função disso, o conjunto de dados original relativo a esta operação foi adaptado através da substituição do óleo de soja por óleo lubrificante mineral, que está adequado à realidade do local. Os resultados obtidos após a regionalização podem ser observados na Figura 2.

Figura 2: Resultado da AICV pelo método CML v. 3.02, para 1 m³ de madeira de eucalipto produzida no polo de produção de Itapeva (SP).



*AD = Depleção abiótica; ADf = Depleção abiótica fóssil; GW = Aquecimento global; ODP = Depleção da camada de ozônio; HT = Toxicidade humana; FWET = Ecotoxicidade de água fresca; MET = Ecotoxicidade de água marinha; TET = Ecotoxicidade terrestre; PTO = Oxidação fotoquímica; AC = Acidificação; EU = Eutrofização.

Os resultados obtidos (Figura 2) revelam que a etapa florestal da produção da lenha de eucalipto no local tem contribuição de 64,5% ao potencial de Aquecimento global, 15,8% a Ecotoxicidade Terrestre, 22,7% a Acidificação e 63,2% a Eutrofização. Quanto ao impacto de Aquecimento global, as principais causas desta contribuição são:

- Decorrentes do uso do transporte, trator e trailer agrícola correspondente à extração da madeira, principalmente em função do aço contido no maquinário;
- À partir do fertilizante nitrogenado de Nitrato de Amônio adicionado no plantio devido ao consumo de ácido nítrico em sua produção;
- Resultado do corte com motosserra, principalmente em função do consumo de gasolina.

O potencial de Eutrofização apresenta um comportamento semelhante, já que a etapa mais contribuinte é o Transporte, trator e trailer agrícola, devido o consumo de alumínio no maquinário, além da produção dos fertilizantes nitrogenado e fosfatado. É importante ressaltar que o sistema aporta três tipos de fertilizantes

nitrogenados, sendo um proveniente da fonte Nitrato de amônio, outro de Sulfato de amônio e um terceiro de Monoamônio Fosfato (MAP). Como o MAP não se encontra disponível na base de dados, um conjunto de dados relativo à fertilizante nitrogenado sem fonte especificada foi utilizado. O mesmo ocorreu com o fertilizante fosfatado Superfosfato Simples.

Os resultados evidenciam que o processo de Transporte, trator e trailer agrícola apresenta influência maior que 30% em 7 de 11 categorias de impacto. Como já mencionado, este processo reflete a operação de extração da madeira, que juntamente com o corte e o carregamento compõe a etapa de colheita dentro do manejo florestal. Quando somadas as contribuições referentes à extração e corte, obtém-se que mais de 50% das categorias de ADf, HT, FWET, MET e PTO são causadas por essas operações. As principais razões são: o consumo de diesel para ADf; o consumo de aço e alumínio envolvido no trator para HT, FWET, MET e PTO. TET e AC também mostram contribuições significativas, com 47,5% e 36,4%, respectivamente. Neste caso, as altas contribuições são principalmente influenciadas pelo alumínio contido no trator.

Este resultado está em concordância com o estudo de González-García et al. (2009), no qual os autores observaram que as operações de extração e colheita são as maiores responsáveis por três, de quatro categorias de impacto analisadas na produção de eucalipto na Espanha. Contudo, este sistema abrange a realização de tais operações com o uso de dois veículos pesados florestais, o *harvester* para o corte e o *forwarder* para a extração. Os mesmos apresentam porte e rendimento maior do que os utilizados no local de estudo, onde o corte é feito com motosserra e a extração com trator.

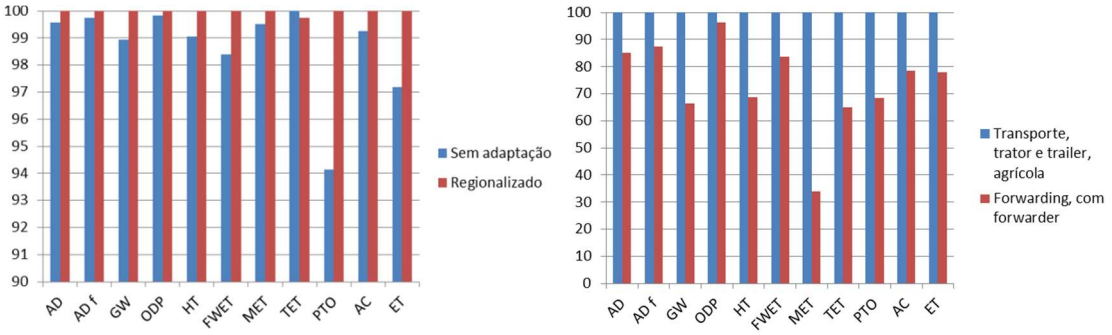
Quanto ao desempenho dos impactos de Depleção abiótica e de Depleção da camada de ozônio, é possível observar na Figura 2 que o formicida apresenta grande responsabilidade. Como relatado por Boaretto e Forti (1997), em plantios de Pinus e de Eucalipto, as formigas cortadeiras destacam-se como as principais pragas, sendo mais críticas durante as fases de pré-corte, em área de reforma ou condução, e a fase imediatamente após o plantio ou início da condução da rebrota. Assim, o manejo florestal da região estudada apresenta um alto consumo deste insumo ao longo dos 14 anos do ciclo total da floresta.

Contudo, o composto utilizado no Brasil para combate a formigas em plantios florestais não está disponível na base de dados, acarretando no uso de um conjunto de dados genéricos para pesticidas, o que pode influenciar o resultado do desempenho da atividade, já que este é um insumo bastante importante envolvido em manejos florestais.

Refinamento dos dados e sugestão de melhorias

Por ser uma ferramenta iterativa, a ACV permite que os resultados de um estudo possam ser retrabalhados buscando resultados mais próximos da realidade. A adaptação da quantidade e do tipo de óleo consumido no corte, já mencionada anteriormente, foi feita a partir dos dados primários da região de Itapeva e dos dados secundários de eficiência do óleo mineral e vegetal. Assim, além de comportamentos diferentes encontrados na contribuição aos impactos, é possível ver na Figura 3 a seguir que a regionalização deste fluxo causou redução à contribuição de quase todas as categorias, com exceção da TET, que aumentou.

Figura 3. À esquerda, mudança da contribuição aos impactos causada pela regionalização do processo de Corte com motosserra. À direita, mudança da contribuição causada pela substituição do trator por *forwarder* na operação de extração da madeira.



Já que a etapa de extração da madeira mostrou-se claramente como um ponto crítico do sistema, um cenário com *forwarder* foi simulado a fim de buscar melhorias para o sistema. A diferença de rendimento dos equipamentos foi levada em conta sendo de 40 metros estéreis por hora para o *forwarder* (UFV, 2016) e do trator florestal de 38 metros estéreis por hora. O resultado desta nova análise comparativa mostrou ganhos importantes para o desempenho ambiental do sistema, como pode ser observado na Figura 3, o cenário com o emprego do *forwarder* apresenta menor contribuição a todos os impactos com relação ao empego do trator florestal.

Dias e Arroja (2012) compararam três cenários de diferentes intensidades em Portugal, onde o menos intensivo e o intermediário utilizam motosserras e tratores na colheita, e o intensivo *harvesters* e *forwarders*. Os autores observaram que o intermediário apresenta contribuição 9% menor ao potencial de aquecimento global que o intensivo, e que o menos intensivo apresenta contribuição 55% menor que o mais intensivo. Este resultado não está em concordância com o encontrado no presente estudo já que o potencial de GWP é menor com a utilização do *forwarder* ao invés de trator, contudo, o trator apresenta porte semelhante ao *forwarder* e a operação de corte manteve-se com motosserra, o que pode estar influenciando os resultados. O potencial de PTO apresentou resultado semelhante à Dias e Arroja (2012), que observaram que ele reduz com a utilização de maquinário pesado, em função de a combustão ocorrer de forma completa.

Conclusão

Os resultados da avaliação dos impactos da produção de 1 m³ de lenha de eucalipto no Brasil revelaram que as etapas que compõe a colheita, mais especificamente o corte e a extração, são as mais ambientalmente impactantes do sistema. Isso pode ser atribuído ao manejo relativamente simples encontrado no local, que faz com que as operações de colheita que envolvem maquinários constituídos de aço e alumínio e que consomem combustíveis fósseis, se destaquem.

Simulando um cenário de extração com *forwarder* em substituição ao trator, tem-se ganho ambiental em todas as categorias de impacto, indicando assim um ponto de possível melhoria para o sistema. Contudo, este resultado contradiz o resultado encontrado para o potencial de aquecimento global de uma atividade semelhante na Espanha e por isso ele será mais bem analisado em estudos futuros. De antemão pode-se concluir que os diversos fatores envolvidos na atividade florestal influenciam fortemente os resultados e por isso a regionalização dos conjuntos de dados é importante.

A reavaliação dos impactos da etapa de corte a partir da adaptação do tipo de óleo consumido pelo motosserra também mostrou variações nas contribuições para quase todos os impactos, comprovando que é importante que os resultados de um estudo de ACV sejam retrabalhados em busca de desempenhos cada vez mais próximos da realidade. Além disso, a adaptação de um conjunto de dados já disponível é muito menos demandante de esforços, tempo e recursos do que as tarefas de coleta de dados e análise de inventário. Assim, ressalta-se que os praticantes da ACV utilizem a técnica como uma ferramenta iterativa, regionalizando cada vez mais seus resultados.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES, à Embrapa Meio Ambiente e à Embrapa Florestas pelo auxílio financeiro, à PRé Consultants pela licença do software, ao ecoinvent pela licença da base de dados, aos produtores e empresas florestais da região pelo fornecimento das informações e a Universidade Estadual Paulista "Júlio Mesquita Filho" (UNESP) – Campus de Itapeva pela cessão do local para realização das reuniões com os especialistas.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS – ABRAF (2013) Disponível em: <http://www.abraflor.org.br/estatisticas.asp>.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBA (2014). Disponível em: http://www.iba.org/shared/iba_2014_pt.pdf.

BOARETTO, M. A. C.; FORTI, L. C. (1997) Perspectivas no controle de formigas cortadeiras. Série técnica IPEF. V. 11, n. 30, pp. 31-46.

BUSCHINELLI, C. (2014) Projeto analisa desempenho socioambiental da produção de eucalipto. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2301345/projeto-analisa-desempenho-socioambiental-da-producao-de-eucalipto>.

DIAS, A. C.; ARROJA, L. (2012) Environmental impacts of eucalypt and maritime pine wood production in Portugal. Journal of Cleaner Production. V. 37, pp. 368-376.

GONZÁLEZ-GARCÍA, S; BERG, S.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. (2009) Evaluation of forest operations in Spanish eucalypt plantations under a life cycle assessment perspective. Scandinavian Journal of forest research. V. 24, pp. 160-172.

LÉVOVÁ, T.; PFISTER, S. Good practice for life cycle inventories – modelling of water use. Ecoinvent Centre.

MOREIRA, J. M. M. A. P.; MATSUURA, M. I. da S. F.; BARRANTES, L. de S.; SIMIONI, F. J.; BUSCHINELLI, C. C. de A. (2015) Análise de viabilidade econômica de um sistema de produção modal de eucalipto para lenha na região de Itapeva, SP. Embrapa Florestas: Colombo, 8p (Comunicado Técnico nº 365).

NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. (2012) Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Data v3. 0.

BRASIL. (2015) Balanço Energético Nacional. Disponível em: https://ben.epe.gov.br/BENSeriesCompletas.aspx.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO, Statistics Division – FAOSTAT (2013). Disponível em http://faostat3.fao.org/browse/F/FO/E.

WORLD FOREST INTITUTE – WFI (2008). US markets for Brazilian softwood moulding & plywood. Disponível em http://www.worldforestry.org/wp-content/uploads/2015/11/braziliansoftwood_m.camargo.pdf.

VALVERDE, S. R.; SOARES, N. S.; SILVA, M. L.; JACOVINE, L. A. G.; NEIVA, S. A. (2004) O comportamento do mercado da madeira de eucalipto no Brasil. Biomassa & Energia. V. 1, n. 4, pp. 393-403.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA – UFV (2016). Colheita florestal. Disponível em <ftp://www.ufv.br/Dea/Disciplinas/Haroldo/ENG337/Apostila_Colheita_Florestal.pdf>.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Avaliação de ciclo de vida da geração de eletricidade em Portugal incluindo variabilidade temporal

Rita Garcia[1], Pedro Marques[1], Fausto Freire[1]

[1] ADAI/LAETA, Departamento de Engenharia Mecânica – Universidade de Coimbra, Portugal, rita.garcia@dem.uc.pt; pedro.marques@dem.uc.pt; fausto.freire@dem.uc.pt

Resumo. *O* mix *de fontes de energia usadas para a geração de eletricidade varia significativamente ao longo do tempo, dependendo de vários fatores. Consequentemente, os impactes ambientais associados à geração de eletricidade variam também ao longo do tempo. O* mix *elétrico Português inclui uma percentagem elevada de energias renováveis (cerca de 50-64% em 2012-2014), em particular hídrica e eólica. As maiores contribuições de energia fóssil provêm do carvão (23-30%) e gás natural (11-24%). Devido à elevada utilização de fontes intermitentes (eólica) e à dependência da geração hidráulica de condições meteorológicas, há uma elevada variabilidade (horária, mensal e anual) no* mix *elétrico. Este artigo tem como objetivo avaliar a variabilidade temporal nos impactes ambientais de ciclo de vida associados à geração de eletricidade em Portugal e identificar os tipos de atividades que utilizam eletricidade para as quais é importante ter em conta a variabilidade temporal. Foi desenvolvido um modelo de ciclo de vida da geração de eletricidade em Portugal com resolução temporal horária. Avaliaram-se as emissões horárias de gases com efeito de estufa (GEE) dos anos 2012, 2013 e 2014, bem como as médias mensais e anuais. O* mix *elétrico Português apresentou menores emissões de GEE durante o Inverno e Primavera (maior disponibilidade hídrica) e emissões mais elevadas no Verão. As emissões médias mensais variaram entre 126 g CO_2 eq kWh^{-1} e 533 g CO_2 eq kWh^{-1}. As emissões associadas à geração de eletricidade nas horas de vazio foram, na maior parte do tempo, superiores àquelas nas horas de ponta (diferença anual acumulada até 22%), resultado da maior contribuição relativa de carvão no* mix *elétrico durante a noite. Para atividades que tipicamente consomem eletricidade num determinado período do dia ou do ano, a desagregação horária é fundamental para se otimizar o desempenho ambiental desses sistemas.*

Palavras-chave. *eólica; gases com efeito de estufa; hídrica; incerteza; renováveis.*

Introdução

O *mix* de fontes de energia usadas para a geração de eletricidade em muitos países varia significativamente ao longo do tempo, dependendo de fatores como a procura, condições atmosféricas, preços dos combustíveis e capacidade instalada (SOIMAKALLIO; KIVILUOMA; SAIKKU, 2011). Consequentemente, os impactes ambientais associados à geração de eletricidade assim como dos produtos que utilizam eletricidade variam também ao longo do tempo. O objetivo deste artigo é avaliar a variabilidade temporal nos impactes ambientais de ciclo de vida associados à geração de eletricidade em Portugal (com foco nas emissões de gases com efeito de estufa [GEE]) e identificar os tipos de atividades que utilizam eletricidade para as quais é importante uma maior resolução temporal no cálculo das emissões.

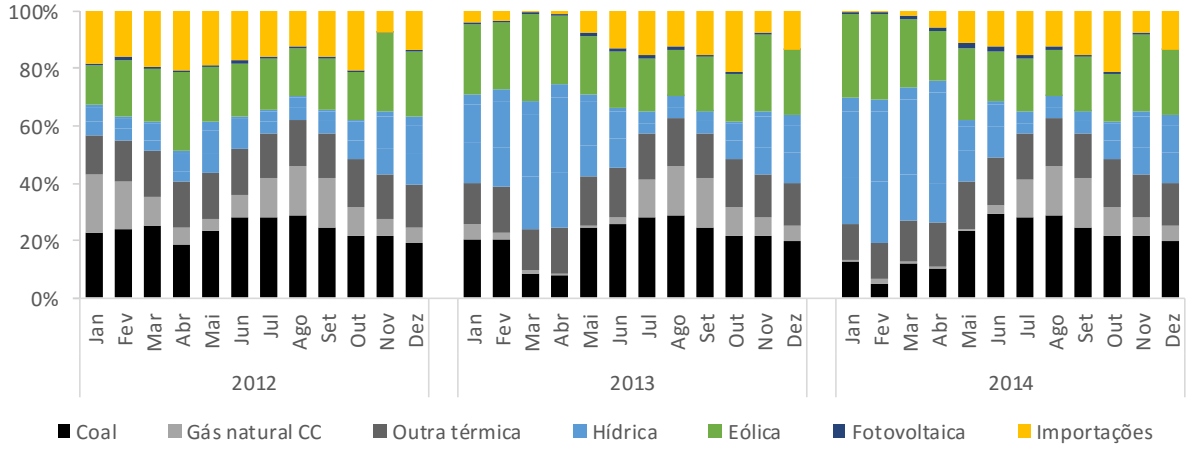
O sistema elétrico Português

O *mix* elétrico Português inclui uma percentagem elevada de energias renováveis (cerca de 50-64% em 2012-2014), em particular hídrica e eólica. As maiores contribuições de energia fóssil provêm do carvão (23-30%) e gás natural (11-24%). Devido à elevada utilização de fontes intermitentes (eólica) e à dependência da geração hidráulica de condições meteorológicas, há uma elevada variabilidade (horária, mensal e anual) no *mix* elétrico. A Figura 1 mostra a contribuição das diferentes fontes de energia para o *mix* elétrico mensal em Portugal entre 2012 e 2014. Os anos 2013 e 2014 apresentaram índices de produtibilidade hidroelétrica[9] (1.17 e 1.27,

[9] Quantifica o desvio do valor total de energia produzida por via hídrica num determinado período em relação à que se produziria se ocorresse um regime hidrológico médio.

respetivamente) e eólica[10] (1.18 e 1.11, respetivamente) mais elevados do que em 2012 (0.47 e 1.04, respetivamente), pelo que houve uma maior contribuição de energias renováveis durante o Inverno e a Primavera nesses anos. No 1º semestre do ano houve maior variabilidade no *mix* entre meses e anos, devido à variabilidade na geração hídrica. No 2º semestre do ano, as variações foram pouco significativas de ano para ano.

Figura 1: Contribuição das diferentes fontes de energia para o *mix* elétrico mensal em Portugal em 2012-2014.

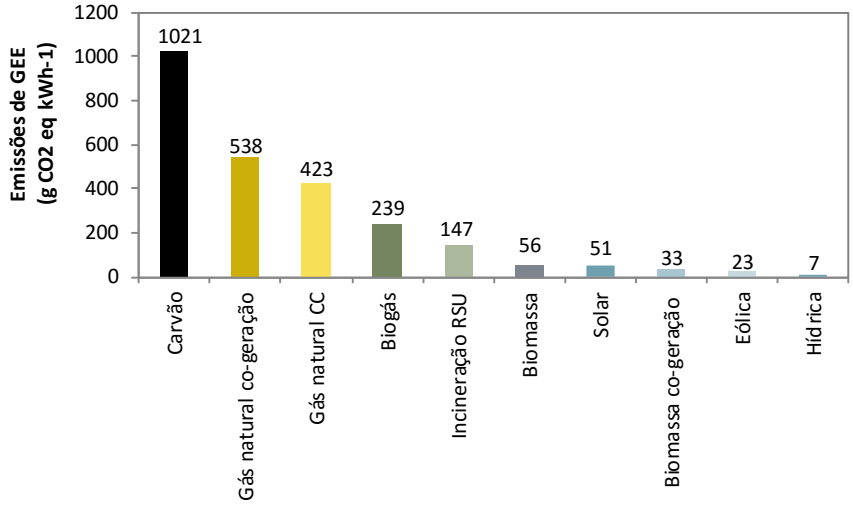


Materiais e métodos

Foi desenvolvido um modelo de ciclo de vida da geração de eletricidade em Portugal com resolução temporal horária baseado na metodologia de avaliação ciclo de vida (ACV). A unidade funcional adotada foi 1 kWh de eletricidade. Avaliaram-se as emissões horárias de GEE dos anos 2012, 2013 e 2014, bem como as médias mensais e anuais. O modelo de ciclo de vida inclui os sistemas de geração de eletricidade que compõem o sistema elétrico português numa perspetiva *cradle-to-grave* (i.e., todo o ciclo de vida), nomeadamente carvão, ciclo combinado a gás natural, cogeração a gás natural, hídrica, eólica, incineração de resíduos, biogás e fotovoltaica e teve em conta as seguintes fases do ciclo de vida: extração, processamento e transporte dos combustíveis, operação, construção e desmantelamento das centrais e gestão de resíduos. Foram utilizados os modelos e inventários de ciclo de vida para as tecnologias disponíveis em Portugal desenvolvidos por GARCIA; MARQUES; FREIRE (2014). A Figura 2 mostra as emissões de GEE para cada tecnologia. Dados horários de geração de eletricidade por tecnologia foram obtidos de REN (2015). As emissões de GEE por kWh de eletricidade do *mix* em Portugal foram calculadas tendo como base o método de cálculo apresentado em GARCIA; MARQUES; FREIRE (2014), adaptado às resoluções temporais em análise (anual, mensal e horário).

[10] Quantificar o desvio do valor total de energia produzida por via eólica num determinado período em relação à que se produziria se ocorresse um regime eólico médio.

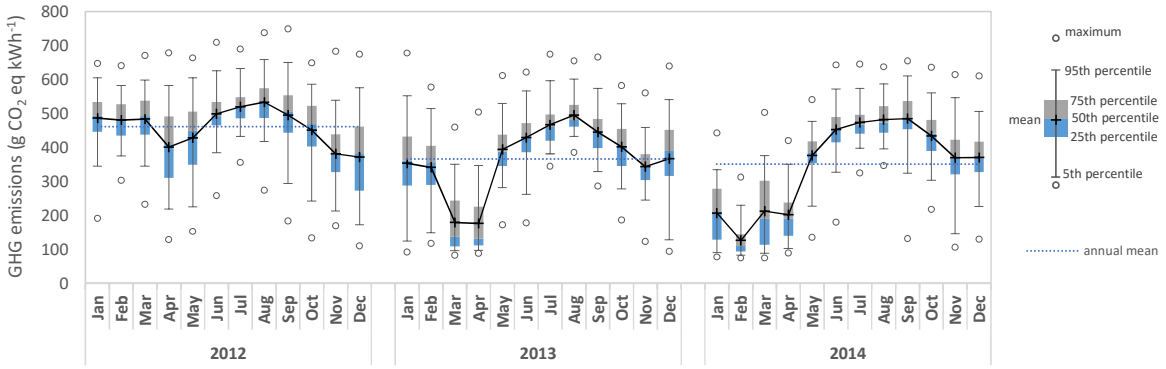
Figura 2: Emissões de CV de GEE por tecnologia. CC: ciclo combinado; RSU: resíduos sólidos urbanos.



Resultados e discussão

A variabilidade horária das emissões associadas à geração de eletricidade em Portugal em cada mês, entre janeiro de 2012 e dezembro de 2014, é apresentada na Figura 3. Em geral, verificou-se que durante o Inverno e a Primavera, quando existiu uma elevada disponibilidade hídrica e eólica (e.g., em 2013 e 2014 – Figura 1), as emissões de GEE foram mais baixas, enquanto que durante o Verão se verificaram as emissões mais elevadas. Foi observada uma maior variabilidade nas emissões entre meses e anos no primeiro semestre, resultado da elevada variabilidade na geração hídrica. No segundo semestre, as variações foram pequenas, uma vez que a contribuição das várias fontes energéticas se manteve aproximadamente constante. As emissões médias mensais variaram entre 126 g CO_2 eq kWh^{-1} (fevereiro de 2014) e 533 g CO_2 eq kWh^{-1} (agosto de 2012). Verificou-se ainda uma elevada variação nas emissões horárias em cada mês, com uma amplitude interquartis compreendida entre 51 g CO_2 eq kWh^{-1} (fevereiro de 2014) e 189 g CO_2 eq kWh^{-1} (dezembro de 2012). De janeiro a março de 2014 foi atingido o mínimo horário de 75 g CO_2 eq kWh^{-1}, o que sugere que poder-se-á ter atingido o limite inferior para as emissões de GEE do sistema. As emissões de GEE associadas à geração de eletricidade nas horas de vazio foram, na maior parte do tempo, superiores àquelas nas horas de ponta (diferença anual acumulada até 22%), resultado da maior contribuição relativa de carvão no *mix* elétrico durante a noite, quando a procura foi menor. Considerando o triénio em análise, as emissões médias foram 393 g CO_2 eq kWh^{-1} (mediana: 420 g CO_2 eq kWh^{-1}, percentil 5%: 116 g CO_2 eq kWh^{-1}; percentil 95%: 579 g CO_2 eq kWh^{-1}).

Figura 3: Variabilidade horária das emissões de ciclo de vida de GEE associadas à geração de eletricidade em Portugal em cada mês, em 2012-2014.



A Tabela 1 apresenta as emissões por estação do ano, entre 2012 e 2014, bem como a média anual. As emissões de GEE associadas ao consumo de eletricidade de uma atividade que ocorra maioritariamente durante o Verão (e.g., utilização de sistemas de ar condicionado para arrefecimento) tendem a variar pouco de ano para ano (menos de 10 %) quando comparadas com aquelas associadas a atividades que ocorram durante o Inverno e Primavera (e.g., arrefecimento) (variações até 63 %). No entanto, as emissões de GEE da eletricidade nos meses de Verão tendem a ser superiores à média anual (11-27 %), pelo que a utilização do *mix* anual para calcular os impactes associados ao consumo de eletricidade, a abordagem mais comum, subestima os impactes dessa atividade. Por outro lado, para uma atividade que ocorra no Inverno, as emissões de GEE associadas à eletricidade tendem a ser inferiores à média anual quando o índice de produtibilidade hidroelétrica é elevado (até -93 %), pelo que os impactes são sobrestimados se o *mix* anual for utilizado.

Tabela 1: Emissões de GEE de ciclo de vida do Sistema elétrico Português por estação do ano entre 2012 e 2014 comparada com a média anual.

		2012		2013		2014	
		Emissões de GEE ($g\ CO_2\ eq\ kWh^{-1}$)	Δ[a]	Emissões de GEE ($g\ CO_2\ eq\ kWh^{-1}$)	Δ[a]	Emissões de GEE ($g\ CO_2\ eq\ kWh^{-1}$)	Δ[a]
Estações	Inverno	484	*5 %*	291	*-26 %*	182	*-93 %*
	Primavera	443	*-4 %*	333	*-10 %*	344	*-2 %*
	Verão	516	*11 %*	469	*22 %*	480	*27 %*
	Outono	401	*-15 %*	371	*1 %*	392	*10 %*
	Anual	461	-	367	-	351	-

[a] Diferença relativa à média anual.

Conclusões

As emissões de ciclo de vida associadas à eletricidade em Portugal variam significativamente entre horas, meses e anos e são em geral mais elevadas nas horas de vazio e durante o Verão. As diferenças sazonais são mais significativas do que as diferenças entre horas ao longo do dia, dada a elevada contribuição de geração hídrica, muito dependente das condições meteorológicas (mais favoráveis no Inverno). Para atividades que tipicamente consomem eletricidade num determinado período do dia ou do ano é recomendado usar uma abordagem de ACV

que desagregue os impactes ao longo do tempo de forma a obter uma avaliação mais detalhada dos impactes ambientais associados ao consumo de eletricidade e a permitir a otimização da performance ambiental destes sistemas.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT) e do Programa Operacional Competitividade e Internacionalização – FEDER através dos projetos "SABIOS" (ref. 016765, PTDC/AAG-MAA/6234/2014) e "SustainFor" (ref. 016764, PTDC/AGR-FOR/1510/2014). Rita Garcia agradece à FCT a bolsa de doutoramento SFRH/BD/51299/2010. Este estudo enquadra-se na iniciativa Energia para a Sustentabilidade da Universidade de Coimbra.

Referências Bibliográficas

GARCIA, Rita; MARQUES, Pedro; FREIRE, Fausto. Life-cycle assessment of electricity in Portugal. *Applied Energy*, v. 134, p. 563–572, dez. 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.08.067>. Acesso em: 18 dez. 2014.

REN. *Centro de Documentação*. Disponível em: <http://www.centrodeinformacao.ren.pt/EN/Pages/CIHomePage.aspx>.

SOIMAKALLIO, Sampo; KIVILUOMA, Juha; SAIKKU, Laura. The complexity and challenges of determining GHG (greenhouse gas) emissions from grid electricity consumption and conservation in LCA (life cycle assessment) – A methodological review. *Energy*, v. 36, n. 12, p. 6705–6713, dez. 2011. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0360544211006876>. Acesso em: 18 jun. 2013.

Pegada de carbono da mangueira cultivada na região do Baixo Acaraú, Ceará.

Amanda Ferreira Dias[1], Viviane Silva Barros[2], Vanderlise Giongo[3], José Sérgio Baima [4], Maria Cléa Brito Figueirêdo[5]

[1] *Universidade Estadual do Ceará, fdias_amanda@hotmail.com*
[2] *Embrapa Agroindústria Tropical,*
[3] *Embrapa Semiárido,*
[4] *Agência de Desenvolvimento do Ceará,*
[5] *Embrapa Agroindústria Tropical,*

Resumo. *A manga é um importante produto agrícola que vem sendo consumido internamente e exportado in natura e na forma de polpa concentrada. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o município de Acaraú produziu 324 toneladas de manga durante o ano de 2014, com rendimento médio de 4.909 quilogramas por hectare. Inúmeras transformações ambientais oriundas das atividades agrícolas vêm acontecendo no planeta, dentre elas as mudanças climáticas que resultam da liberação de gases do efeito estufa (GEE) na atmosfera. O objetivo deste trabalho é quantificar a pegada de carbono da mangueira, variedade Tommy Atkins, produzida no Baixo Acaraú – CE, seguindo as normas ISO 14067 (2013), identificando a fase de produção que mais contribui com essa pegada. Os dados de uso de insumos na produção de manga foram coletados junto a Agência de Desenvolvimento do Ceará (ADECE). Já as emissões foram quantificadas de acordo com método proposto pelo Painel Intergorvenamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2006). Os resultados são expressos em termos de CO_2-equivalente, considerando o potencial de aquecimento global dos GEE no período de 100 anos. O estudo foi realizado adotando como unidade funcional o cultivo de uma mangueira durante seu ciclo produtivo de 20 anos. A produção agrícola abrangeu as atividades de preparo do solo, plantio, tratos culturais, irrigação, adubação e controle fitossanitário. O inventário contempla as seguintes fases de produção: i) mudança do uso da terra, com a vegetação sendo transformada de caatinga para mangueira; ii) plantio, relativo à implementação e formação do pomar no primeiro ano de cultivo; iii) crescimento, considerando o desenvolvimento da planta do segundo ao quinto ano de cultivo; e iv) produção, que ocorre com a estabilização do pomar e abrange do sexto ao vigésimo ano. Os resultados indicam que uma mangueira, durante 20 anos, emite em média 800,94 kg CO_2 eq/planta, variando de 408 a 1.459 kg CO_2 eq/planta. A mudança do uso da terra contribui com menos de 1% da pegada (0,00005kg CO_2 eq/planta) devido à grande quantidade de carbono (39,43 tC/ha) estocada em uma mangueira com 20 anos de idade. Já a fase de produção responde por 86% da pegada (688,91 de kg CO_2 eq/planta), sendo as principais emissões de GEE oriundas do uso e produção de fertilizantes. As fases de plantio e crescimento geram 25,93 e 86,09 kg CO_2 eq/planta, respectivamente. Esse estudo apoia iniciativas locais de certificação ambiental dos produtores de manga da região do Baixo Acaraú, sendo a primeira etapa de um amplo projeto que tem como objetivo investigar sistemas alternativos de cultivo com potencial de reduzir a pegada de carbono da manga produzida no semiárido brasileiro.*

Palavras-chave. *Avaliação do Ciclo de Vida; Mudanças Climáticas; Gases do Efeito Estufa; Manga.*

Introdução

A manga (*Mangifera indica* L.) é cultivada em muitas partes do mundo, principalmente em países de clima tropical. É possível identificar mais de 1000 variedades de manga que estão disponíveis no mundo todo. Dentre essas variedades, apenas algumas são cultivadas em escala comercial (SOLÍS-FUENTES e DURÁN-DE-BAZÚA, 2011).

Atualmente, a manga é cultivada em uma área de aproximadamente 3,7 milhões de hectares em todo o mundo. De acordo com Muchiri et al. (2012), a mangicultura ocupa a segunda posição como uma cultura tropical, atrás apenas do cultivo de bananas em termos de produção e área cultivada. Nesse cenário, o Brasil destaca-se por ser o terceiro maior produtor mundial de frutas e tem a manga como a segunda fruta mais exportada (ANUÁRIO BRASILEIRO DA FRUTICULTURA, 2014).

Conforme dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, em 2014 o município de Acaraú foi responsável por produzir 324 toneladas de manga em uma área de 66 hectares (IBGE, 2015). Segundo dados

publicados pela Agência de Desenvolvimento do Estado do Ceará (ADECE), o estado do Ceará é o quarto maior exportador de frutas da Região Nordeste, ficando atrás somente do Estado da Bahia, Maranhão e Pernambuco respectivamente (ADECE, 2015). A principal variedade de manga cultivada na região do Acaraú é a Tommy Atkins.

Nos últimos anos, inúmeras transformações ambientais oriundas de atividades produtivas, em especial à agrícola, vêm acontecendo no planeta, como a perda da biodiversidade, as mudanças climáticas e a degradação dos recursos hídricos. Dentre essas questões, as mudanças climáticas são de especial interesse de produtores de frutas exportadas no Brasil, em especial, dos produtores de manga, devido à demanda dos mercados consumidores internacionais por informações referentes à pegada de carbono desse produto.

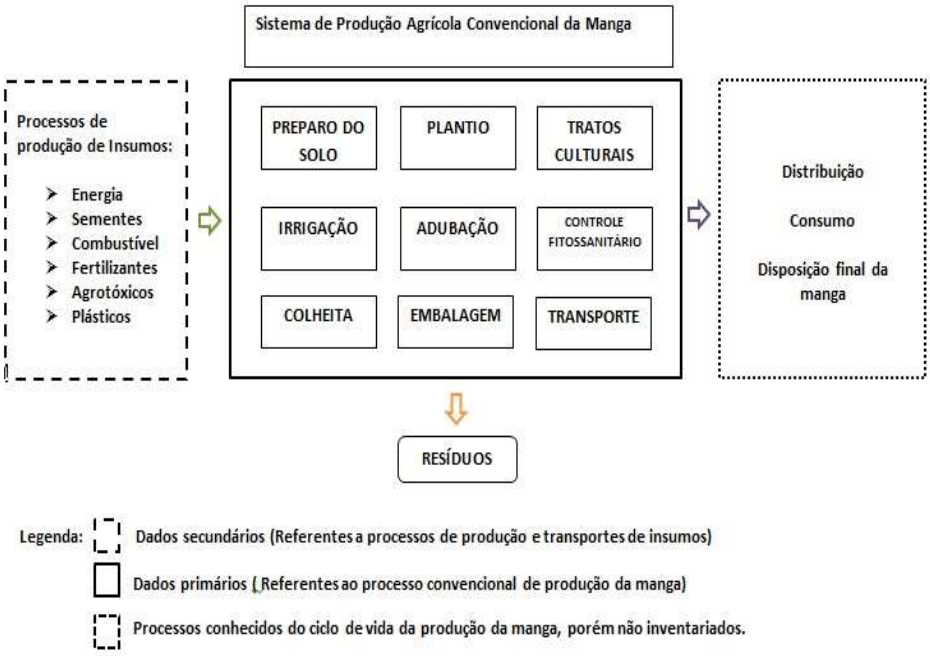
Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é avaliar a pegada de carbono da mangueira cultivada na Região do Baixo Acaraú, Ceará.

Metodologia

A metodologia empregada nesse estudo para avaliação da pegada de carbono segue as etapas de um estudo de Avaliação do ciclo de vida (ACV), focado na categoria de impacto mudanças climáticas, de acordo com as etapas de avaliação estabelecidas nas normas ISO 14040 (NBR, 2009a) e ISO 14067 (ISO, 2013).

A fronteira do estudo abrangeu os processos de produção de insumos e a produção agrícola de manga (Figura 1). As atividades de preparo do solo, plantio, tratos culturais, irrigação, adubação e controle fitossanitário foram consideradas na produção agrícola. O inventário da produção agrícola contempla as seguintes fases de produção: i) mudança do uso da terra, com a vegetação sendo transformada de caatinga para mangueira; ii) plantio, relativo à implementação e formação do pomar no primeiro ano de cultivo; iii) crescimento, considerando o desenvolvimento da planta do segundo ao quinto ano de cultivo; e iv) produção, que ocorre com a estabilização do pomar e abrange do sexto ao vigésimo ano.

Figura 22: Fronteira do Sistema



O estudo foi realizado adotando como unidade funcional o cultivo de uma mangueira durante seu ciclo produtivo de 20 anos. Os dados de uso de insumos na produção de manga foram coletados junto a ADECE em dezembro

de 2015. Já os inventários referentes à produção dos insumos agrícolas foram obtidos da base de dados ecoinvent v. 3.0 (FRISCHKNECHT, JUNGBLUTH, 2007).

Para a avaliação da pegada de carbono, as emissões foram quantificadas de acordo com método proposto pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2006). Os resultados são expressos em termos de CO_2-equivalente, considerando o potencial de aquecimento global dos GEE no período de 100 anos.

A análise de incerteza foi realizada a partir do método de Monte Carlo, considerando 1000 ciclos de geração de valores para as variáveis de consumo e emissão. Para o calculo do desvio padrão das variáveis foi utilizado a matriz pedigree (GOEDKOOP *et al*., 2014).

Resultados

Entradas e Saídas do sistema de produção da manga

Ao analisar a tabela referente às entradas e saídas do sistema produtivo da manga, observa-se que o dióxido de carbono (CO_2) é o principal gás emitido durante o processo (Tabela 1).

A etapa de produção caracteriza-se como a etapa que mais consome água, energia, diesel e fertilizantes. Portanto, é a etapa que mais contribui para emissão de gases de efeito estufa, com destaque para o CO_2. O consumo de energia e diesel nesta etapa deve-se ao uso de maquinário agrícola para aplicação de defensivos e fertilizantes e para manutenção do pomar através de atividades como aração, gradagem e capinas mecanizadas. Estas atividades ocorrem durante todo o ciclo de produção da manga.

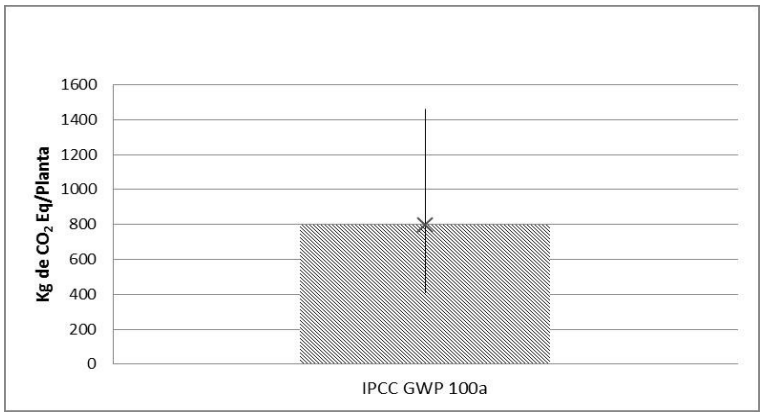
Tabela 14: Entradas e Saídas do sistema de produção da manga

Entradas e Saídas	Unidade	Mudança do Uso da Terra	Plantio	Crescimento	Produção
Área	Hectare	0,0035	0,0035		
Água	L		34965,03	68489,51	111888,1
Eletricidade	kWh		6,39	27,97	139,9
Diesel	kg		1,0093	3,03	11,77
Fertilizantes					
Composto Orgânico	kg		13,986	195,8	1,05
Ureia	kg		1,4545	4,68	15,73
P_2O_5	kg		2,3286	9,31	34,93
K_2O	kg		0,8741	4,02	15,73
Outros	Kg		0,4613	1,69	7,34
Defensivos					
Fungicida	kg		0,0167	0,30	1,12
Herbicida	kg		0,0909	0,10	0,31
Inseticida	kg		0,0349	0,09	0,31
GEE					
CO_2	Kg	0	4,72	11,40	42,53
N_2O	Kg	0	0,0199	0,05	1,53
CH_4	Kg	0,00000185	0,0001	0,0004	0,0017

Pegada de Carbono da Mangueira

Os resultados indicam que uma mangueira, durante 20 anos, emite em média 800,94 kg CO_2 eq./planta. No entanto, ao considerar as incertezas do estudo esse valor varia de 408 a 1.459 kg CO_2 eq./planta (Figura 2). Essas incertezas estão relacionadas aos fatores de emissão utilizados pelo IPCC, onde são consideradas características locais, tais como, vegetação, clima e tipo de solo, influenciando nas estimativas de calculo de emissão dos gases de efeito estufa.

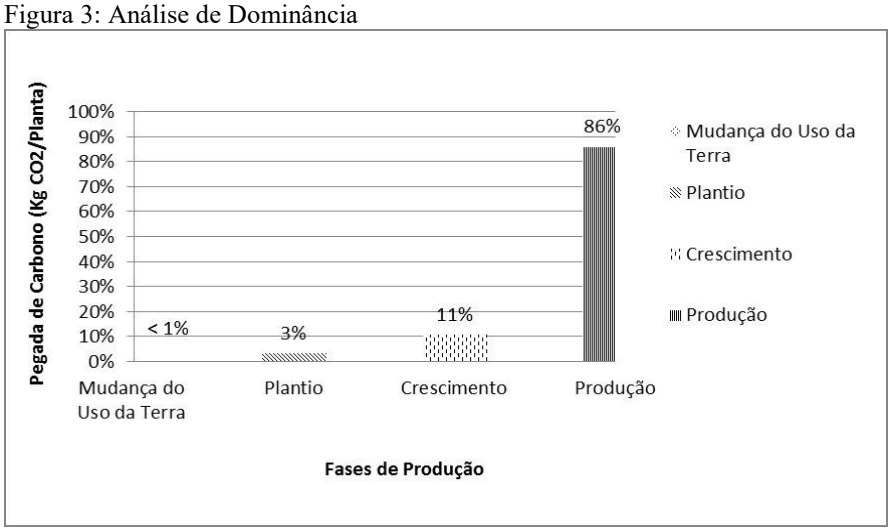
Figura 23: Pegada de Carbono da Mangueira



De acordo com a Figura 3, a principal etapa responsável pela pegada de carbono é a fase de produção da mangueira que responde por 86% das emissões de GEE (CH_4, N_2O e CO_2) em decorrência do uso intensivo de fertilizantes nitrogenados e de sua produção. Para essa etapa, o uso e produção de uréia, superfosfato simples e nitrato de cálcio foram os maiores contribuintes para a pegada de carbono. O impacto relacionado à produção da uréia ocorre no momento que a mesma é sintetizada a partir da combinação de amônia e de gás carbônico sob condições de temperatura e pressão elevadas. Portanto, a produção deste composto é proveniente de fontes não renováveis de energia. Quanto ao uso de superfosfato simples, os maiores impactos estão relacionados à energia utilizada para produzir essa substância.

A etapa que menos contribui para a pegada de carbono é a mudança do uso da terra, com menos de 1% (0,00005 Kg CO_2 eq./planta). Isso ocorre devido à grande quantidade de carbono (39,43 tC/ha) presente na mangueira que é superior a quantidade estocada na caatinga que é de 14,9 tC/ha (MCT, 2010). Em razão desse estoque de carbono, não há emissões de CO_2 relativas à mudança no estoque de carbono da biomassa, mas relativa apenas ao estoque presente no solo.

Figura 3: Análise de Dominância

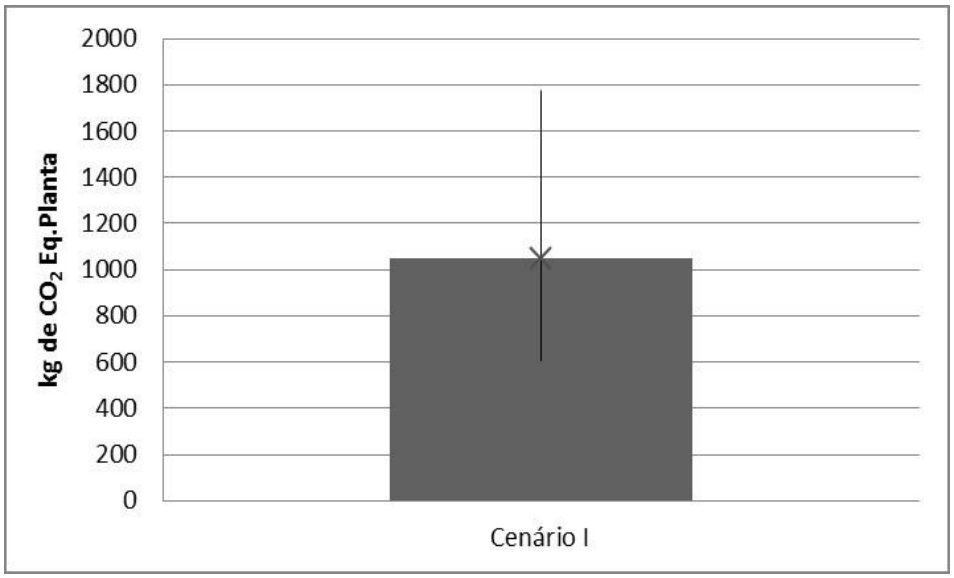


As fases de plantio e crescimento geram 25,93 e 86,09 kg CO_2 eq./planta, sendo responsável por cerca de 3% e 11% das emissões do sistema em estudo. As baixas emissões relacionadas ao plantio, ou seja, a implementação e formação do pomar no primeiro ano de cultivo da mangueira, é justificada pela pouca quantidade de fertilizantes que são utilizados e a ausência de defensivos agrícolas nesta etapa de produção.

Análise de Cenário

A partir dos resultados obtidos do sistema de referência foi definido um cenário alternativo para avaliação da pegada de carbono. Neste cenário, considerou-se que na etapa de mudança do uso da terra, a madeira proveniente da mangueira é um coproduto. Desta maneira, o carbono presente na biomassa da planta não é mais contabilizado. A pegada de carbono considerando este novo cenário apresentou o valor médio de 1048,22 kg CO_2 eq./planta, 31% superior ao valor encontrado na situação inicial de referência (Figura 4). Esse valor de pegada variou de 609,28 a 1774,60 kg de CO_2 eq./planta.

Figura 4: Pegada de Carbono Cenário I



Conclusões

A pegada de carbono de uma mangueira, durante 20 anos, é em média 800,94 kg CO_2 eq./planta, variando de 408 a 1.459 kg CO_2 eq./planta. A mudança do uso da terra contribui com menos de 1% da pegada (0,00005kg CO_2 eq./planta) devido à grande quantidade de carbono (39,43 tC/ha) estocada em uma mangueira.

A etapa de produção é a etapa que mais contribui para emissão de gases de efeito estufa, com destaque para o CO_2, sendo as principais emissões de GEE oriundas do uso e produção de fertilizantes.

Ao considerar um cenário de mudança do uso da terra em que a madeira da mangueira é removida ao final de 20 anos, observou-se um aumento na pegada de carbono.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DO ESTADO DO CEARÁ (ADECE). Balanço das exportações cearenses 2010-2015. Disponível em: http://www.adece.ce.gov.br/index. php/downloads/category/2-balanco-de-exportacoes.

ANUÁRIO BRASILEIRO DE FRUTICULTURA.(2014). Santa Cruz do sul: Editora gazeta, Santa Cruz, 91.140p. Disponível em: http://www.grupogaz.com.br/editora/anuarios/show/4333.html.

FRISCHKNECHT, R.; JUNGBLUTH, N. (2007). Ecoinvent – overview and methodology. Dubendorf: Swiss Center for Life Cycle Inventories.

GOEDKOOP, M.; OELE, M.; LEIJTING, J.; PONSIOEN, T.; MEIJER, E. (2013b). Introduction to LCA with SimaPro. Netherlands: PRé-Consultants.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Produção agrícola municipal. Disponível em: http://cod.ibge.gov.br/A7A.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate Change (2007): The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC), 2007. Climate Change (2007): Synthesis report: Contributions of working group I, II and III to the fourth Assessment Report. IPCC, Geneva. Disponível em: <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_sp.pdf> Acesso em: 31 de agosto de 2012.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION ISO 14040:2006- Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework. Geneva: ISO, 2006a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14067:2012- Carbon footprint of products — Requirements and guidelinesfor quantification and communication. Geneva, 2012.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA (MCT) (2010). Inventário Brasileiro de Emissões Antrópicas por Fontes e Remoções por Sumidouros de Gases de Efeito Estufa não Controlados pelo Protocolo de Montreal. Brasília.

MUCHIRI ET AL., 2012 D.R. MUCHIRI, S.M. MAHUNGU, S.N. (2012) Gituanja Studies on Mango (Mangifera indica, L.) kernel fat of some Kenyan varieties in Meru Journal of the American Oil Chemist's Society, 89 pp. 1567–1575.

SOLÍS-FUENTES AND DURÁN-DE-BAZÚA, J.A. SOLÍS-FUENTES, M.C. DURÁN-DE-BAZÚA. (2011) Mango (Mangifera indica L.) seed and its fats V. Preedy, R.R. Watson, V.B. Patel (Eds.), Nuts and Seeds in health and disease prevention, Academic Press, San Diego, pp. 741–748 Chapter 88.

Análise do ciclo de vida de uma estação de tratamento de esgotos em escala real do tipo UASB seguido de cloração

Patrícia Buarque[1]; Márcia Sousa[1]; Germana Pessoa[2]; José Gilmar Nascimento[1];Antônio Farias Filho[1]; Carla Vidal[1]; Henrique Maranduba[3]; Paulo Igor Firmino[1], André Dos Santos[1]

[1] Universidade Federal do Ceará – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, e-mail: pmcbuarque@gmail.com.
[2] Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (Cagece), e-mail: germanapaivapessoa@gmail.com.
[3] Universidade Estadual de Santa Cruz – Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Associação Plena em Rede (Prodema/UESC), e-mail: henrique.leo@gmail.com

Resumo. *A ferramenta Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem se mostrado bastante eficiente para avaliar o potencial de impacto ambiental de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), bem como auxiliar em momentos de tomada de decisão entre sistemas de tratamento de esgoto doméstico. Assim, o presente trabalho teve como objetivo realizar uma análise dos principais impactos inerentes aos sistemas da ETE Aracapé, localizada no Município de Fortaleza, Ceará. A estação utiliza um sistema de tratamento anaeróbio constituída de dois reatores UASB + etapa de desinfecção com cloro. A ETE possui um sistema de reaproveitamento de biogás com a presença de um gasômetro, o qual alimenta uma casa de gerador à diesel com 25 CV de potência. A modelagem dos sistemas e os cálculos envolvidos na avaliação dos impactos do ciclo de vida foram realizados utilizando o software Simapro 8.0, sendo consideradas as seguintes categorias de impacto ambiental do método CML: Mudanças climáticas (MC), Depleção da camada de ozônio (DCO), Toxicidade humana (TH), Ecotoxicidade de água doce (ECA), Ecotoxicidade terrestre (ECT), Acidificação terrestre (AT) e Eutrofização (EUT). Os resultados obtidos apontam que o sistema como de elevado potencial de impacto ambiental, no qual as categorias AT, ECA, ECT, EUT e TH foram as categorias de impactos ambientais mais relevantes, podendo ser justificadas pelas emissões aquáticas de matéria orgânica (55 $kg.d^{-1}$ de DQO) e nutrientes (5,5 $kg.d^{-1}$ de Fósforo Total; 55 $kg.d^{-1}$ de Amônia), bem como emissão atmosférica de gases do efeito estufa (GEE). Embora a ETE Aracapé realize a queima do seu biogás e utilize como fonte de energia para suplementar as bombas utilizadas no funcionamento da própria estação de tratamento, este processo ainda contribuiu sobremaneira no impacto relacionado a mudanças climáticas. Entretanto, seu caráter ambientalmente favorável não deverá ser negligenciado, visto que é elevada a sua contribuição para a diminuição de impactos relacionados à depleção de oxigênio, eutrofização e lançamento de substâncias tóxicas nos corpos receptores e danos à saúde humana. Diante do exposto, conclui-se que a ACV é de suma importância na avaliação das unidades de tratamento de esgotos sanitários, pois é capaz de identificar em cada tecnologia os seus impactos negativos, o que pode viabilizar intervenções e elaboração de estratégias ambientalmente sustentáveis.*

Palavras-chave. *Avaliação do Ciclo de vida, ETE Aracapé, Reator UASB.*

Introdução

Dentre as tecnologias de tratamento de efluentes empregadas atualmente, os sistemas anaeróbios constituídos de reator UASB + Etapa de cloração apresentam diferenciais competitivos que os fazem ser uma das alternativas adotadas por diversas companhias de saneamento. Embora existam inúmeros benefícios inerentes a operação de ETEs (e.g. redução no lançamento de poluentes tóxicos e ambientalmente nocivos), esses sistemas podem dar origem a uma série de impactos ambientais devido ao consumo de energia, ao uso de compostos químicos e às emissões para a atmosfera (GUTIERREZ, 2014).

Entretanto, as metodologias utilizadas na análise comparativa das alternativas tecnológicas de tratamento de esgoto nas fases de concepção e operação dos sistemas de tratamento, avaliando o perfil ambiental de seus processos, ainda se mostram incipientes e restritos no que se refere à consideração de variáveis ambientais (BARBOSA JÚNIOR et al., 2007; OLIVEIRA, 2004; GUTIERREZ, 2014). Não obstante, a ACV tem se intensificado como uma ferramenta fundamental na gestão ambiental moderna, o que se justifica pela unicidade

dessa metodologia em identificar e quantificar impactos ambientais de forma a analisar e elencar quais fases do ciclo de vida do produto possui impacto ambiental mais considerável (CAMBRIA, PIERANGELI, 2012; PIEKARSKI, 2013; RAHMAN et al., 2016).

Deste modo, esta pesquisa buscou realizar uma análise dos principais impactos inerentes a etapa de operação de uma ETE compacta composta por tratamento preliminar e dois reatores UASB seguido de sistema de desinfecção, com aplicação de solução de hipoclorito de sódio, a ETE Aracapé, localizada no munícipio de Fortaleza - CE.

Material e métodos

Escopo do trabalho

Para os sistemas em estudo (UASB + Etapa de cloração), o escopo do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) foi delimitado pela chegada do esgoto bruto na ETE até o ponto de lançamento do efluente final tratado no corpo receptor, bem como utilização de produtos químicos e eletricidade. Os dados relacionados às emissões metano não foram contabilizados na avaliação de impactos, haja vista que a estação faz o reaproveitamento de todo o biogás produzido para a alimentação de bombas utilizadas no seu processo. No entanto, os dados relacionados às emissões de SO_2 e CO_2, presentes no biogás, foram utilizados para fins comparativos. A unidade funcional utilizada para avaliação dos dados foi $1m^3$.

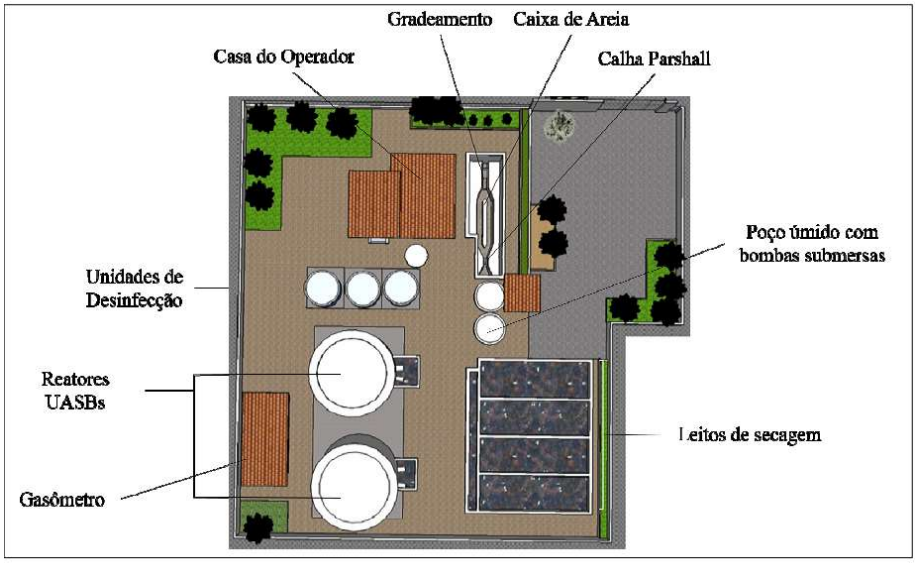
Foi utilizada a metodologia da ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006), utilizando o software SimaPro®, método CML – IA (baseline) versão 3.0, normalização World 2000. Esse software dispõe de um grande número de banco de dados, cujas categorias de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) são: Mudança climática (MC), Depleção de recursos abióticos (DCO), Toxicidade humana (TH), Ecotoxicidade de água doce (ECA), Ecotoxicidade terrestre (ECT), Acidificação terrestre (AT) e Eutrofização (EUT). A definição das fronteiras dos sistemas para a AICV utilizou uma abordagem "*gate-to-gate*", para todo o processo de tratamento.

Descrição dos cenários e Avaliação do Ciclo de Vida

A ETE é composta por dois reatores UASB, construídos em fibra de vidro, com volume de 120 m^3 cada e capacidade média de tratamento de até 8,9 L/s (32 $m^3.h^{-1}$), com carga orgânica = 533,43 Kg de DQO/d e produção de biogás de 43,2 m^3/d, com concentrações de metano entre 70 e 80%, CO_2 entre 20 e 30% e H_2S abaixo de 2%. Essa estação foi projetada para atender a um Conjunto Habitacional com população de 6.145 habitantes. Além destes reatores, a ETE possui uma estação elevatóri

a com duas bombas submersas de cinco CV cada, uma unidade de desinfecção, quatro unidades de secagem do lodo gerado, unidades de tratamento de odores composta por dois *schrubers* operados com solução de hipoclorito de cálcio, casa de gerador com uma unidade de geração a diesel de 25 CV, além de uma estrutura para abrigo do gasômetro e outra para abrigo de uma bomba que utiliza biogás como fonte de energia, conforme mostrado no esquema da Figura 1.

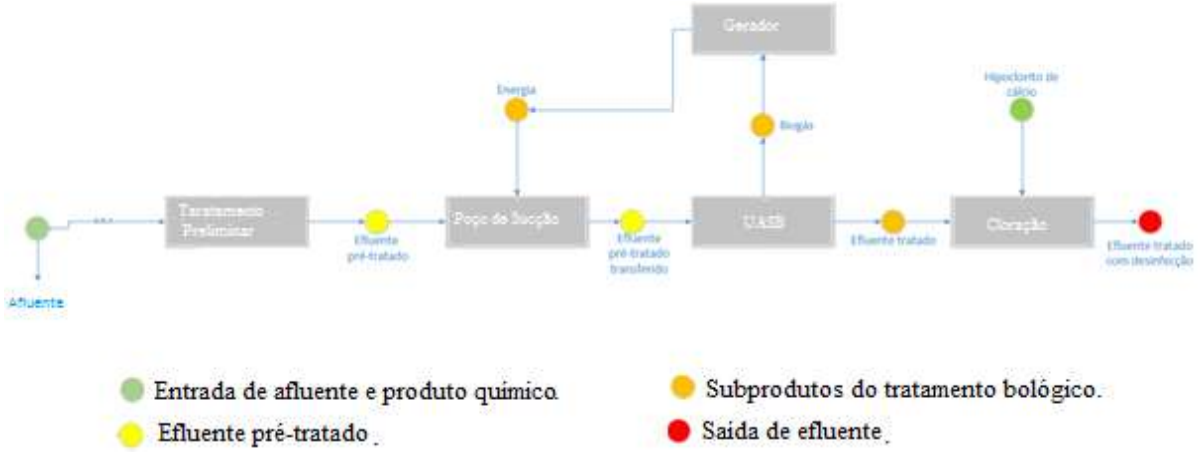
Figura 1 – Layout da ETE Aracapé III.



Fonte: Cagece, 2012.

Os dados coletados para o estudo da ETE Aracapé (esgoto bruto e efluente final) foram monitorados por dois anos (2014 a 2015) e obtidos por meio da coleta de amostras simples analisadas nas dependências do Laboratório de Saneamento da UFC (Labosan), bem como de dados coletados no local de funcionamento da ETE fornecidos pela Companhia de Água e Esgotos do Estado do Ceará – CAGECE. O fluxograma das fronteiras do sistema estudado está representado na Figura 2. A ACV foi realizada para as fases de operação da ETE, incluindo os seguintes aspectos: utilização de produto químico e parâmetros de descarga do efluente final tratado.

Figura 2 – Fluxograma da fronteira da ETE Aracapé.



Inventário de ciclo de vida (ICV)

A construção dos inventários de ciclo de vida (ICV) seguiu os princípios da série de normas ISO 14.040 e foi desenvolvida em planilhas (Excel), a partir de aspectos ambientais relativos aos sistemas. Nesse estudo não foram incluídos os resíduos da construção e montagem da estação, bem como a energia e os materiais utilizados, devido à ausência de dados operacionais, assim como a retirada e o tratamento do lodo gerado na ETE. Também

não foram quantificados os processos envolvidos na produção de materiais de construção, da produção do hipoclorito de sódio e da geração de energia elétrica, haja vista que os processos disponibilizados no software SimaPro® provenientes do banco de dados do Ecoinvent® já englobam os processos envolvidos na produção desses materiais e da geração de energia.

O ICV para a fase de operação do sistema em estudo está descrito na Tabela 1. Os dados de entrada correspondem ao uso de hipoclorito de sódio na cloração, a vazão efluente e a eletricidade utilizada nos sistemas durante a operação do reator UASB. As emissões para a água correspondem ao próprio efluente final tratado e as emissões para o ar foram contabilizadas na avaliação de impactos ambientais.

Tabela 1 – Inventário do ciclo de vida da ETE Aracapé.

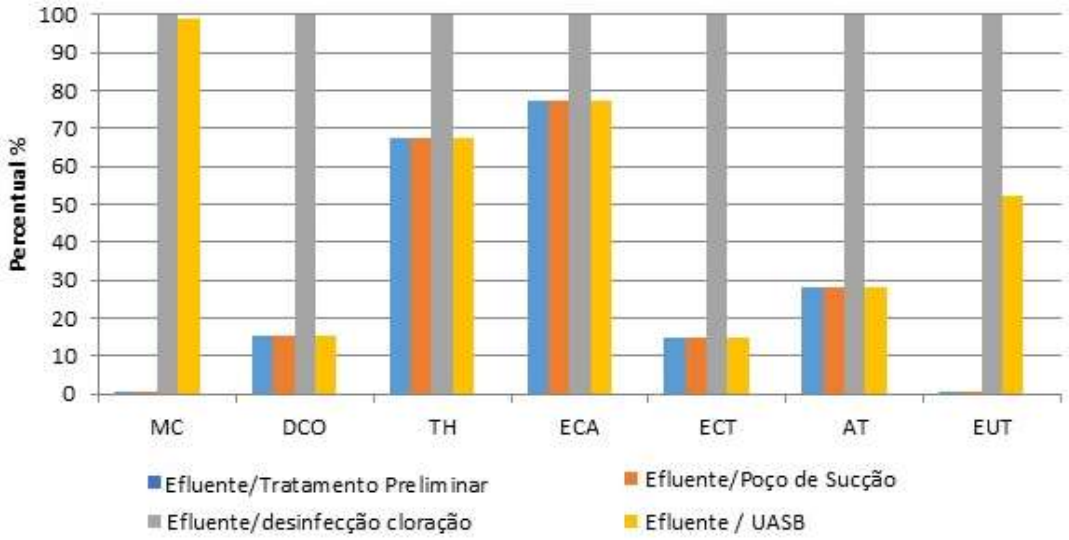
Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos		**Unidade Funcional**		
Efluente final		1 m^3		
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (afluente)	Nomenclatura SimaPro®	Volume		Origem
Afluente	-	769	$m^3.d^{-1}$	Projeto
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade)	Nomenclatura SimaPro®	Massa		Origem
Eletricidade	Electricity, low voltage	10.452	$Kw.d^{-1}$	Projeto
Emissões para a água	Nomenclatura SimaPro®	Carga		Origem
DQO (Demanda Química de Oxigênio)	COD	72,0	$Kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Nitrogênio Amoniacal ($N-NH_3$)	Ammonia, as N	55	$Kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Nitrito ($N-NO_2^-$)	Nitrite, as N	0,015	$Kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Nitrato ($N-NO_3^-$)	Nitrate, as N	0,05	$Kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Fósforo Total (P-Total)	Phosphorus, total	5,5	$Kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	Nitrogen Total Kjeldahl	63,2	$Kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Sulfato	Sulfate	15,4	$Kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Sulfeto	Sulfite	4,1	$Kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Emissões atmosféricas	Nomenclatura SimaPro®	Carga		Origem
Dióxido de carbono	Carbon Dioxide	19,6	$Kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Sulfeto	Sulfide	0,00085	$Kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas

Resultados e discussão

Avaliação impactos do ciclo de vida associados a operação do sistema UASB + Cloração

Os impactos ambientais potenciais relacionados a todas as etapas de tratamento do sistema UASB seguido de cloração são mostrados na Figura 3. O potencial de impacto de cada uma das categorias avaliadas é apresentado no eixo vertical, sendo que 100% representa o sistema mais impactante dentro de cada categoria analisada e os demais sendo relativizados a esse.

Figura 3 – Impactos ambientais observados na ETE Aracapé.



Nota - As unidades de referência utilizadas para cada impacto foram: MC (Kg de CO_2 eq.); DCO (Kg de CFC-11eq.); TH (Kg de 1,4-DB eq.); ECA (Kg de 1,4-DB eq.); ECT (Kg de 1,4-DB eq.); AT (Kg de SO_2 eq.); EUT (Kg de P eq.).

O resultado da ACV indica que a etapa de cloração é a mais relevante para todas as categorias de impactos avaliadas, com 100% de contribuição. A justificativa para tal comportamento está no uso de hipoclorito de sódio como agente desinfetante. Segundo Monteiro (2008), o elevado potencial de impacto nas sete categorias avaliadas: MC, DCO, TH, ECA, ECT, AT e EUT, se deve a produção da solução de hipoclorito de sódio, a qual apresenta grande consumo energético para a produção de 1,0 kg de solução, além de incluir gastos com a construção da fábrica e com produtos químicos utilizados no processo de beneficiamento do hipoclorito.

Os resultados ainda mostraram que a etapa do tratamento UASB também contribuiu sobremaneira no impacto de todas as categorias avaliadas, sendo as maiores contribuições em MC (98%) e EUT (52%). Unidades de tratamento anaeróbio de esgoto são reconhecidamente fontes de emissão de gases do efeito estufa, tais como CO_2, N_2O e CH_4 (DAS, 2005), as quais contribuem significativamente para a relevância no impacto de Mudanças Climáticas. A queima do biogás para operação de uma bomba, produzindo gás carbônico, além das emissões de gases de efeito estufa (GEE) decorrentes do efluente anaeróbio lançado no corpo aquático receptor devem ser as principais causas do impacto observado na categoria MC. A baixa eficiência de reatores anaeróbios na remoção de nutrientes dos efluentes produzidos também contribui na eutrofização dos corpos d'água, nos quais esses efluentes são lançados.

Processos tipicamente geradores de GEE são implícitos de sistemas anaeróbios, tais como estabilização da matéria orgânica e desnitrificação. Além disso, elevados teores de metano no biogás produzido, como aquele observado nesse estudo, podem estar associados a elevadas concentrações de metano dissolvido nos efluentes produzidos (DAS, 2005; COOKNEY et al., 2016). A posterior emissão desse metano dissolvido para o ambiente, juntamente com os demais GEE oriundos da depuração do efluente gerado devem ser a causa do relevante impacto em MC na etapa pós UASB.

Os níveis elevados de matéria orgânica e nutrientes no efluente tratado pelo sistema avaliado, pós tratamento biológico e cloração, (Tabela 1) justifica o impacto de Eutrofização determinado, cujas consequências são elevação de biomassa no ambiente, redução da atividade fotossintética e, consequentemente, do oxigênio dissolvido, como explica Gutierrez (2014).

Avaliando a influência das seguintes etapas do processo de tratamento: efluente após o poço de sucção e o afluente a estação, observou-se que ambos se comportaram de forma similar sobre os impactos em estudo.

Ambas as etapas apresentam bastante significância sobre TH e ECA, com 67% e 77%, respectivamente, decorrentes das emissões de substâncias que apresentam características tóxicas e de difícil biodegradação (e.g. hidrocarbonetos aromáticos, fármacos, hormônios etc.) (SOUZA, 2014).

Embora a estação possua beneficiamento de biogás e redução no consumo de energia elétrica, os resultados verificados na Tabela 1 e no gráfico da Figura 3 apontam que a energia elétrica ainda é bastante utilizada no processo, sendo a principal causa da significativa contribuição do afluente sobre cinco das sete categorias de impacto avaliadas, DCO, TH, ECA, ECT e AT.

Segundo Piekarski (2013), o potencial de impacto observado com a matriz elétrica é decorrente da utilização de combustíveis de origem fóssil para a produção de energia elétrica, entre eles, os derivados de petróleo e o gás natural. Em geral, os potenciais de impacto desta categoria acontecem em razão da combustão de recursos fósseis que emitem compostos que causam depleção na camada de ozônio, com destaque ao óxido nitroso e aos clorofluorcarbonos (CFCs). Esses produtos químicos produzidos, por conseguinte, podem se unir a outros poluentes liberados na atmosfera e causarem chuvas ácidas, alteração nos ciclos do nitrogênio, incremento de nutrientes nos corpos hídricos, floração de algas e outros efeitos danosos à saúde humana, fauna e flora (MIRLEAN et al., 2000).

Ainda que o sistema tenha apresentado vários impactos relacionados a sua operação, seu caráter ambientalmente favorável não deverá ser negligenciado, visto que é elevada a sua contribuição para a diminuição de impactos relacionados à depleção de oxigênio, eutrofização e lançamento de substâncias tóxicas nos corpos receptores e danos à saúde humana.

Conclusões

A operação da ETE Aracapé apresentou impacto ambiental em relação a diversas categorias avaliadas no estudo do ciclo e vida. Esses impactos sofreram influência significativa das diferentes etapas envolvidas no processo. A etapa de cloração apresentou maior potencial sobre as categorias de impactos avaliadas, com 100% de contribuição em todas, haja vista que o uso de hipoclorito de sódio demanda grande custo energético e químico para sua produção.

As emissões de poluentes em corpos aquáticos, devido à baixa eficiência na remoção de DQO e nutrientes, bem como o consumo da energia elétrica, também impactaram sobre diversos parâmetros, tais como MC, TH, ECA, DCO e AT.

Embora o sistema de tratamento avaliado (UASB + desinfecção) faça o aproveitamento do seu biogás produzido, o mesmo só corresponde a uma pequena parcela do consumo total energético da ETE, impactando em diversas categorias de impacto.

Referências Bibliográficas

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14.040. *Gestão ambiental: princípios e estruturas*. Rio de Janeiro, 2009.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14.044. *Gestão ambiental: requisitos e orientações*. 2009.

BARBOSA JÚNIOR, A. F. et al. Conceitos e Aplicações de ACV no Brasil. *In: Encontro nacional de engenharia de produção,* 27., 2007, Foz do Iguaçu. Anais... Foz do Iguaçu: ABEPRO, 2007.

CAMBRIA, D.; PIERANGELI, D. (2012) Application of a life cycle assessment to walnut tree high quality wood production: a case study in southern Italy. Journal Of Cleaner Production, V. 23, pp.37-46.

COOKNEY, J. et al. (2016) *Dissolved methane recovery from anaerobic effluents using hollow fibre membrane contactors. Journal of Membrane* Science, V. 502, pp. 141–150.

DAS, S. R. (2011) Estimation of Greenhouse Gases Emissions from Biological Wastewater Treatment Plants at Windsor. Master's Thesis. Windsor: University of Windsor.

GUTIERREZ, K. G. (2014) Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida. 129f. Tese (doutorado) – Programa de pós-graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

LUNDIE, S.; PETERS, G. M.; BEAVIS, P. C. (2004) Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning. Environ. Science. & Technology., V. 38, N. 13, pp. 3465- 3473.

LUNDIN, M.; MORRISON, G.M., (2002) A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban water systems. Urban Water, V. 4 N.2, pp. 145-152.

MIRLEAN, N. (2000) Níveis e origem da acidificação das chuvas na região do Rio Grande, RS. Química Nova., v. 23, N. 5, pp. 590-593.

MONTEIRO, M. F. (2008) Avaliação do ciclo de vida do fertilizante superfosfato simples. 179f. Dissertação (Mestrado Profissional em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) – Universidade Federal da Bahia. Salvador, BA.

OLIVEIRA, S. V. W. B. (2004) Modelo para tomada de decisão na escolha de sistema de tratamento de esgoto sanitário. 293f. Tese (Doutorado em Administração) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade da USP. Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.

PIEKARSKI, C. M. (2013) *Proposta de melhoria do desempenho ambiental associado ao ciclo de vida da produção do painel de madeira mdf.* 147f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, PR.

RAHMAN, S. M. et al. (2016) Life-Cycle Assessment of Advanced Nutrient Removal Technologies for Wastewater Treatment. Environ. Sci. Technol. V. 50 N. 6, pp. 3020–3030.

SOUZA, H. H. S. (2014) Avaliação do ciclo de vida e influência do tempo de vida útil dos postes de madeira e de concreto do sistema de distribuição de energia elétrica. 158f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) – Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica.

Avaliação do ciclo de vida de diferentes tratamentos de purificação do biogás: absorção química e microaeração

SOUSA[1], Márcia Rodrigues; BUARQUE[1], Patrícia Marques Carneiro; COSTA[1], Mayara Carantino; MARANDUBA[2], Henrique Leonardo; FIRMINO[1], Paulo Igor Milen; DOS SANTOS[1], André Bezerra

[1] Universidade Federal do Ceará – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, e-mail: marciaquimica@hotmail.com
[2] Universidade Estadual de Santa Cruz – Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente pela Associação Plena em Rede (Prodema/UESC), e-mail: henrique.leo@gmail.com

Resumo. *A digestão anaeróbia de tratamento de esgoto é reconhecida como uma tecnologia atrativa devido à geração de um subproduto com potencial energético (biogás). Esse gás é constituído, principalmente, por metano (50-70%), gás carbônico (25-45%) e pequenas quantidades de sulfeto de hidrogênio (H_2S). A presença do sulfeto poderá reduzir a qualidade do biogás gerado, limitando a sua utilização e potencial energético. A remoção de sulfeto tem se tornado uma boa alternativa para tornar esse biogás um combustível em potencial, contudo, os estudos baseiam-se apenas na comparação de dados de eficiência, negligenciando os efeitos diretos do tratamento sobre o meio ambiente. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) surge como uma importante ferramenta para gerar informações sobre impactos ambientais em diferentes sistemas de tratamento. Assim, o presente trabalho teve como principal objetivo realizar uma análise comparativa da ACV de dois sistemas de tratamento de biogás (absorção química: Cenário 1 e microaeração: Cenário 2). A modelagem dos sistemas foi realizada utilizando o software Simapro 8.0. No presente estudo, embora tenha havido semelhança nos dados de eficiência de remoção de sulfeto, o fato dos insumos de entrada e saída serem diferentes, como por exemplo, hidróxido de sódio (Cenário 1) e energia elétrica (Cenário 2), foram observadas diferentes contribuições para as categorias de impacto estudadas. O Cenário 1, devido à remoção de 100% do sulfeto no biogás, apresentou menor toxicidade para os parâmetros TH, ECA e ECT quando comparado ao Cenário 2. Para este último, foram observados impactos negativos para todos os parâmetros avaliados, fato justificado pela energia elétrica requerida na bomba de microaeração, apesar da baixíssima vazão de oxigênio aplicada. Logo, os resultados apresentados alertam para a necessidade do conhecimento da ACV de sistemas de tratamento a fim de identificar em cada tecnologia qual insumo contribuiu com impactos negativos, o que pode possibilitar intervenções e elaboração de estratégias ambientalmente sustentáveis.*

Palavras-chave. *Microaeróbio; Impactos ambientais; ACV Microaeróbio*

Introdução

O biogás anaeróbio constitui uma fonte de energia renovável verdadeiramente sustentável. Este gás pode ser utilizado de diversas formas, como por exemplo, queimado em uma caldeira de biogás para gerar calor; queima em uma produção combinada de calor e eletricidade; injetado na rede de distribuição de gás como bio-metano; além de poder ser comprimido e utilizado como um combustível do veículo.

No entanto, quando há sulfeto na composição do biogás é necessário a remoção deste composto antes da transformação do metano em energia. A qualidade do biogás produzido irá determinar o quanto de energia pode ser gerada.

O sulfeto de hidrogênio é produzido durante o processo anaeróbio, a partir da redução do sulfato presente no afluente (Seghezzo, 1998). Segundo Callado & Foresti (1997), em reatores anaeróbios, o sulfeto pode provocar efeito inibitório nos micro-organismos metanogênicos, além de causar problemas operacionais em sistemas anaeróbios de tratamento. O enxofre no biogás danifica os motores a gás pois constitui sedimentos no óleo do motor.

Dentre as alternativas de remoção de sulfeto, as tecnologias físico-químicas, como: absorção química e precipitação com metais, apresentam alto custo operacional, visto a necessidade do uso de reagentes químicos. No entanto, nos últimos anos, tem crescido o uso de tecnologias de tratamento biológico devido às altas taxas de remoção, baixo custo operacional e ausência de subprodutos tóxicos. O inconveniente destas tecnologias citadas está relacionado à necessidade de uma unidade posterior de tratamento, o que implica em instalações adicionais e custos operacionais.

Estudos anteriores apontam a possibilidade de crescimento das bactérias oxidantes de enxofre sob condições microaeróbias. Contudo, estes se baseiam na comparação de tecnologias em termos de eficiência de remoção de sulfeto, negligenciando os efeitos diretos destas sobre o meio ambiente. Assim, a ACV surge como uma importante ferramenta para gerar informações sobre impactos ambientais em diferentes sistemas de tratamento.

O presente trabalho comparou o desempenho ambiental de duas tecnologias para o tratamento de biogás: absorção química e microaeração, por meio da avaliação do ciclo de vida, no intuito de comparar o potencial de impactos negativos trazidos pela tecnologia microaeróbia quando comparada à absorção química.

Materiais e Métodos

Objetivo e definição do escopo

O principal objetivo do trabalho foi realizar uma análise comparativa da ACV de duas tecnologias utilizadas no tratamento do biogás. A unidade funcional escolhida, ou a base para a comparação entre tratamentos e respectivas rotas, foi o metro cúbico de esgoto doméstico a ser tratado. Todas as emissões, materiais e consumo de energia foram então referidas a esta unidade funcional. A função principal dos sistemas pesquisados é a remoção do sulfeto presente no biogás. O escopo do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) incluiu a produção do biogás tratado nos diferentes sistemas pesquisados, reagentes e eletricidade quando necessário, bem como o efluente gerado. Foi utilizada a metodologia da ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006). Este estudo foi realizado com o software SIMAPRO, método CML – IA (baseline) versão 3.0, normalização World 2000.

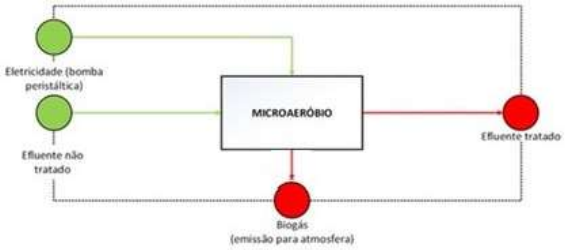
Descrição dos Cenários

Os experimentos foram conduzidos em escala de laboratório, sendo dois reatores operados em paralelo e alimentados em fluxo contínuo, ambos com um volume total de 3,5 L (volume útil de 2,8 L) e confeccionados em acrílico.

O Cenário 1 (Figura 1): consistiu no tratamento do biogás por meio de um sistema de absorção química (lavagem alcalina do biogás em uma solução concentrada de 10M de hidróxido de sódio - NaOH). O biogás produzido era borbulhado na solução de NaOH. Já o cenário 2 (Figura 2): consistiu no tratamento do biogás por meio do fornecimento da microaeração, onde foi realizado a introdução de ar atmosférico (0,2 $mL.min^{-1}$) diretamente no *headspace* do reator.

Figura 1 – Fluxograma do processo de tratamento do biogás (Cenário 1), ilustrando os fluxos diários de entradas (●) e saídas (●).

Figura 2 – Fluxograma do processo de tratamento do biogás (Cenário 2), ilustrando os fluxos diários de entrada ( ) e saídas ( ).



Para avaliação comparativa dos Cenários 1 e 2 foi realizado um estudo de aumento de escala (*scale-up*), em que reatores operados no laboratório (3,5. 10^{-3} m^3 de volume cada) foram extrapolados para dois reatores com um volume total de 432 m^3, volume útil de 346 m^3, altura de 5,5 m e diâmetro de 10 m. Portanto, os resultados apresentados nesta pesquisa trazem dados extrapolados do aumento de escala (*scale up*), com o intuito de prever a abrangência dos possíveis impactos. Nesta configuração, os cenários foram simulados para atender uma população de 7500 habitantes.

Os resultados apresentados nesta pesquisa referem-se às sete categorias de impacto estudadas: Mudança climática (MC), Depleção de recursos abióticos (DCO), Toxicidade humana (TH), Ecotoxicidade de água doce (ECA), Ecotoxicidade terrestre (ECT), Acidificação terrestre (AT) e Eutrofização (EUT).

Resultados e discussões

Avaliação de inventário

Os Inventários do Ciclo de Vida (ICV) para a fase de operação dos cenários estudados estão apresentados na Tabela 1. Observou-se que os dois sistemas de tratamento de biogás obtiveram baixos níveis de emissão dos compostos de odor (H_2S e NH_3). Foi verificado no Cenário 1 ausência de CO_2, H_2S e NH_3, embora tenha sido encontrado sulfeto e amônia no Cenário 2 mas em concentrações consideradas insignificantes. De acordo com Smitkova (2011), a produção do dióxido de carbono e outras substâncias influenciam nas mudanças climáticas e, também, podem causar impactos negativos para a saúde humana e a qualidade do ecossistema.

Tabela 1 – Inventário do Ciclo de Vida dos sistemas de tratamento de biogás do Cenário 1 e Cenário 2.

	Unidade Funcional		
Efluente final	1m^3		
	Cenário 1	**Cenário 2**	
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (afluente)	Volume		Origem
Afluente	432 $m^3.d^{-1}$	432 $m^3.d^{-1}$	Projeto
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade)	Massa		Origem
Eletricidade	-	17784nKw.d^{-1}	Projeto
NaOH	0,74 ton.d^{-1}	-	
Emissões para a água	Carga		Origem
DQO (Demanda Química de Oxigênio)	52,9 Kg.d^{-1}	75,2 Kg.d^{-1}	Análises físico-químicas
Sulfato	4,6 Kg.d^{-1}	5,2 Kg.d^{-1}	Análises físico-químicas
Sulfeto	13,5 Kg.d^{-1}	12,4 Kg.d^{-1}	Análises físico-químicas

Emissões atmosféricas	Carga		Origem
Oxigênio	-	0,43 $Kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Metano	163,8 $Kg.d^{-1}$	148 $Kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Nitrogênio	0,077 $Kg.d^{-1}$	0,13 $Kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Dióxido de carbono	-	34,8 $Kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Sulfeto	-	$7,8.10^{-5}$ $Kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Amônia	-	$1,1.10^{-4}$ $Kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas

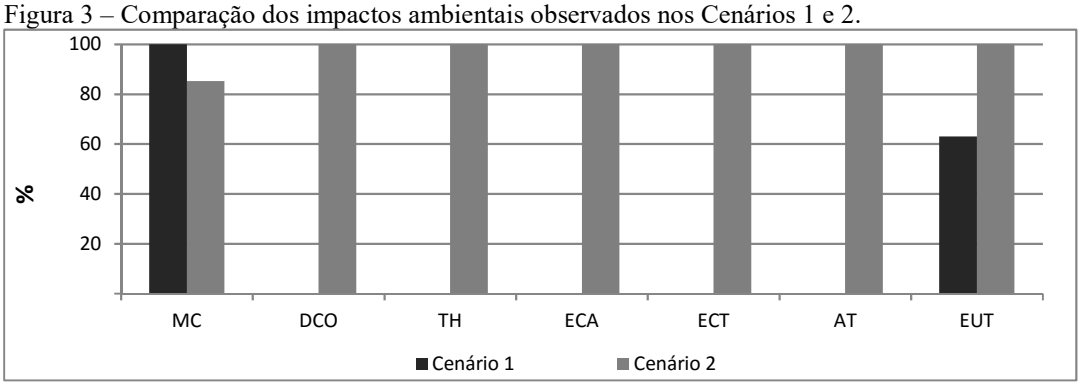
O sulfeto de hidrogênio (H_2S) é um gás incolor, de cheiro desagradável característico, extremamente tóxico e mais denso do que o ar. Assim, quando em estado gasoso é condensado junto com a umidade do ar chegando ao solo, podendo ser lixiviado para o corpo hídrico. Adicionalmente, em combinação com o ozônio, o H_2S na atmosfera pode ser oxidado a SO_2, constituindo assim uma fonte deste poluente, que pode se combinar com moléculas de água, gerando o ácido sulfúrico, que causa sérios danos principalmente à flora e à agricultura.

Avaliação de impactos do ciclo de vida comparativa

A partir da análise comparativa entre os Cenários 1 e 2 estudados (Figura 3), observou-se que o Cenário 2 foi o mais impactante para as categorias: DCO, TH, ECA, ECT, AT e EUT, com exceção do parâmetro MC em que o Cenário 1 foi o de maior contribuição. Os encargos são devidos principalmente a emissão de metano que é um fator de mudanças climáticas. Os dados de ICV apresentados na Tabela 1, apontam uma maior emissão de metano para o Cenário 1 que o fez contribuir em maior proporção para a categoria MC. Ainda que insignificantes, as emissões de sulfeto e amônia justificam uma contribuição de 100% na toxicidade (TH, ECA e ECT) observadas na ACV do Cenário 2 e ausência dos parâmetros de toxicidade no Cenário 1. A emissão de sulfeto pelo Cenário 2 contribui com 100% para o parâmetro AT.

DCO é uma categoria de impacto que mede a liberação de compostos químicos que reduzem a camada de ozônio (O_3) na estratosfera. O Cenário 2 contribuiu com maior impacto na depleção da camada de ozônio (DCO) e, este fato, pode estar relacionado ao consumo de energia elétrica no funcionamento da bomba de microaeração. Segundo Piekarski (2013) o potencial de impacto observado com a matriz elétrica é decorrente da utilização de combustíveis de origem fóssil para a produção de energia elétrica, entre eles, os derivados do petróleo e o gás natural. Para Scherer (2015), a produção de energia elétrica é quem mais contribui para DCO, assim como o consumo de combustíveis fósseis para acidificação, depleção da camada de ozônio e potencial de aquecimento global, devido, principalmente ao dióxido de carbono (CO_2).

Figura 3 – Comparação dos impactos ambientais observados nos Cenários 1 e 2.

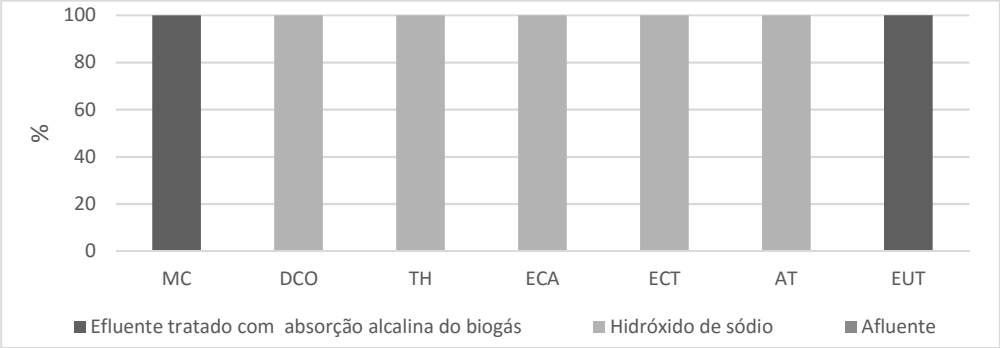


Nota - As unidades de referência utilizadas para cada impacto foram: MC (Kg de CO_2 eq.); DCO (Kg de CFC-11eq); TH (Kg de 1,4-DB eq.); ECA (Kg de 1,4-DB eq.); ECT (Kg de 1,4-DB eq.); AT (Kg de SO_2 eq.); EUT (Kg de P eq.).

Avaliação do ciclo de vida do Cenário 1

Na Figura 4 está apresentada a contribuição dos insumos de entrada e saída (NaOH), afluente e efluente nas categorias de impacto analisadas. Observa-se que o NaOH, utilizado no sistema de lavagem do biogás, foi o principal responsável quando selecionados os impactos: DCO, TH, ECA, ET e AT. Dentro da análise do ciclo de vida do NaOH, encontra-se a produção e o transporte como responsáveis por 71 e 1% dos impactos, respectivamente.

Figura 4 – Impactos ambientais observados no Cenário 1.

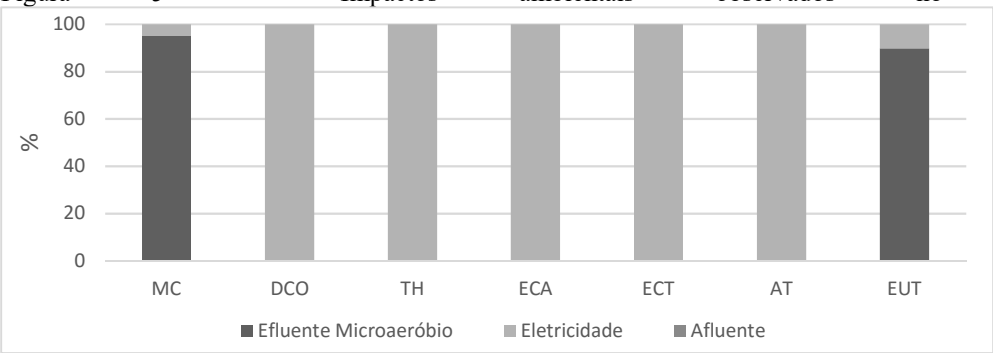


Nota - As unidades de referência utilizadas para cada impacto foram: MC (Kg de CO_2 eq.); DCO (Kg de CFC-11eq); TH (Kg de 1,4-DB eq.); ECA (Kg de 1,4-DB eq.); ECT (Kg de 1,4-DB eq.); AT (Kg de SO_2 eq.); EUT (Kg de P eq.).

Avaliação do ciclo de vida do Cenário 2

O Cenário 2 contribui com impactos negativos para todos os parâmetros estudados. O consumo de energia elétrica representa o insumo de maior contribuição dentre as categorias de impacto, com exceção da MC e EUT, como pode se verificar na Figura 5. De acordo com Larsen e Hauschild (2008), a eletricidade requerida e o uso de combustíveis aumentam os impactos da fase de operação.

Figura 5 – Impactos ambientais observados no Cenário 2.



Nota - As unidades de referência utilizadas para cada impacto foram: MC (Kg de CO_2 eq.); DCO (Kg de CFC-11eq); TH (Kg de 1,4-DB eq.); ECA (Kg de 1,4-DB eq.); ECT (Kg de 1,4-DB eq.); AT (Kg de SO_2 eq.); EUT (Kg de P eq.).

Os maiores aportes à categoria de mudança climática provêm da hidroeletricidade. Isto se justifica pelo fato de que mais de 80% da matriz elétrica nacional é originada deste meio (PIEKARSKI, 2013). De acordo com o autor, o gás natural, os derivados de petróleo, o carvão e derivados representaram 40% do impacto da mudança climática observada no ano de 2011 pela produção de eletricidade. Por fim, a maior contribuição é dada à extração mineral e pelas fontes de energia não-renováveis incorporadas na matriz elétrica.

A eletricidade, no cenário 2, contribuiu em menor proporção para a categoria EUT, em que o efluente foi o insumo de maior impacto. Vale-se ressaltar, que descargas de efluentes ricos em nutrientes, principalmente ricos em N e P, podem contribuir para a eutrofização dos ecossistemas.

Ressalta-se que apesar do Cenário 2 causar maiores impactos ambientais, o sistema de microaeração traz vantagens técnicas no tocante ao controle de odor, minimização de eventuais efeitos tóxicos do H_2S formado em sistemas de tratamento contendo elevadas concentrações de sulfato, e na remoção de compostos recalcitrantes como fármacos e hormônios.

Conclusão

O Cenário 1 (absorção química), devido à remoção de 100% do sulfeto no biogás, apresentou menor toxicidade para os parâmetros TH, ECA e ECT quando comparado ao Cenário 2 (microaeração). Para este último, foram observados impactos negativos para todos os parâmetros avaliados, fato justificado pela energia elétrica requerida na bomba de microaeração, apesar da baixíssima vazão de oxigênio aplicada. Logo, os resultados apresentados alertam para a necessidade do conhecimento da ACV de sistemas de tratamento a fim de identificar em cada tecnologia qual insumo contribuiu com impactos negativos, o que pode possibilitar intervenções e elaboração de estratégias ambientalmente sustentáveis.

Referências Bibliográficas

ISO 14044 (2006): Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines (ISO 14044:2006), ISO, Geneva

ISO 14040 (2006): Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework (ISO 14040:2006). International Standard. ISO, Geneva, 20 pp ISO

JOLLIET, O.; MARGNI, M.; CHARLES, R.; HUMBERT, S.; PAYET, J.; REBITZER, G; ROSENBAUM, R. (2003); "IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology"; International Journal of Life Cycle Assessment, V.8, N,6, pp. 324-330.

LARSEN, H. F. & HAUSCHILD, M. Z. (2008) Review of existing ICA studies on waste water treatment technologies' setac Europe 18th Annual Meeting.

PIEKARSKI, C. M., FRANCISCO, A. C., LUZ, L. M., DE BASTIANI, J. A. E ZOCCHE, L. (2013) Aplicação da ACV na matriz elétrica Brasileira: Uma análise multi cenários em termos de mudança climática, qualidade de ecossistema, saúde humana e recursos. Espacios. V.34, N.4, pp. 1-9

SCHERER, M. D. (2015) Avaliação do ciclo de vida (ACV) da produção de biodiesel de microalgas cultivadas em fotobiorreatores compactos industriais. Tese: Programa de pós em Engenharia e ciência dos Materiais. UFPR

SEGHEZZO, L.; GRIETJE, Z.; LIER, J. B. Van; HAMELERS, H. V. M.; LETTINGA, G. (1998) A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. Bioresource Technology, Kiddlington, v.65, p.175-190.

SMITKOVA, M., JANICEK, F. RICCARDI, J. (2011). Life cycle analysis of processes for hydrogen production. International Journal of Hydrogen Energy V.36 N.13, pp. 7844-7851

Avaliação do ciclo de vida de sistemas de tratamento de esgoto por reator UASB convencional e reator UASB com microaeração

Patrícia Buarque[1]; Márcia Sousa[1]; José Gilmar Nascimento[1]; Carla Vidal[1]; Henrique Maranduba[3]; Paulo Igor Firmino[1], André Dos Santos[1]

[1] Universidade Federal do Ceará – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, e-mail: pmcbuarque@gmail.com

Resumo. *A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), concebida inicialmente para a análise do desempenho ambiental de produtos, tem se mostrado bastante eficiente para avaliar o potencial de impacto ambiental de estações de tratamento de esgotos. Assim, no presente estudo, a ACV foi utilizada com o objetivo de avaliar os impactos ambientais potenciais de dois sistemas de tratamento de esgoto: reator UASB convencional e reator UASB com microaeração (suplementado com baixas vazões de oxigênio). Este último tem o objetivo de melhorar a qualidade do biogás produzido pela diminuição dos níveis de sulfeto de hidrogênio (H_2S), além da possibilidade de melhorar a remoção de micropoluentes emergentes como desreguladores endócrinos e outros compostos fármacos. A modelagem dos sistemas e os cálculos envolvidos na avaliação dos impactos do ciclo de vida foram realizados mediante o uso do software Simapro 8.0, identificando as questões ambientais mais significativas e realizando a comparação do desempenho ambiental dos sistemas. Embora a microaeração tenha se mostrado uma excelente estratégia na remoção dos micropoluentes presentes nesse sistema, os quais são recalcitrantes e de elevada toxicidade aquática, os resultados obtidos permitem concluir que dentre as sete categorias de impacto ambiental do método CML avaliadas: MC, DCO, TH, ECA, ECT, AT e EUT, o sistema UASB com microaeração apresentou pior desempenho ambiental comparado ao sistema UASB convencional em seis delas. A depleção da camada de ozônio (DCO), a acidificação terrestre (AT), e a toxicidade humana (TH) foram as categorias de impactos ambientais mais relevantes. Utilizando uma análise das causas mais relevantes sobre os impactos avaliados, verificou-se que a eletricidade requerida para a aeração do sistema, apesar da baixíssima vazão de oxigênio, teve uma grande influência nos resultados encontrados, com uma contribuição superior a 90%, para todas as categorias apontadas nos riscos do sistema microaerado. As demais categorias recebem maior parte da contribuição de impactos dos seus subprodutos gerados, como nitrogênio amoniacal, CH_4 e N_2. Por fim, percebe-se a importância da inclusão da ACV na tomada de decisões na área de tratamento de esgotos quer na fase de implantação ou operação dos sistemas, e de se fazer que o conhecimento sobre a ferramenta chegue às companhias de saneamento e agências de fiscalização ou reguladoras.*

Palavras-chave. *Avaliação do Ciclo de vida, Reator UASB, Microaeração.*

Introdução

A crescente preocupação com as questões ambientais tem motivado a comunidade técnico-científica na busca por tecnologias cada vez mais limpas e eficazes no setor de saneamento básico, haja vista os grandes e históricos benefícios de melhoria na saúde humana que uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) pode causar, tal como a diminuição de impactos relacionados à depleção de oxigênio, eutrofização e lançamento de substâncias tóxicas nos corpos receptores. Entretanto, a operação de uma ETE também dá origem a uma série impactos ambientais devido ao consumo de energia, ao uso de compostos químicos e às emissões para a atmosfera (BARBOSA JÚNIOR et al., 2007; GUTIERREZ, 2014).

A integração entre operações e processos unitários compõem os sistemas de tratamento. As ETEs brasileiras atuam em grande maioria em nível secundário, ou seja, mecanismos biológicos são predominantes. O objetivo básico é remover matéria orgânica e, eventualmente, nutrientes como o nitrogênio e o fósforo. Assim, fazem-se necessárias ferramentas de avaliação ambiental que caracterizem os impactos associados a cada unidade dos sistemas, em função do consumo de recursos e da geração de subprodutos, a fim de melhorar as tomadas de decisões em relação à quais sistemas adotar, promovendo sempre a sustentabilidade dos mesmos (GUTIERREZ, 2014; LUNDIE, PETERS, BEAVIS, 2004).

Nesse sentido, a avaliação do ciclo de vida (ACV) tem surgido como um instrumento bastante eficaz no estudo dos impactos ambientais associados aos diversos estágios de um sistema, por meio do levantamento e

quantificação da energia e dos materiais necessários (entradas), bem como dos resíduos e emissões liberados ao meio ambiente (saídas). Como ferramenta de gestão, a ACV permite ao responsável pela decisão escolher uma alternativa considerando seus aspectos técnicos e seu desempenho ambiental, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo (HOSPIDO et al., 2008; RAHMAN et al., 2016).

Assim, o presente estudo buscou avaliar o desempenho ambiental de dois sistemas de tratamento de esgoto: reator UASB convencional e reator UASB com microaeração (suplementado com baixas vazões de oxigênio), por meio da avaliação do ciclo de vida, em função do gerenciamento dos subprodutos gerados. Este último tem o objetivo de melhorar a qualidade do biogás produzido pela diminuição dos níveis de sulfeto de hidrogênio (H_2S), além da possibilidade de melhorar a remoção de micropoluentes emergentes como desreguladores endócrinos e outros compostos fármacos.

Material e métodos

Escopo do trabalho

Para os sistemas em estudo (Anaeróbio-Microaeróbio), o escopo do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) foi delimitado pela chegada do esgoto bruto na ETE até o ponto de lançamento do efluente final tratado no corpo receptor, bem como a produção do biogás tratado nos diferentes sistemas pesquisados e utilização de produtos químicos e eletricidade quando necessário. A unidade funcional utilizada para avaliação dos dados foi $1m^3$.

Foi utilizada a metodologia da ISO 14040 (2009) e ISO 14044 (2009), utilizando o software SimaPro®, método CML – IA (baseline) versão 3.0, normalização World 2000. Esse software dispõe de um grande número de banco de dados, cujas categorias de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) são: Mudança climática (MC), Depleção de recursos abióticos (DCO), Toxicidade humana (TH), Ecotoxicidade de água doce (ECA), Ecotoxicidade terrestre (ECT), Acidificação terrestre (AT) e Eutrofização (EUT). A definição das fronteiras dos sistemas para a AICV utilizou uma abordagem "*gate-to-gate*", para todo o processo de tratamento.

Descrição dos cenários e ACV

Os experimentos foram conduzidos em escala de laboratório e os dados coletados para o estudo comparativo nos dois cenários de operação do reator foram monitorados por dois meses e obtidos por meio da coleta de amostras simples analisadas nas dependências do Laboratório de Saneamento da UFC (Labosan). O reator em estudo foi operado a priori sob condições anaeróbias e, em seguida, foi posto sob condições de microaeração. O sistema foi alimentado em fluxo contínuo, com volume total de 4,0 L (volume útil de 3,7 L) e confeccionado em PVC, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de cerca de 6h e carga orgânica volumétrica de 3,8 kg DQO $m^{-3} \cdot d^{-1}$.

Para avaliação comparativa do ciclo de vida dos sistemas de tratamento: anaeróbio e microaeróbio foi realizado um estudo de aumento de escala (*scale-up*), em que o reator operado em laboratório foi extrapolado para um sistema com volume total de 432 m^3 e volume útil de 346 m^3, altura de 5,5 m e diâmetro 10 m. Portanto, os resultados apresentados nesta pesquisa trazem dados de aumento de escala (*scale-up*), com o intuito de prever a abrangência dos possíveis impactos. Nesta configuração, os sistemas de tratamento atendem a uma população de 7.500 habitantes. As características de cada cenário em *scale-up* estão descritas na Tabela 1. Já os fluxogramas das fronteiras dos sistemas estudados estão representados nas Figuras 1 e 2.

Tabela 1 – Dados dos cenários estudados para o tratamento de esgotos sanitários.

Parâmetro	**Anaeróbio**	**Microaeróbio**
Volume do reator m3	432	432
TDH (h)	11	11
População (hab)	7.500	7.500
Vazão afluente ($m^3.d^{-1}$)	945	945
DQO afluente ($kg.d^{-1}$)	34	51,9
Produção de Biogás ($m^3.d^{-1}$)	324	394
Concentração de CH_4 (%)	82	63,5
Energia	-	17784 $kWh.d^{-1}$

Figura 1 – Fluxograma do processo de tratamento de esgotos domésticos sob condições anaeróbias (cenário 1), ilustrando os fluxos diários de entradas e saídas.

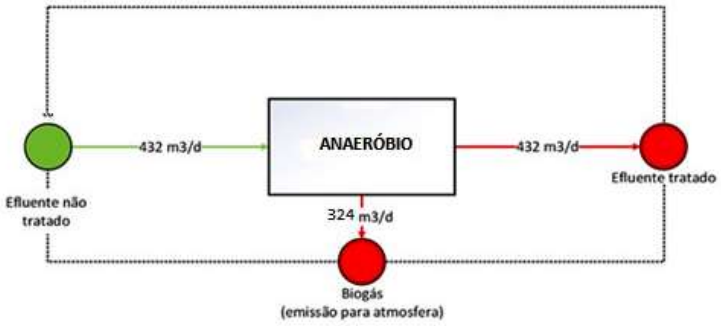
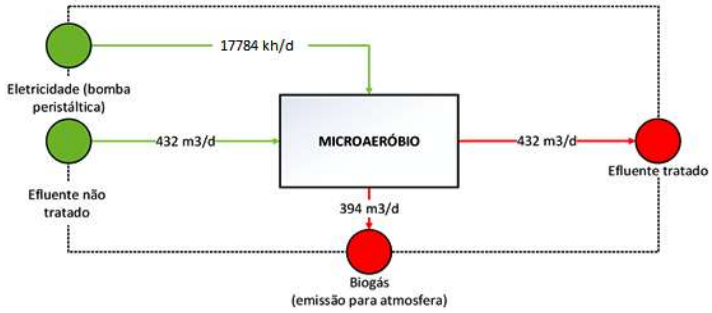


Figura 2 – Fluxograma do processo de tratamento de esgotos domésticos sob condições microaeróbias (cenário 2), ilustrando os fluxos diários de entradas e saídas.



Inventário de ciclo de vida (ICV)

A construção dos inventários de ciclo de vida (ICV) seguiu os princípios da série de normas ISO 14.040 e foi desenvolvida em planilhas (Excel), a partir de aspectos ambientais relativos aos sistemas. Os dados brutos utilizados para obtenção do ICV na fase de operação do sistema sob condições anaeróbias estão descritos na Tabela 2 (cenário 1). Para este sistema, os dados de entrada correspondem apenas o afluente ao sistema. Na Tabela 3 (cenário 2) estão os dados de inventário do sistema sob condições microaeróbias. Agora, os dados de entrada correspondem ao afluente e energia elétrica utilizada no funcionamento das bombas de aeração.

As emissões para a água de ambos os sistemas correspondem ao próprio efluente final e as emissões atmosféricas também estão apresentadas como dados de saída.

Tabela 2 – Dados brutos utilizados no inventário do ciclo de vida do sistema de tratamento anaeróbio.

Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos		Unidade Funcional		
Efluente final/Absorção química		1 m^3		
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (afluente)	Nomenclatura SimaPro®	Volume		Origem
Afluente	-	432	$m^3.d^{-1}$	Projeto
Emissões para a água	Nomenclatura SimaPro®	Carga		Origem
DQO (Demanda Química de Oxigênio)	COD	34,2	$kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Nitrogênio Amoniacal ($N\text{-}NH_3$)	Ammonia, as N	64,9	$kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Nitrito ($N\text{-}NO_2^-$)	Nitrite, as N	1,9	$kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas

Nitrato ($N\text{-}NO_3^-$)	Nitrate, as N	0,3	$kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Estrona	Estrone	0,23	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Etinilestradiol	Ethinylestradiol	0,23	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Estradiol	Estradiol	0,24	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Sulfametoxazol	Sulfamethoxazole	0,20	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Trimetoprima	Trimethoprim	0,22	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Bisfenol - A	Bisphenol – A	0,25	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Diclofenaco	Diclodenac	0,24	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Emissões atmosféricas	Nomenclatura SimaPro®	Carga		Origem
Metano	Methane	190,5	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Dióxido de carbono	Carbon Dioxide	46,76	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Sulfeto	Sulfite	0,03	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas

Nota: não existem as substâncias "Sulfamethoxazole", "Diclofenac", e, o "Sulfite" na biblioteca do SimaPro. Por isso, essas substâncias não foram consideradas na análise do ciclo de vida, embora tenham sido caracterizadas pelas análises laboratoriais.

Tabela 3 – Dados brutos utilizados no inventário do ciclo de vida do sistema de tratamento microaeróbio.

Saída conhecida para a esfera tecnológica. Produtos e co-produtos		**Unidade Funcional**		
Efluente final/Microaeração		1 m^3		
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (afluente)	Nomenclatura SimaPro®	Volume		Origem
Afluente	-	432	$m^3.d^{-1}$	Projeto
Entradas conhecidas da esfera tecnológica (eletricidade)	Nomenclatura SimaPro®	Massa		Origem
Eletricidade	Electricity, low voltage	17784	$Kwh.d^{-1}$	Projeto
Emissões para a água	Nomenclatura SimaPro®	Carga		Origem
DQO (Demanda Química de Oxigênio)	COD	52,0	$kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Nitrogênio Amoniacal ($N\text{-}NH_3$)	Ammonia, as N	66,9	$kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Nitrito ($N\text{-}NO_2^-$)	Nitrite, as N	0,12	$kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Nitrato ($N\text{-}NO_3^-$)	Nitrate, as N	1,5	$kg.d^{-1}$	Análises físico-químicas
Estrona	Estrone	0,11	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Etinilestradiol	Ethinylestradiol	0,09	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Estradiol	Estradiol	0,10	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Sulfametoxazol	Sulfamethoxazole	0,12	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Trimetoprima	Trimethoprim	0,11	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Bisfenol - A	Bisphenol – A	0,09	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Diclofenaco	Diclodenac	0,13	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Emissões atmosféricas	Nomenclatura SimaPro®	Carga		Origem
Oxigênio	Oxygen	0,68	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas

Metano	Methane	190,4	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Nitrogênio	Nitrogen	0,10	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas
Dióxido de carbono	Carbon Dioxide	35,8	$kg.d^{-1}$	Análises cromatográficas

Nota: não existem as substâncias "Sulfamethoxazole" e "Diclofenac" na biblioteca do SimaPro. Por isso, essas substâncias não foram consideradas na análise do ciclo de vida, embora tenham sido caracterizadas pelas análises laboratoriais.

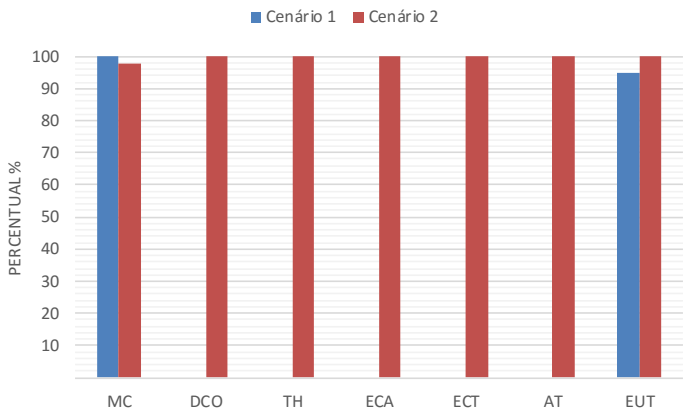
Resultados e discussão

Avaliação comparativa dos impactos do ciclo de vida

Realizando uma análise comparativa entre os cenários 1 e 2 (Figura 3), observou-se que o cenário 2, UASB submetido a microaeração, apesar das baixíssimas vazões de oxigênio aplicadas, apresentou pior desempenho que o sistema UASB convencional (cenário 1) em seis das sete categorias de impactos ambientais avaliadas: DCO, TH, ECA, ECT, AT e EUT.

Ainda observando o gráfico da Figura 3, constatou-se que o cenário 1 foi bastante relevante para os seguintes impactos ambientais: MC e EUT, apresentando uma contribuição de 100% e 95%, respectivamente, para ambos os impactos. Essa forte contribuição sobre MC poderá ser atribuída a uma maior concentração de gases do efeito estufa, decorrente da queima do biogás no sistema anaeróbio, quando comparado ao processo microaeróbio, ver tabelas 2 e 3. Neste último, há uma diluição do biogás produzido, e consequente redução dos gases do efeito estufa (e.g. CH_4 e CO_2), devido a inserção de oxigênio no biorreator. Já com relação ao impacto EUT, conforme descrito na Tabela 2, há ainda a presença de nutrientes no efluente final, podendo contribuir sobremaneira para a eutrofização dos ecossistemas aquáticos.

Figura 3 – Comparação dos impactos ambientais observados nos cenários 1 e 2.



Nota - As unidades de referência utilizadas para cada impacto foram: MC (kg de CO_2 eq.); DCO (kg de CFC-11eq); TH (kg de 1,4-DB eq.); ECA (kg de 1,4-DB eq.); ECT (kg de 1,4-DB eq.); AT (kg de SO_2 eq.); EUT (kg de NO_3^- eq.).

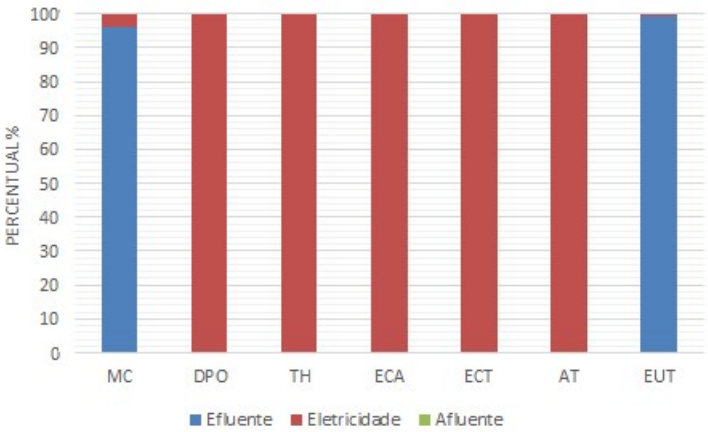
Avaliando as causas mais relevantes para o incremento dos impactos gerados no cenário 2 (Figura 4), confirmou-se que tal comportamento está relacionado principalmente a grande contribuição acerca da utilização de energia elétrica para promover o fornecimento de oxigênio dentro do sistema microaeróbio, com uma contribuição de 100%, para cinco categorias, das sete estudadas.

Segundo Piekarski (2013), o potencial de impacto observado com a matriz elétrica é decorrente da utilização de combustíveis de origem fóssil para a produção de energia elétrica, entre eles, os derivados de petróleo e o gás natural. Em geral, os potenciais de impacto desta categoria acontecem em razão da combustão de recursos fósseis que emitem compostos que causam depleção na camada de ozônio, com destaque ao óxido nitroso e aos clorofluorcarbonos (CFCs). Esses produtos químicos produzidos, por conseguinte, podem se unir a outros poluentes liberados na atmosfera e causar chuvas ácidas, alteração nos ciclos do nitrogênio, incremento de nutrientes nos corpos hídricos, floração de algas e outros efeitos danosos à saúde humana, fauna e flora

(MIRLEAN et al., 2000). Assim, influenciam também de forma direta e bastante impactante nas demais categorias avaliadas, TH, ECA, ECT, AT e EUT.

A contribuição devido ao lançamento do efluente tratado e à emissão de gases para a atmosfera no cenário 2, como mostra o ICV da tabela 3, também corrobora para o incremento nos impactos gerados por esse cenário, haja vista que ainda há a emissão de poluentes orgânicos (e.g. DQO - 52,0 $kg.d^{-1}$) e nutrientes (e.g. $N\text{-}NH_3$ – 66,9 $kg.d^{-1}$) em corpos receptores, podendo causar possíveis eutrofização, redução do oxigênio dissolvido e aumento do pH, bem como a liberação de gases que favorecem o efeito estufa (e.g. CH_4 - 190,4 $kg.d^{-1}$ e CO_2 – 35,8 $kg.d^{-1}$), contribuindo com os impactos relacionados à mudanças climáticas (MC) e eutrofização (EUT). Tais impactos recebem maior contribuição da carga efluente, ou seja, emissões para água e para atmosfera, decorrentes dos subprodutos oriundos do tratamento biológico e queima do biogás, respectivamente, conforme Figura 4.

Figura 4 – Impactos ambientais observados no cenário 2.



Nota - As unidades de referência utilizadas para cada impacto foram: MC (Kg de CO_2 eq.); DCO (Kg de CFC-11eq); TH (Kg de 1,4-DB eq.); ECA (Kg de 1,4-DB eq.); ECT (Kg de 1,4-DB eq.); AT (Kg de SO_2 eq.); EUT (Kg de NO_3^- eq.).

Embora a microaeração tenha se mostrado menos atrativa no que diz respeito aos impactos avaliados pela ACV, a suplementação de oxigênio em baixas concentrações tem se mostrado uma excelente estratégia na remoção de compostos recalcitrantes e tóxicos (FIRMINO, 2013; SOUSA et al., 2014). Tais resultados se deve ao fato de que os atuais modelos de caracterização utilizados na ACV não conseguem avaliar grande parte dos parâmetros analisados para verificar a eficiência dos tratamentos, explicando o desempenho inferior do UASB microaeróbio, que possui como inputs a energia, enquanto o UASB anaeróbio possui como input somente o afluente que entra com carga ambiental zero.

Assim, vale salientar que esse sistema apresentou elevadas remoções para os micropoluentes presentes nos sistemas avaliados, os quais são desreguladores endócrinos, recalcitrantes e de elevada toxicidade aquática. De toda forma, muito embora não tocada na presente investigação, os sistemas microaeróbios se mostrariam muito mais atrativos sob a ótica do ciclo de vida, para a maior parte das categorias avaliadas, quando comparado aos tradicionais sistemas aeróbios de tratamento de esgotos como lodo ativado ou filtros aerados.

Conclusões

Para as categorias de impacto ambiental analisadas, os resultados inerentes a avaliação dos impactos do ciclo de vida demonstrou que o sistema UASB, quando operou de forma convencional, sob condições anaeróbias, teve um maior desempenho ambiental, comparado ao sistema UASB + microaeróbio, em seis das sete categorias de impactos avaliadas. A eletricidade requerida teve grande influência no desempenho dos sistemas analisados, sendo tal fato evidenciado pelo estudo dos impactos inerentes ao cenário 2, avaliado de forma isolada. Já o cenário 1 apresentou maior contribuição no impacto relacionado a mudanças climáticas, haja vista que a produção de poluentes do efeito estufa se dá em maior concentração sob essas condições.

Referências Bibliográficas

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14.040. *Gestão ambiental: princípios e estruturas*. Rio de Janeiro, 2009.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14.044. *Gestão ambiental: requisitos e orientações*. 2009.

BARBOSA JÚNIOR, A. F. et al. Conceitos e Aplicações de ACV no Brasil. *In: Encontro nacional de engenharia de produção,* 27., 2007, Foz do Iguaçu. Anais... Foz do Iguaçu: ABEPRO, 2007.

FIRMINO, P. I. M. (2013) *Tratamento anaeróbio e microaeróbio de águas sintéticas contaminadas com BTEX*. 168 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE.

GUTIERREZ, K. G. (2014) Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida. 129f. Tese (doutorado) – Programa de pós-graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. (2008) *A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain).* Int. J. LCA, V. 13, N. 1, pp. 57–64.

LUNDIE, S.; PETERS, G. M.; BEAVIS, P. C. (2004) Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning. Environ. Sci. & Technol., V. 38, N. 13, pp. 3465- 3473.

MIRLEAN, N. (2000) Níveis e origem da acidificação das chuvas na região do Rio Grande, RS. Química Nova., v. 23, N. 5, pp. 590-593.

PIEKARSKI, C. M. (2013) Proposta de melhoria do desempenho ambiental associado ao ciclo de vida da produção do painel de madeira mdf. 147f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, PR.

RAHMAN, S. M. et al. (2016) *Life-Cycle Assessment of Advanced Nutrient Removal Technologies for Wastewater Treatment*. Environ. Sci. Technol. V. 50 N. 6, pp. 3020–3030.

SOUSA, M. R.; et al., (2014) *Anaerobic versus microaerobic processes for sulfide removal from biogas: engineering and microbiological aspects*. In 16th International Biotechnology Symposium and Exhibition (IBS), Fortaleza, Ceará, Brasil.

Using Life Cycle Assessment as a tool for potable water treatment plants (PWTPs)

Oscar Orlando Ortiz-Rodriguez [1], *Raquel Amanda Villamizar Gallardo* [2], *Saury José Thomas Manzano* [3], *Belisario Peña Rodriguez* [4]

1University of Pamplona, Department of Industrial Engineering, Pamplona - Colombia.
Email: oscarortiz@unipamplona.edu.co
2University of Pamplona, Department of Microbiology, Pamplona - Colombia. Email: raqvillamizar@unipamplona.edu.co
3 University of Pamplona, Department of Industrial Engineering, Pamplona - Colombia. Email: saurythomas@unipamplona.edu.co
4 University of Pamplona, Department of Industrial Engineering, Pamplona - Colombia. E-mail: bpenna@unipamplona.edu.co

Abstract. *Beyond 2015, the aiming of water quality management at the fulfillment of the 7th objective of the Millennium Development Goals (MDGs) implies both incorporating sustainable development principles into national policies and programs and reducing the loss of environmental resources. For this purpose, it has been estimated that Colombia needs to invest approximately $4.000 million dollars in order to improve the indicators of unsatisfied basic needs in terms of guaranteeing a good potable water service, which is certainly vital for public health and human life. Potable water treatment plants (PWTPs) are typically supplied by surface waters (mainly rivers) and resort to gravity, pumping and/or mixed systems to get the water from the catchment point, where the first stage of the potable water process takes place. These processes require energy and chemical supplies in order to guarantee an adequate product for human consumption. There is great concern about those processes which directly or indirectly contribute to climate change and other environmental impacts. In this context, and provided that treated water constitutes a basic public utility delivered in urban centers around the world and in some rural areas, the impact of its emissions on the environment has been considered to be of great interest. Hence, the current research applied the environmental methodology of Life Cycle Assessment (LCA) to evaluate the environmental loads of a potable treatment plant (PWTP) located in northeastern Colombia, following ISO 14040 international guidelines. The different stages of the purification process, from the catchment point to the pumping to the distribution network, were thoroughly assessed. The functional unit was defined as 1 m³ of potable water produced at the plant. The results allowed determining that the regarding the environmental impact of Climate change G*WP impact value obtained was 3,08E-01 Kg CO2 EQ. This is the result of the widespread use of energy in various processes, and the conditions of the treated water, which affect the need for chemical products. *However, this not the case of the impact caused by the destruction of the ozone layer. The problem of environmental impact due to energy consumption is evident, where it exceeds 60% of environmental impact. To conclude, treatment processes and techniques, bioclimatic conditions and culturally driven consumption behavior vary from region to region. Furthermore, changes in treatment processes and techniques are likely to affect the environment during all stages of a plant's operation cycle.*

Key words: Colombia, drinking water, Life Cycle Assessment.

Introduction

Water is essential for life and the functioning of society, which has been developing and improving purification techniques over time, some of them having already become certainly traditional (1). In this context, and provided that treated water constitutes a basic public utility delivered in urban centers around the world and in some rural areas, the impact of its emissions on the environment has been considered to be of great interest. Such is the case of the widespread conventional method, which, based on physical, chemical and sometimes biological treatments, requires energy and supplies to ensure suitable consumption conditions, and therefore releases pollutants into the environment (2).

Furthermore, water purification is a basic service provided in urban centers around the world and in many rural populations. A growing demand for this service, coupled to the need for improving its environmental, social, economic and sustainability indicators, makes it necessary to conduct research applying methodologies such as Life Cycle Assessment (LCA) (3).

Given the current unfavorable environmental conditions, resulting in turn from impacts such as climate change, destruction of the ozone layer, acidification, human toxicity, photochemical smog and eutrophication, among others, it is necessary to consider mechanisms that are capable of reducing the contribution of water treatment to these impacts (4).

Assessing the environmental impact of water treatment processes facilitates the promotion of cleaner production alternatives. Currently available methodologies aid in the identification of the impacts generated in the production process. One of such methodologies is Life Cycle Assessment (LCA). Following International Standard of ISO 14040 (5), this methodology evaluates environmental loads during the life cycle of a product and/or service by identifying and quantifying the use of matter and energy, in order to propose mitigation alternatives (6). LCA being a first-hand tool in different industrial sectors of developed countries, its application in developing countries is still incipient, although it is currently gaining more and more adherents in industrial and scientific sectors, because of its wide applicability and acceptance (7).

The fact that water science technology is in clear need for further research is enhanced by the fact that water purification has an elevated impact on public health. This, in turn, confers great relevance to the present study, since it resorts to a modern methodology (LCA) for the environmental assessment of the process in question. In this context, the main purpose of the current work was to apply LCA to the environmental impact of the water treated process in a water treatment plant located in northeastern Colombia. As such, the current study is expected to become not only a reference in the environmental impact assessment of potable water production processes in the area of influence of the surveyed plant; but also the basis for the development of cleaner technological alternatives that are capable of generating more sustainable water treatment processes.

Methodology

LCA comprises four main phases: Objective and scope definition; Inventory analysis, Impact assessment and Interpretation of results (5). As to the first phase, the system's boundaries and level of detail must be defined. Therefore, the present study focused exclusively on the water treatment process of the companies in charge of it, respecting the framework provided by their non-disclosure policies. Said a treatment plant, hereinafter named Plant 1 was analyzed through LCA in terms of the different steps of the purification process, namely, de-sanding, coagulation, flocculation, filtration, disinfection and conduction to the distribution and storage network. The functional unit for this study was defined as "1 m³ of potable water produced at the plant."

The second phase of the methodology, inventory analysis, consists in an account of the inputs and outputs of the system, assuring the collection of the necessary data to meet the objectives of the study. Said information detailed the water treatment process at the plant, including parameters such as the necessary amounts of energy and chemical products and their polluting factor equivalent. This process took information from two different source types, namely primary and secondary. The primary information was taken directly from the treatment plant, and corresponded to six monthly records of their normal operation within a period of one year, from June 2013 to June 2014. Secondary information was taken from the database Ecoinvent, which provides a clear and scientific evaluation of LCA data at the international level (8). Table 1 shows the inventory of chemical inputs and energy flows of the studied treatment plant.

Table 1. Inventory of chemical inputs and energy flows.

Process	***Input***	***Amount / FU***
Disinfection with Chlorine	Chlorine gas	0.002607 Kg/m^3
Coagulation	Aluminium sulphate	0.044470 Kg/m^3
Coagulation Flocculation	Polymer	0.000179 Kg/m^3
pH Stabilization and Pre-treatment	Hydrated lime	0.0000849 Kg/m^3
Flocculation and distribution network	Mechanical Flocculators and drive pumps	1.30513 KWh/m^3

The third phase of LCA is that of life cycle impact assessment (LCIA), the purpose of which is to provide environmental indicators intended to aid in the assessment of the Life Cycle Inventory (LCI) results, in order to

understand their environmental significance. The CML 2001 method was employed for LCIA, since it provides information on emissions per unit of process. When it comes to evaluating the environmental loads, the studied categories are: Climate Change (GWP), as measured in (Kg CO_2-Eq); Acidification Potential (kgSO2-Eq); Stratospheric Ozone Depletion (kg CFC-11-eq); and Ionizing Radiation (AVAD). LCA was calculated on LCA-Data Manager, a software package developed by SIMPPLE. The overall environmental impact, therefore, is the sum of the impacts of the segregated flows at each phase of the life cycle.

The last stage of a LCA is Interpretation, which allows analyzing the environmental loads of a given process' life cycle, looking forward to proposing alternatives and strategies leading to the mitigation of its environmental impacts.

Results and discussion

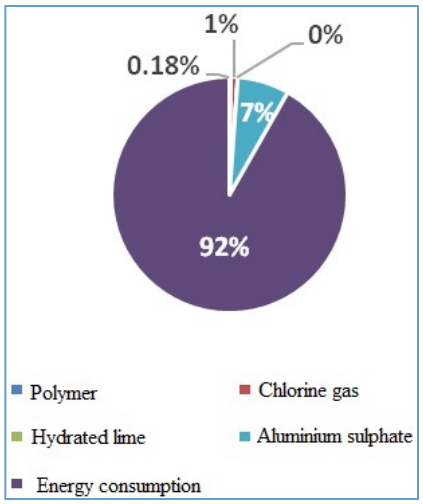
Below are the overall results of the environmental impacts evaluated from the water treatment plant. The results (Table 2) show general correspondence with previous reports by (6) and (9), although no direct comparison can be made, as they employed contrasting methodologies. However, these investigations corroborate similar supply (e.g., aluminum sulphate, chlorine gas, and the active ingredient of the polymer) and energy inputs to those employed in Colombian treatment plants.

Table 2. Environmental impact quantification in the studied water treatment plant (measured in Kg Equivalents per FU)

ENVIRONMENTAL IMPACT	AMOUNT OF ENVIRONMENTAL LOADS
GLOBAL WARMING POTENTIAL (GWP)	3,08E-01 Kg CO_2 EQ
ACIDIFICATION	8,11E-04 Kg SO2 EQ
EUTROFICATION	1,55E-04 kg PO4 EQ
PHOTOCHEMICAL OXIDATION	4,77E-05 Kg ETHYLENE EQ
OZONE LAYER DEPLETION	2,24E-08 Kg CFC - 11 EQ
HUMAN TOXICITY	4,11E-02 Kg 1,4-DCB EQ
DEPLETION RESOURCES	9,58E-04 Kg ANTIMONY EQ

The GWP impact value obtained was 3,08E-01 Kg CO2 EQ. This is the result of the widespread use of energy in various processes, and the conditions of the treated water, which affect the need for chemical products. Figure 2 shows the distribution of GHG (Greenhouse Gases emissions) featuring the purification processes.

Figure 2. Percentage of pollutants affecting Global Warming



According to Figure 2, CO_2, which results from the burning of fossil fuels employed in energy consumption and in the manufacturing of chemical inputs derived from petroleum, is the most important emission impacting the atmosphere. CO_2 being a greenhouse gas, it should receive special attention because of the current challenges imposed by climate change. For its part, ethane HFC ranged approx. 10% of total GHG.

The impact generated by power consumption at the plant, which results from the operation of the monitoring network and the use of compressors to propel the flocculation motoreducers and the pneumatic gate and electric pumping systems, all of which accounts for 92% of total CO_2 emissions.

Climate change constitutes a good benchmark for the calculation of other environmental indicators such as acidification or eutrophication. However, this not the case of the impact caused by the destruction of the ozone layer. The problem of environmental impact due to energy consumption is evident, where it exceeds 60% of environmental impact. To a large extent, these percentages are due to the mobilization of large water volumes resulting, in turn, from the unfavorable location of the plant with respect to the towns they serve. As analyzed elsewhere in this work, other impacts feature the studied plant, but for the moment this problem is the one that requires immediate attention when it comes to minimizing its environmental impact. Impacts due to the flocculation adjuvant (i.e., the polymer) produces the least impact in the plant.

This indicates that there are processes and energy flows indirectly impacting the environment in the plant, thus making it necessary for the companies involved to assume certain commitments with the sustainability of potable water supply, in terms of the development of alternatives that eliminate, reduce or mitigate the impact.

The studied plant produces specific impacts that are proper of its particular processes, in turn affected by the amount of treated water, the conditions of the supply source and the topographic conditions. Thus, although impact management and recommendations must be plant-specific, the adjusted transfer of efficient and environmentally friendly processes from one plant to another is not precluded.

Having identified the coagulant agent as a relevant impact of the water treatment process, it is possible to propose amendments specifically aimed at reducing the doses in question, which can be attained after a thorough review of their efficiency. It is important to explore alternative coagulants, or the application of an adjuvant to decrease the use of Clarifloc.

Preserving the water source that supplies the treatment plant is also important, since its deterioration produces unfavorable features in the water to be treated. In this way, elevated turbidity, undesirable color or suspended materials directly influence the amount of coagulant needed to purify the water. In an optimal scenario, it would be interesting to study the feasibility of adding a pre-treatment process to improve the physicochemical properties of the water entering the plant, thus reducing the necessary amount of coagulant.

As to the application of chlorine gas, alternative methods such as reverse osmosis or nano-filtration are capable of withdrawing all pathogens, thus leaving the application of chlorine gas only for the fulfillment of the necessary residual dose. However, this type of implementation is highly resource demanding, including large amounts of energy for the membrane filtering process.

The use of coagulant accounts for half the environmental impact generated there. The reduction in the use of this pollutant depends on the analysis of the doses applied during the purification process. The possible alternatives that can be explored to solve the problem of the coagulant can be:

- Pilot testing the efficiency of the coagulant as compared to that of other chemical agents with lesser potential environmental impact.

- The possibility to reduce the use of coagulant through the introduction of other flocculation aids with better results than the current polymer.

- Studying the possible effects of increasing the polymer dose, looking forward to reducing the necessary amount of coagulant.

The treatment processes were modeled in LCA manager software, only changing the power source to natural gas, wind or photovoltaic energy, all of which allowed decreasing total emissions by 50% (10). Variations in the results are largely due to the different conditions in which the different water treatment processes are carried out. One of the most important of these variables is the water source, which modifies the amounts and types of supplies needed for purification (11).

Conclusions

The environmental impacts of the water treatment processes described in the present work are mostly associated to actions that require electrical power, such as the propelling of the fluid over long distances and its necessary agitation for the flocculation process. This energy is usually generated by burning fossil fuels, which results in the release of most of the contaminants calculated in this study.

Supplies produce indirect impacts during their manufacturing process, which is energy consuming; or because some of them are petroleum derivatives. Hence, the contaminants identified in the study are released at the moment of the production of these supplies.

The environmental impact caused by energy consumption was to processes like flocculation and to the need to propel the water to tanks that are higher than 200 meters above the the plant's location. This calls for the replacement of the current energy sources with clean or reduced-impact energies such as natural gas, thus taking advantage of the availability of this fuel in the department of Norte de Santander, Colombia. In a further improved scenario, wind farms and photovoltaic electricity may constitute ideal alternatives to reduce environmental impact.

Acknowledgements

The present work was funded by the Administrative Department of Science, Technology and Innovation of Colombia (COLCIENCIAS), Call 569, project code 112156934429; and by the 2015 internal call of the University of Pamplona.

References

1. VILLAMIZAR, R. A.; ORTÍZ, O. O.; AQUILES-DARGHAN, E. Quick and easy methodology to determine somatic coliphages as indicators of fecal contamination in a water treatment plant located in northeastern Colombia. Universidad y Salud, v. 17, n.1, p. 57-68. 2015.

2. ORTIZ, O.O.; VILLAMIZAR, R. A.; GARCÍA, G. Life cycle assessment of four potable water treatment plants in northeastern Colombia. Revista Ambiente & Água, v. 11, n.2, p. 268-278. 2016. http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1759

3. KULAY, L. A.; VIÑAS, R. S.; HESPANHOL, I. Avaliação de desempenho ambiental de sistemas para fornecimento de água quente para uso doméstico. Revista Ambiente & Água, v. 10, n. 2, p. 386-401, 2015. http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1364

4. MERY, Y.; TIRUTA-BARNA, L.; BENETTO, E.; BAUDIN I. An integrated "process modelling-life cycle assessment" tool for the assessment and design of water treatment processes. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 5, p. 1062-1070, 2013. http://dx.doi.org/10. 1007/s11367-012-0541-5

5. INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION - ISO. ISO 14040:environmental management – life cycle assessment principles and framework. Geneva, 2006.

6. PASQUALINO, J. C.; MENESES, M.; CASTELLS, F. Life cycle assessment of urban wastewater reclamation and reuse alternatives. Journal of Industrial Ecology, v. 15, n.1, p. 49-63, 2011. http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00293.x

7. ORTIZ-R, O. O.; CASTELLS, F.; SONNEMANN, G. Sustainability assessment within the residential building sector: a practical life cycle method applied in a developed and a developing country. Saarbrücken: VDM Publishing, 2010.

8. ECOINVENT CENTRE. Ecoinvent Data v 3.01. St. Gallen: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2013.

9. RIBERA, G.; CLARENS, F.; MARTÍNEZ-LLADÓ, X.; JUBANY, I.; MARTÍ, V.; ROVIRA, M. Life cycle and human health risk assessments as tools for decision making in the design and implementation of nanofiltration in drinking water treatment plants. Science of the Total Environment, v. 466–467, p. 377–386, 2014. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.085

10. ORTIZ, O.O.; GARCÍA, G. Assessing sustainability within the construction industry by means of a composite indicator Dyna 80 (182), 15-24. 2013.

11. ORTIZ, O.O.; NARANJO, C.; GARCÍA, G; VILLAMIZAR, R. A.Water footprint assessment of the Colombian cocoa production. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v. 19. n.9, 823-828. 2015. http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n9p823-828

Levantamento de aspectos relevantes apontados em prévios estudos de Avaliação de Ciclo de Vida no preparo da bebida de café.

Paula Tavares[1], Anna Lúcia Mourad[2]

[1]*Cia Cacique de Café Solúvel* , mariapaula@cafepele.com.br
[2]*Centro de Tecnologia de Embalagem do Instituto de Tecnologia de Alimentos, anna@ital.sp.gov.br*

Resumo. *O presente trabalho fez um levantamento de artigos científicos indexados na base de periódicos da Capes, acrescidos de documentos oriundos de canais com seletiva política editorial na internet, relativos a estudos de ACV envolvendo o preparo da bebida de café, apontando principalmente seus objetivos, fronteiras, abordagens adotadas e resultados obtidos. A maioria dos estudos indica que a etapa de produção agrícola e a de preparo da bebida são bastante significativas no perfil ambiental da bebida preparada. Na preparação da bebida, a eficiência do processo de aquecimento de água é determinante e há diferenças significativas entre as diferentes formas de preparo. Com este levantamento, estas etapas serão criteriosamente avaliadas em subsequente estudo brasileiro. Também é crescente a necessidade de disponibilização de dados públicos que auxiliem a decisão dos consumidores.*

Palavras-chave. *Preparo de bebida de café, Impacto ambiental, ACV .*

Introdução

O café é cultivado em cerca de 60 países, nas regiões equatoriais de clima propício para o crescimento do arbusto, sendo que Brasil, Vietnã e Colômbia são os produtores no mercado mundial.

Segundo a Organização Internacional do Café – OIC, o consumo mundial de café que foi de 150,3 milhões de sacas de 60kg em 2014, subiu para 152,1 milhões de sacas em 2015, sendo a maior parte do produto final consumido em países industrializados, como Estados Unidos, Europa e Japão.

O Brasil é o maior produtor e exportador de café cru beneficiado no mundo e o segundo mercado consumidor, sendo o primeiro lugar ocupado pelos Estados Unidos (FERNANDES, 2011).

Segundo informações do Ministério da Agricultura e Abastecimento (MAPA), em 2014, o café cru beneficiado representou 7% das exportações do agronegócio brasileiro, ocupando a 5ª posição no ranking, com receitas de US$ 6,16 bilhões, que correspondem a 37,1 milhões de sacas de 60kg.

Na safra 2015 foram produzidas 43,24 milhões de sacas de 60kg de café beneficiado, destas 32,05 milhões de sacas de café arábica (*Coffea arabica)* e 11,19 milhões de café conilon ou robusta (*Coffea canephora*) (MAPA, 2015).

A importância econômica do café no Brasil vem da época do Brasil Colônia. Após sua introdução no país no século XVIII (1727) no Estado do Pará, o arbusto se adaptou muito bem ao clima e desde então é fonte imprescindível de receita para centenas de municípios. A cadeia produtiva do café é responsável pela geração de oito milhões de empregos no país segundo informações do MAPA e está presente na Economia de mais de 1900 municípios, distribuídos em 15 estados (Acre, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Distrito Federal, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Pará, Paraná, Pernambuco, Rio de Janeiro, Rondônia e São Paulo), com cerca de 287 mil produtores, com predominância de mini e pequenos, fazendo parte de cooperativas e associações.

O MAPA informa em seu site, que ano a ano se observa o crescimento no número de certificações, relacionadas à área ambiental, a ética e responsabilidade social, às condições de vida adequadas, respeito aos direitos dos

trabalhadores e uso racional de recursos. Além disso, existem leis que estão relacionadas à preservação de recursos florestais e de fauna nativa, controle de erosão e proteção de mananciais (MAPA, 2015).

Diferentemente do que ocorre em outros países produtores, no Brasil o café cru beneficiado é um dos poucos produtos agrícolas valorizado com base em parâmetros qualitativos, onde melhor qualidade reflete o maior preço obtido. A commodity é padronizada também por quantidade de defeitos, critério que não é utilizado em outros países produtores. Os preços do Café Arábica, que historicamente têm maior valorização em suas operações de comercialização são definidos na Bolsa de Nova York e o Robusta na Bolsa de Londres.

A espécie *Coffea arabica* sempre foi a mais cultivada na produção comercial. Contudo, dados do Bureau de Inteligência do Café mostram uma tendência no aumento da participação dos grãos de *C. canephora* no total da produção mundial. Suportando esta informação temos um levantamento do United States Department of Agriculture (USDA) mostrando crescimento de 125% entre as safras de 1960/61 e 2014/2015 (Bureau de Inteligência do Café, Relatório internacional de tendências do café - vol 5, nº1, de 29/02/2016).

O café é uma bebida muito apreciada e presente em lares e casas de café mundo afora. Muitas são as formas de preparo da bebida de café e, a cada dia, mais e mais consumidores tem demonstrado maior interesse nas informações relativas ao impacto ambiental resultante dos produtos adquiridos.

Objetivo

O objetivo deste trabalho é realizar uma revisão bibliográfica de publicações científicas oriundas de canais de reconhecida competência em Avaliação de Ciclo de Vida envolvendo o preparo da bebida de café, para que se possa estruturar o estudo subsequente, onde serão avaliados os impactos ambientais de diferentes modos de preparo da bebida de café.

Estudos de ACV com bebida de café

Segundo a definição da norma NBR IS0 14040 (2011), a Avaliação do Ciclo de Vida – ACV faz a compilação e avaliação das entradas, das saídas e dos potenciais impactos ambientais de um sistema de produto ao longo de seu ciclo de vida. A Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a fase do estudo que objetiva o conhecimento e avalia a magnitude e significado dos potenciais impactos ambientais de um sistema de produto no seu ciclo de vida.

A avaliação do ciclo de vida (ACV ou LCA em inglês) é uma metodologia utilizada na avaliação dos impactos ambientais associados ao ciclo de vida de um produto, processo ou serviço, incluindo as fases associadas à extração de matéria-prima até as atividades de fim de vida do produto. A ACV é usada na quantificação das a um produto ou um sistema em atividade, aqui incluídos a retirada de recursos da natureza e o retorno destes já transformados. Esta ferramenta pode ser utilizada para avaliar a performance ambiental de uma cadeia produtiva, indústria ou produtos oferecidos ao consumidor, desde o início de sua produção até o fim de seu uso, seja para uso interno como por exemplo melhoria da performance de um produto, ou externo por exemplo para comunicação e marketing.

No caso da bebida de café, a cadeia inclui, desde o cultivo, o processamento, a embalagem e etapas de transporte de matéria prima até a indústria onde será torrado, moído ou transformado em café solúvel, distribuição para pontos de venda direta ao consumidor ou cafeterias, até que seja produzida a bebida de café.

A etapa de consumo é complexa, envolvendo não somente a aquisição direta do produto no mercado, mas também as preparações que incluem modos diversos de preparação como percolação e filtragem do café em casa ou no escritório.

Estudo realizado para café solúvel obtido por processo tipo "spray dried" aplicando a metodologia ACV e comparando com café filtrado e em cápsulas (HUMBERT et al, 2009) contabilizou que para a produção de 1 copo (100mL) de café solúvel obtido por "spray dried" são consumidos 1MJ de energia primária não renovável, são emitidas 0,07kg de CO_{2equiv}, e são consumidos de 3 a 10 litros de água. As embalagens alternativas avaliadas do sachê tipo "pouch" e em menor extensão, metálicas, geraram menores impactos ambientais que as de vidro ou em sachê tipo "stick". O café solúvel obtido por spray dried usa menos energia e tem menor pegada ambiental que a cápsula de café expresso ou do café filtrado, que por sua vez, apresentou o maio impacto ambiental por

copo de bebida preparada. Neste estudo foram utilizados dados obtidos diretamente de indústrias e fornecedores. Os dados de consumo de energia, emissão de gases do efeito estufa e pegada de carbono da água foram estudados em detalhe.

Este mesmo estudo mostra que em média, metade da pegada ambiental ocorre na fase sob controle do produtor (cultivo, tratamento, processamento, embalagem e distribuição) e a outra metade no estágio sob controle do consumidor (aquisição do produto, fabricação, uso e disposição final) (HUMBERT et al, 2009).

Estudo realizado na Alemanha em 2011, com o objetivo de identificar o impacto ambiental de diferentes formas de preparo da bebida, utilizou como unidade funcional 2000 xícaras de café de 125ml cada e 7 gramas de pó de café por xícara. Os resultados obtidos comparando-se os cenários de uso definidos neste estudo e equipamentos analisados, mostraram que a etapa de preparação da bebida pelo consumidor representa até 30% de todas as emissões e a etapa de cultivo dos grãos 55%, sendo portanto, as mais impactantes. Os resultados são afetados pelas diferenças no consumo de energia e respectivas tecnologias e materiais de embalagem. Considerando as condições que foram estudadas, a cafeteira francesa (french press) e a máquina de café por gotejamento apresentaram o melhor desempenho, seguidos pela máquina que usa café em sachês tipo 'pad". As máquinas de café totalmente automáticas e a de cápsulas tiveram o pior desempenho. Estes resultados se devem ao alto consumo energético, especialmente em máquinas que permanecem em modo "standby". As máquinas para produto em cápsulas, devido ao uso de materiais de embalagem como alumínio e plástico e as máquinas automáticas devido aos programas de limpeza e lavagem (BROMMER et al, 2011).

Com o objetivo de apresentar uma ferramenta de comunicação para a marca Nescafé – "The Nescafé LCA communication tool", interessante trabalho foi desenvolvido na Suíça (PEDRAZZINI et al., 2012). A ferramenta consiste numa plataforma interativa via web, que permite ao consumidor conhecer indicadores de estudo de ciclo de vida por estágio do ciclo e por indicador. Esta iniciativa faz parte de um projeto piloto promovido pelo Parlamento Francês com o objetivo de informar aos consumidores a performance ambiental de diversos produtos através do estudo de seu ciclo de vida como um critério de escolha quando da aquisição do produto final. Esta ferramenta permite acesso a vários indicadores e não está somente focada na pegada de carbono. A ferramenta foi baseada no estudo de ciclo de vida de uma xícara de café solúvel de Humbert et al (2009). Foram consideradas as seguintes categorias de impacto ambiental: aquecimento global, o consumo de água e ocupação da terra. O consumidor pode navegar através dos resultados e descobrir os impactos ambientais nos diferentes estágios do ciclo de vida do indicador ambiental selecionado. O site apresenta os 7 estágios do ciclo de vida avaliados. O indicador de gases do efeito estufa mostra um valor total de 28g CO_2-eq/xícara de café e o ciclo relacionado a agricultura representa o de maior contribuição, principalmente devido ao uso de fertilizantes. O consumo relativo de água foi de 140 mL água-eq/xícara de café e se deve principalmente à irrigação das lavouras.

Com uma estrutura metodológica diferente das realizadas no continente europeu, estudo recente sobre as alternativas de bebida de café foi realizado no Japão (HASSARD et al, 2014). Neste trabalho, uma análise da pegada de carbono (Carbon Footprint- PCF) para 6 das formas mais populares de consumo de bebida de café no Japão, que são o café filtrado, expresso (e suas variações), sachês individuais de café filtrado, bebida obtida usando a cafeteira francesa tipo French press, café solúvel e bebida em latas. Foram utilizados produtos disponíveis no campus e arredores da Universidade de Kyoto, os quais são considerados representativos das bebidas de café disponíveis no Japão. O estudo inclui, alternativas da bebida não avaliadas em outros estudos. A metodologia utilizada foi a de avaliação de PCF, onde foram calculadas energia e emissões dos gases do efeito estufa. O resultado demonstrou ampla variação nos impactos ambientais através dos respectivos produtos de café e as razões para estas diferenças. Um contraste particularmente grande ocorreu entre as das formas de café frequentemente agrupados no final da escala de luxo, o expresso e o "latte". O "latte" apresentou um PCF alto, devido principalmente às emissões da produção do leite, ausentes no expresso. Segundo os autores, estes dados são valiosos para empresas de café ou cidadãos interessados em reduzir seu impacto ambiental. Outro resultado significativo, particularmente no contexto do Japão foi o efeito da embalagem no total de energia consumida para a bebida café em lata. O fenômeno da bebida de café em lata tipifica a cultura japonesa, pois este é um estilo de bebida raramente visto em outro lugar. A lata provê fácil transporte, disponibilidade nas máquinas tipo "vending machine" e estão distribuídas por todo o país. Apesar de representar apenas de 17% do consumo de café, o produto café em lata contribui com cerca de metade da pegada de carbono de todo o café consumido no Japão.

A unidade funcional principal definida por Hassard como "one serve of coffee" se refere à quantidade em que a bebida é servida e que pode ser 30mL para o expresso, 230mL para o "latte" e 190 mL nas latas. Esta medida é variável no conteúdo e em seu volume, diluição e componentes, mas representa a forma em que as mesmas são disponibilizadas aos consumidores por esta razão foi considerada pelos autores. Para efeito de comparação em bases semelhantes, o estudo também avaliou outras três alternativas de unidades funcionais: a "medida do café", 1 ml de produto ou 1g de café torrado.

O produto com o impacto mais baixo foi o café expresso, com 0,13kWh e 49g de CO_2 por dose, enquanto que o café em lata teve o mais alto impacto, com 0,76kWh e 223g de CO_2 por dose. O café "latte" tem o segundo maior impacto com consumo de energia de 0,54kWh e o mais alto PCF de 224g de CO_2 por dose. Os fatores que mais influenciaram para estes resultados foram as emissões da produção de leite, embalagem (lata) e o estágio de produção agrícola de café verde.

Estudo realizado na Suíça (BUSSER e JUNGBLUTH 2009), para dois produtos alimentícios – café e manteiga em embalagens flexíveis contém informações relevantes sobre a performance ambiental da embalagem em relação a sua função no ciclo de vida do produto. O estudo considerou as seguintes categorias de impacto: demanda de energia não renovável, aquecimento global, depleção da camada de ozônio, acidificação e eutrofização. Como resultado o estudo mostra que os aspectos de maior relevância para uma xícara de café são o preparo da bebida, especificamente a fase de aquecimento da água e a produção da matéria-prima, que tem um impacto de 40%. Transporte e embalagem para o varejo são de menor importância. O leite adicionado ao café é relevante na preparação do "latte". Os hábitos de preparo da bebida são altamente relevantes para o impacto ambiental de uma xícara de café. O mesmo se aplica ao tipo de equipamento utilizado para aquecimento da água, por exemplo, temos a opção por uma chaleira (com baixa demanda de energia) ou uma máquina automática de café. A unidade funcional utilizada para o café foi definida como uma xícara de café pronto para beber em casa ou em pequenos escritórios.

A avaliação da performance ambiental de embalagens em geral está focada na comparação dos diferentes materiais que compõem uma embalagem e seu design. A existência de reciclagem e/ou tratamento de resíduos de embalagem é outro aspecto que deve ser considerado nestas avaliações.

Estudos brasileiros

Estudo brasileiro de ACV envolvendo somente a etapa agrícola (COLTRO et al, 2006) de café verde/café cru - a semente antes do processo de beneficiamento, revela que a produção de 1000kg de café verde consome 10.670 MJ de energia decorrentes do uso de energia nas etapas de cultivo e processamento, bem como devido ao uso de diesel para funcionamento do maquinário agrícola e para as etapas de transporte de matéria prima.

Não foi encontrado nenhum estudo relacionado a etapa de avaliação da bebida de café realizado no Brasil, somente estudos relacionados a aplicação de metodologia de avaliação do ciclo de vida em outras etapas como o cultivo do café.

Conclusões

Os diversos estudos realizados apontam que tanto a etapa agrícola como o aquecimento da água são determinantes no desempenho ambiental de cada produto. Por esta razão, estas etapas serão criteriosamente avaliadas no estudo brasileiro a ser realizado. Deve-se dar atenção na seleção da unidade funcional para que os resultados possam ser comparáveis.

Diversas são as etapas que precedem o preparo de uma xícara de café pelo consumidor e o entendimento da influência de cada uma no impacto ambiental de todo o processo, auxilia no desenvolvimento de processos com menores impactos ambientais.

Muitos pesquisadores recomendam que as informações sobre ACV estejam disponíveis em sites ou outro tipo de mídia para que o consumidor possa tomar suas próprias decisões de compra de um determinado produto.

Vários dos autores estudados destacam a importância da conscientização do consumidor na utilização das máquinas para preparo das bebidas de cafés no modo econômico (saving mode).

O consumidor deve ser orientado visto que ainda existe um longo caminho para que este esteja familiarizado com a abordagem da avaliação do ciclo de vida dos produtos e entendimento dos impactos ambientais, para comunicações que possam envolver o consumidor em todo o processo.

Referências Bibliográficas

BOMMER, E; STRATMANN, B.; QUACK, D. (2011). Environmental impacts of different methods of coffee preparation. *International Journal of Consumer Studies*, V. 35, pp. 212-220.

BUSSER, S.; JUNGBLUTH, N. (2009) The role of flexible packaging in the life cycle of coffee and butter. *International Journal of Life Cycle Assessment*, V. 14 (Suppl. 1), pp. S 80-S91.

COLTRO, L.; MOURAD, A. L.; OLIVEIRA, P., BADDINI, J.; KLETECKE, R. (2006) Environmental profile or Brazilian green coffee. *International Journal of Life Cycle Assessment*, V. 11, N. 1, pp 16-21.

DE MONTE, M.; PADOANO, E.; POZZETTO, D. (2005) Alternative coffee packaging: an analysis from a life cycle point of view. *Journal of Food Engineering,* V. 66, pp. 405-411.

FURFORI, S.; PORTIS, C.; CABILLI, A.; VANII, A.; BREEDVELD, L.; BARRALE, R. (2012). LCA of one cup of espresso coffee: how to collect and validate LCA data along the coffee supply chain.In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIFE CYCLE ASSESSMENT IN THE AGRI-FOOD SECTOR, 8., 2012, Saint-Malo. Proceedings… France: INRA, 2012.

HASSARD, H.; COUCH, M.; TECHA-ERAWAN, T.; MCLELLAN, B. C. (2014). Product carbon foot print and energy analysis of alternative coffee products in Japan. *Journal of Cleaner Production*, V. 73, pp. 310-321.

HUMBERT, S.; LOERINCIK, Y.; ROSSI, V.; MARGNI, M.; JOLLIET, O. (2009). Life cycle assessment of spray dried soluble coffee and comparision with alternatives (drip filter and capsule espresso). *Journal of Cleaner Production*, V. 17, pp.1351-1358.

LA PASTA, M.; PAGE, J.; CABRAL, L.; REZENDE, C.; FREITAS, S.; ARRUDA, N. Characterization of coffee grounds from espresso capsules. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON COFFEE SCIENCE, 24., 2012, Costa Rica. Programme & abstracts… [S.l.]: Association for Science and Information on Coffee, 2012. pp. 105.

MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA.Culturas-café. Disponível em www.agricultura.gov.br, Acesso em 15 de janeiro de 2016.

MOURAD, A. L.; COLTRO, L.; OLIVEIRA, P.; KLETECKE, R.; BADDINI, J. (2007). A simple methodology for elaborating the life cycle inventory of agricultural products. *International Journal of Life Cycle Assessment*, V.12, N. 6, pp. 408-413.

PEDRAZZINI S, DUBOIS C, HALLORAN R, PORTÉ C, NOTHEY S, SCHENKER U, HUMBERT S. (2012) Communication of LCA results in the French environmental experimentation context: user-friendly web-based tool for the case of coffee. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIFE CYCLE ASSESSMENT IN THE AGRI-FOOD SECTOR, 8., 2012, Saint-Malo. Proceedings… France: INRA, 2012.

SALOMONE R (2003): Life cycle assessment applied to coffee production: investigating environmental impact to aid decisions making for improvements at company level . *Food, Agriculture & Environment*; Vol.1(2), April 2003

Avaliação do ciclo de vida (ACV) da gelatina obtida a partir da pele de tilápia

Ana P.C. Sampaio[1], Men S. M. Souza Filho[2], Maria C.B. Figueirêdo[3]

[1]IFCE - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, anapaulacsampaio@gmail.com
[2]EMBRAPA – Agroindústria Tropical, men.souza@embrapa.br
[3]EMBRAPA – Agroindústria Tropical, clea.figueiredo@embrapa.br

Resumo. *A tilápia é uma espécie aquícola de grande expressão no Brasil e no mundo, por isso buscam-se formas de agregar valor aos seus resíduos, como a pele, que devido ao alto teor de colágeno pode ser usada para a produção de gelatina. O objetivo deste trabalho foi avaliar os possíveis impactos ambientais ocasionados pelo processo de produção de gelatina a partir da pele de tilápia, em escala laboratorial. Foram considerados os processos unitários relacionados ao processo de extração da gelatina assim como os processos de produção de insumos. As categorias de impacto avaliadas nesse estudo são: acidificação, eutrofização de águas doces, eutrofização marinha e mudanças climáticas, avaliadas pelo método ReCiPe midpoint e as categorias toxicidade humana cancerígena e não-cancerígena, e ecotoxicidade em águas doces, avaliadas pelo modelo USEtox. A avaliação mostrou que os maiores causadores de impacto no processo foram os gastos energéticos e as lavagens. Testou-se a possibilidade de substituição de reagentes em quatro cenários para reduzir os impactos causados pelo processo de extração da gelatina e foi observada a diminuição dos impactos ambientais em todas as categorias de impacto avaliadas ao se substituir o ácido acético pelo clorídrico na 2° hidrólise ácida; sem alterar o rendimento ou a força de gel da gelatina extraída, o que indica uma ótima qualidade do produto. Esse trabalho mostra que a gelatina obtida a partir da pele é viável do ponto de vista ambiental, implementando-se a substituição testada, e sugere-se que seja avaliada a produção em escala industrial, onde o consumo de energia deve diminuir com o aumento da escala de trabalho.*

Palavras-chave. *Ciclo de vida, gelatina, peixe, tilápia.*

Introdução

A criação de tilápias, incluindo a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) é a maior do mundo, podendo ser encontrada em mais de 135 países e em diferentes mercados (FAO, 2014). A maior parte da produção vem da aquicultura que, devido ao crescimento da produção nos últimos anos, fez com que a sustentabilidade no setor esteja relacionada ao desenvolvimento de alternativas tecnológicas para o aproveitamento dos resíduos gerados no beneficiamento do pescado.

O Brasil é um dos sete maiores produtores de tilápia do mundo, produzindo cerca de 254 mil t do pescado em 2011, que representa quase metade do total produzido pela aquicultura brasileira (ASSOCIAÇÃO CULTURAL E EDUCACIONAL DO BRASIL, 2014). A tilápia foi introduzida na região nordeste do Brasil, nos anos 1970, com o objetivo de ajudar no combate à fome, por apresentar rápida e fácil adaptação a diversos ambientes (BOSCOLO *et al*., 2001). Essa espécie possui elevado valor comercial, baixo custo de produção e excelente conversão alimentar, já que 30% do rendimento da tilápia é filé, sendo os outros 70% compostos por pele, ossos, cartilagem, vísceras, nadadeiras e cabeça, que são usualmente utilizados para extração da carne mecanicamente separada (CMS), utilizada na produção de hambúrgueres e patês.

O colágeno é uma proteína envolvida diretamente na formação de fibras insolúveis com alta resistência elástica (KUBOTA, 1997). Por sua vez, a gelatina tem origem na hidrólise do colágeno, podendo ser utilizada como clarificante de bebidas em função da sua reatividade com taninos, em produtos de confeitaria, laticínios e produtos de panificação (TAVAKOLIPOUR, 2001). Entretanto, nos últimos anos, a gelatina vem sendo também empregada em aplicações não alimentares, podendo-se destacar seu uso como matriz de implantes ou infusões intravenosas (SCHRIEBER E GAREIS, 2007) ou ainda como matriz polimérica na composição de filmes para revestimentos de alimentos (SANTOS *et al.*, 2012).

Considerando a disponibilidade de matéria-prima proveniente dos resíduos da tilápia, foi desenvolvido um processo, em escala laboratorial, para produção da gelatina a partir da pele de tilápia (SOUZA FILHO *et al.*, 2012). A gelatina obtida através desse processo é considerada de boa qualidade considerando que sua força de

gel ou Bloom é 747g e que, de acordo com BORDIGNON (2010) a força de gel ou Bloom é uma das mais importantes características da gelatina, estando relacionada diretamente a sua qualidade e resistência ao desgaste e podendo ser classificada como médio Bloom, apresentando valores entre 120 g e 200 g e alto Bloom quando acima de 200g.

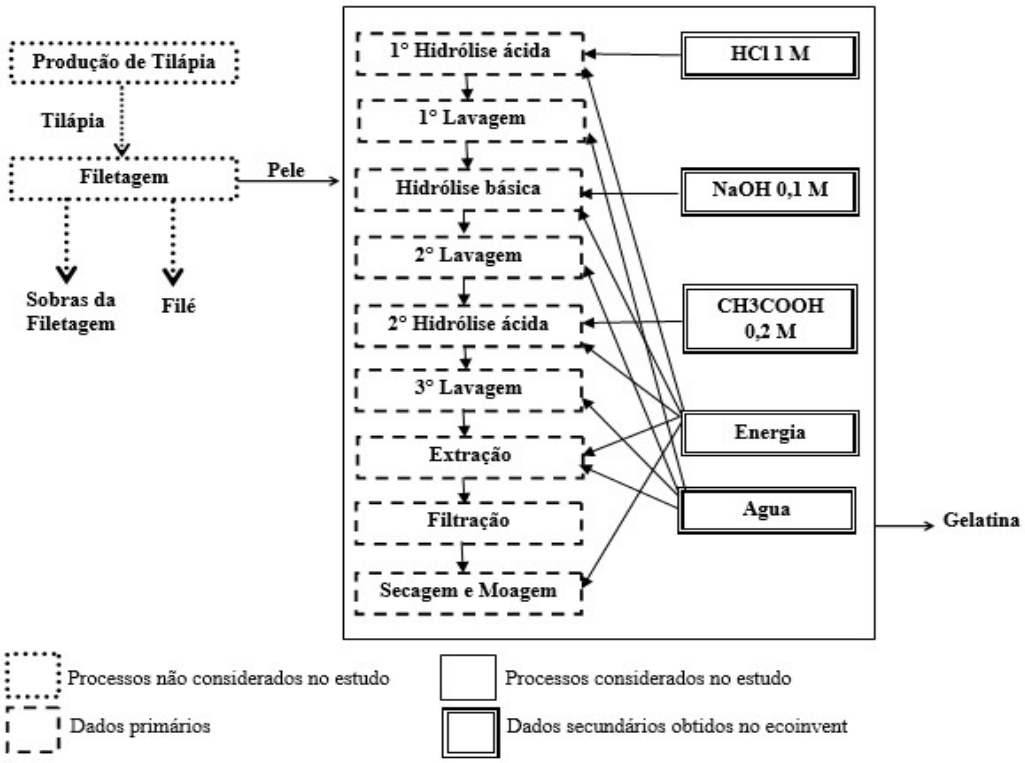
Apesar de se observarem resultados promissores para produção de gelatina a partir da pele de tilápia do Nilo, ainda não há estudos na literatura que investiguem os possíveis impactos ambientais decorrentes desse processo, identifiquem os pontos críticos e discutam alternativas que possibilitem o aprofundamento da pesquisa com base na sustentabilidade ambiental. Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar os possíveis impactos ambientais ocasionados pelo processo de produção de 1 g de gelatina obtida a partir da pele da tilápia do Nilo.

Metodologia

Fronteira do sistema

O estudo foi realizado utilizando a avaliação do ciclo de vida; que é uma ferramenta de gestão ambiental descrita nas normas ISO 14040 (ISO, 2006a) e 14044 (ISO, 2006b). A fronteira do sistema deste trabalho abrange os processos unitários referentes ao processo de extração da gelatina e produção dos insumos utilizados (água, energia e reagentes químicos), como se pode observar na Figura 1. Os processos anteriores de produção de tilápia e filetagem, onde a pele é obtida, não são considerados. A unidade funcional adotada é de um grama de gelatina produzida.

Figura 1: Fronteira do Sistema



Fonte: Elaborado pela autora

Processo de produção da gelatina a partir da pele

O processo de produção de gelatina é constituído por nove processos unitários, todos realizados a uma temperatura em torno de 24° C e descritos a seguir:

- 1° Hidrólise ácida: as peles são imersas em ácido clorídrico (HCl) 1 mol.L^{-1}, na proporção de amostra/solução de 1:5 durante 60 minutos sob agitação constante;
- 1° lavagem: a solução do processo anterior é filtrada, obtendo a partir deste momento o efluente 1. Em seguida, a pele intumescida é lavada com água destilada até atingir um pH 7;
- Hidrólise básica: adiciona-se hidróxido de sódio (NaOH) 0,1 mol.L^{-1} na proporção 1:5 de amostra/solução a pele lavada, permanecendo a solução sob agitação constante por 60 minutos;
- 2° lavagem: a solução do processo anterior é filtrada, obtendo-se o efluente 2. Depois, a pele é novamente lavada com água destilada até atingir um pH 7;
- 2° Hidrólise ácida: à pele lavada, adiciona-se ácido acético (CH_3COOH) 0,2 mol.L^{-1} na proporção 1:5 de amostra/solução sob agitação constante por 60 minutos;
- 3° lavagem: a solução do processo anterior é filtrada, obtendo- se o efluente 3. A pele é mais uma vez lavada com água destilada até atingir um pH 7;
- Extração: adiciona-se água destilada a pele obtida no processo anterior, à temperatura de 60ºC com uma relação de amostra/solução de 1:5 durante 2 horas sob agitação constante onde é utilizada uma placa de agitação magnética com aquecimento, da marca C-MAG, HS 7, agitador mecânico da marca Fisatom, modelo 713D. Ao final, a solução é filtrada. O resíduo sólido, restos de pele, é descartado;
- Filtração: à gelatina, é adicionada resina catiônica Purolite C100 por 24 horas para a remoção de íons positivos, como cálcio e magnésio. Depois, a gelatina é novamente filtrada para a retirada da resina;
- Secagem e moagem: a gelatina é colocada no ultrafreezer por 24 horas, em seguida é liofilizada por 30 horas para a retirada do excesso de água em um liofilizador LP510, da marca LIOTOP, por última ela é moída em um moinho analítico por corte da marca IKA A11 *basic*.

As três neutralizações geram efluentes líquidos que foram analisados e os parâmetros escolhidos foram: demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total (NTK) e fósforo total, pois como os efluentes são descartados é necessário se conhecer a quantidade de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo que está sendo lançado no meio ambiente.

Inventário

Os dados de entradas e saídas do processo de produção da gelatina foram coletados no período de julho a outubro de 2014, no Laboratório de Tecnologia da Biomassa da Embrapa Agroindústria Tropical (Tabela 1). Os dados inventariados foram inseridos no software SimaPro 8.0.4.26, para realizar o estudo de análise do ciclo de vida. Utilizou-se a base de dados do Ecoinvent (FRISCHKNECHT & JUNGBLUTH, 2007) para inventários referentes à produção dos insumos: reagentes químicos, energia e água. As análises físico-químicas dos efluentes líquidos foram realizadas no Laboratório de Efluentes e Qualidade de Água (EQUAL) da Universidade Federal do Ceará.

Tabela 1: Inventário do processo de produção, considerando a produção de 1 g de gelatina

Processo de extração da gelatina a partir da pele

Entradas e saídas	1° Hidrólise ácida	1° Lavagem	Hidrólise básica	2° lavagem	2° Hidrólise ácida	3° Lavagem	Extração	Filtração	Secagem e moagem
Pele (g)	8,27								
HCl 1 M	0,0051								

(g)									
NaOH 0.1 M (g)			0,18						
CH_3COOH 0.2 M (g)					0,987				
Resina catiônica(g)								4,04	
Água destilada(l)	0,03785	0,08078	0,04377	0,08078	0,08137	0,08078	0,734		
Energia (kWh/g)	0,0003		0,0003		0,0005		0,0185	0,0527	0,0419
Efluente(l)		0,03864		0,03541		0,05627			
Produto									
Gelatina(g)									1,00
Emissões para a água									
DBO(g)		0,006483		0,009038		0,031803			
DQO (g)		0,007423		0,012603		0,045789			
Fósforo total (g)		0,000652		0,000035		0,000025			
Amônia (g)		0,000137		0,000028		0,000046			
Nitrato (g)		0,000003		0,000004		0,000008			
Nitrogênio total (g)		0,001754		0,001428		0,001434			

Fonte: Elaborado pela autora

Avaliação de impacto

As categorias de impacto consideradas nesse estudo são: acidificação, eutrofização de águas doces, eutrofização marinha e mudanças climáticas, avaliadas pelo método ReCiPe *midpoint*, versão hierárquica (GOEDKOOP *et al*., 2009); e as categorias toxicidade humana cancerígena e não-cancerígena, e ecotoxicidade em águas doces, avaliadas pelo modelo USEtox (ROSENBAUM *et al*., 2008). A seleção desses métodos se deu porque o ReCiPe agrega dois métodos amplamente utilizados: o CML e o Ecoindicator, além de atualizar os bancos de dados existentes. Por sua vez, o USEtox têm utilização recomendada pela UNEP-SETAC (*United Nations Environment Programme – Society of Environmental Toxicology and Chemistry*).

Análise de cenários

Realizou-se uma análise de cenários testando a substituição dos ácidos clorídrico e acético nas hidrólises ácidas, com a finalidade de identificar alternativas que resultassem na diminuição dos impactos ambientais causados pelo processo.

NIU *et al* (2013) desenvolveram um processo de extração de gelatina de tilápia utilizando diferentes ácidos, como: ácido sulfúrico, ácido acético e ácido clorídrico em diferentes concentrações, onde os resultados obtidos foram satisfatórios, pois as gelatinas extraídas foram semelhantes, com nenhuma diferença significativa em termos de rendimento e qualidade. Foi também realizado por KITTIPHATTANABAWON *et al*., (2009) um estudo comparativo das características da gelatina obtida a partir da pele de tubarão com uso de diferentes ácidos e condições de extração. Esse trabalho concluiu que as propriedades da gelatina são afetadas pela temperatura de extração, mas não pelo uso de diferentes ácidos, assim como nos estudos de SOMPIE *et al*., (2015) e NAGARAJAN *et al.*, (2012), pois quanto maior a temperatura de extração, menor é a força gel da gelatina o que resulta em uma baixa qualidade do produto.

Nesse sentido, os seguintes cenários foram testados:

- Cenário 1: na 1° hidrólise ácida, substituição do HCl por H_2SO_4;
- Cenário 2: na 1° hidrólise ácida, substituição do HCl por CH_3COOH;
- Cenário 3: na 2° hidrólise ácida, substituição do CH_3COOH por H_2SO_4;
- Cenário 4: na 2° hidrólise ácida, substituição do CH_3COOH por HCl.

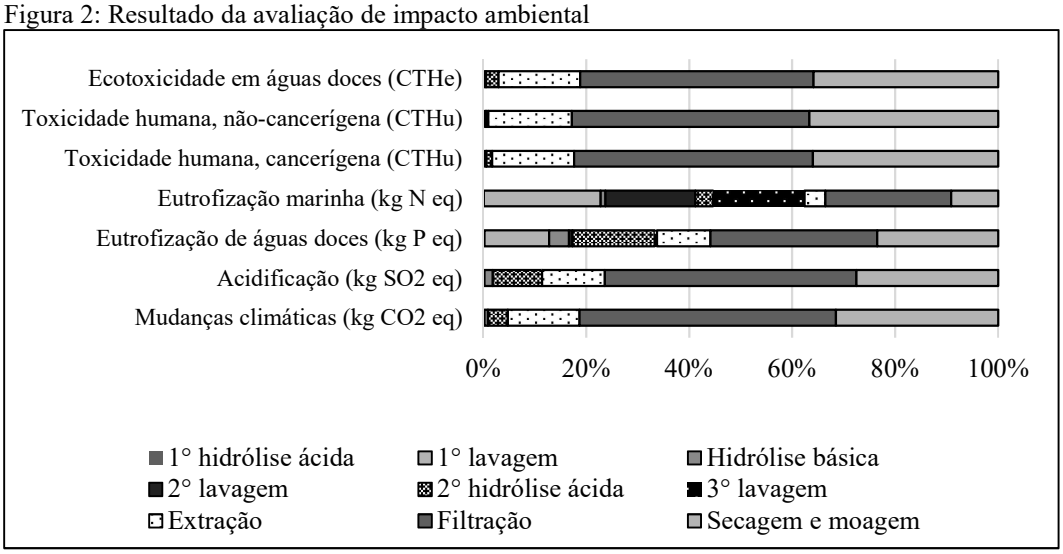
Resultados

Avaliação de impacto ambiental do processo de produção da gelatina

Observa-se que os processos de extração, filtração, secagem e moagem são os mais impactantes em quase todas as categorias de impacto analisadas, exceto eutrofização marinha, onde os processos de maior impacto são a filtração e as lavagens (Figura 2). Esse resultado se deve ao alto consumo energético dos equipamentos utilizados nesses processos, na secagem e moagem (como: o ultrafreezer, o liofilizador e o moinho analítico). Sabe-se que 65,2% da matriz energética brasileira é constituída por hidrelétricas, onde o desmatamento das áreas inundadas e a decomposição dos restos vegetais liberam vários gases, como os de efeito estufa, afetando a categoria mudança climática. A geração de energia a partir da queima do bagaço da cana-de-açúcar, que representa 7,3% da matriz brasileira, emite as substâncias tóxicas aldrina (poluente orgânico persistente, de acordo com a convenção de Estocolmo), e o 1-Butanol (solvente e combustível), ambos danosos a saúde humana (BEN, 2015).

Na categoria eutrofização marinha, além da filtração os processos mais impactantes são as lavagens (1°, 2° e 3°). Estas têm por objetivo promover a retirada dos resíduos que se encontram sob a pele. Parte desses resíduos contém compostos de nitrogênio que podem causar a eutrofização dos corpos hídricos. Na Figura 2 está apresentado o resultado de cada categoria de impacto considerada nesse estudo.

Figura 2: Resultado da avaliação de impacto ambiental

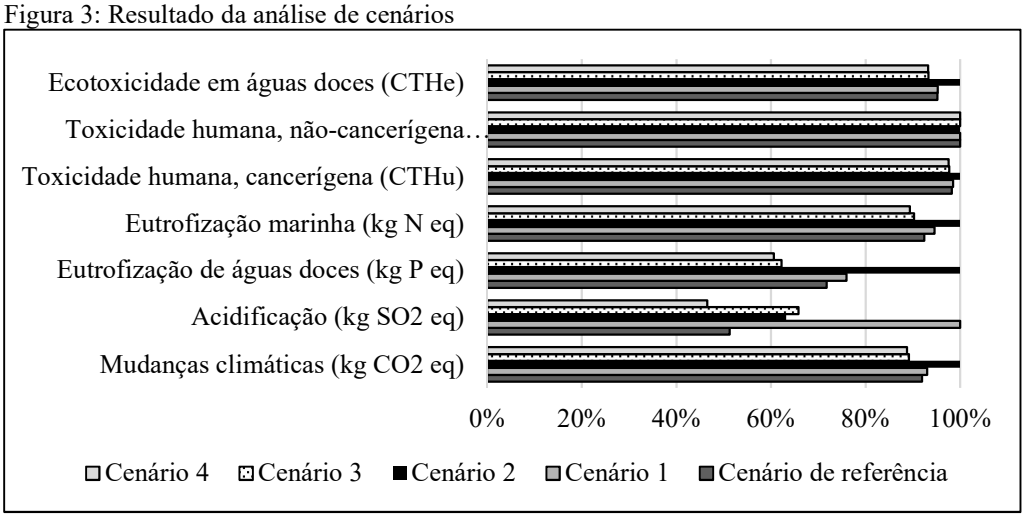


Fonte: Elaborado pela autora

Resultado da análise de cenários

A avaliação ambiental dos cenários demonstrou que a substituição do HCl por H_2SO_4 e CH_3COOH, na 1° hidrólise ácida, cenários 1 e 2, respectivamente, resultou em maiores impactos ambientais ao processo (Figura 3). O cenário 3, onde foi testado a substituição do CH_3COOH por H_2SO_4 na 2° hidrólise ácida, apresentou aumento dos impactos ambientais nas categorias de acidificação e toxicidade humana, não-cancerígena. Por fim, no cenário 4, com a substituição do CH_3COOH por HCl na 2° hidrólise ácida foi observado uma diminuição dos impactos ambientais em todas as categorias de impacto.

Figura 3: Resultado da análise de cenários



Fonte: Elaborado pela autora

Discussão

Analisando a avaliação de impacto ambiental do processo de produção da gelatina, observa-se que os processos unitários de secagem e moagem, filtração, extração e as hidrólises são os mais críticos na geração de impactos. Na extração, filtração, secagem e moagem, deve-se investigar a possibilidade de redução do consumo de energia. Já nos processos de hidrólise, o foco foi a substituição dos ácidos clorídrico e acético por outros reagentes de ação equivalente.

Quanto ao consumo de energia, um ponto a ser considerado é o processo de produção da gelatina em escala industrial, onde se poderiam usar reatores químicos para as hidrólises, filtros industriais para as lavagens e neutralizações, um recipiente multipropósitos para a extração, *spray dryer,* para a secagem por nebulização, ao invés do liofilizador e moinhos industriais para a moagem (SCHRIEBER E GAREIS, 2007). Essas substituições de equipamentos poderão reduzir o consumo de energia no processo. Observa-se que o consumo de energia em processos produtivos costuma reduzir, por tonelada de produto, quando se aumenta a escala de trabalho.

No que se refere à substituição dos ácidos clorídrico e acético, utilizados nos processos de hidrólise; a análise de cenários mostra que a substituição proposta no cenário 4 reduz os impactos ambientais do processo de produção, sem afetar as propriedades físico-químicas da gelatina, portanto sugere-se que a substituição do ácido acético pelo clorídrico seja implementada ao processo.

Conclusão

No processo de produção da gelatina a partir da pele de tilápia, o consumo energético é o responsável pelo maior impacto ambiental nas categorias acidificação, eutrofização de águas doces, mudanças climáticas, toxicidade humana cancerígena e não-cancerígena, e ecotoxicidade em águas doces. Já as três lavagens causam o maior

impacto ambiental na categoria eutrofização marinha. A análise de cenários indica que a substituição do acético pelo clorídrico na 2° hidrólise ácida reduz os impactos ambientais, em todas as categorias de impacto consideradas nesse estudo, sem alterar a qualidade da gelatina.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO CULTURAL E EDUCACIONAL BRASIL. (2014) 1º Anuário Brasileiro da Pesca e Aquicultura. Florianópolis, p. 136.

BEN (BALANÇO ENERGÉTICO NACIONAL) 2015: Ano base 2014. (2015) Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro: 292f. EPE.

BORDIGNON, A.C. (2010) Caracterização da pele e da gelatina extraída de peles congeladas e salgadas de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). 114f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

BOSCOLO, R.W.; HAYASHI, C.; SOARES, C.M.; FURUYA, W. M.; MEURER, F. (2001) Desempenho e características de carcaça de machos revertidos de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), linhagens tailandesa e comum, nas fases inicial e de crescimento. Rev. Bras zootec, 30(5):1391-1396.

FAO. (2014) The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome. p.223. ISNN 1020-5489.

FRISCHKNECHT, R.; JUNGBLUTH N. (2007) Ecoinvent: overview and methology. Dubendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. J.; ZELM, R.. (2009) ReCiPe 2008. Holanda: PRé Consultants, University of Leiden, Radboud University (CML) e National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). (2006) ISO 14040: 2006 - Environmental management, Life cycle assessment, Principles and framework. Geneva: ISO, 2006a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). (2006) ISO 14044: 2006 - Environmental management - Life cycle assessment - requirements and guidelines. Geneva: ISO, 2006b.

KITTIPHATTANABAWON, P.; BENJAKUL, S.; VISESSANGUAN, W.; SHAHIDI, F. (2010) Comparative study on characteristics of gelatin from the skins of brownbanded bamboo shark and blacktip shark as affected by extraction conditions. Food Hydrocolloids, v.24, p.164-171.

KUBOTA, E. H. (1997) Novos Colágenos em Peixes. São Paulo: Universidade de Ciências farmacêuticas. Tese (Doutorado).

NAGARAJAN, M.; BENJAKUL, S.; PRODPRAN, T.; SONGTIPYA, P.; KISHIMURA, H.(2012) Characteristics and functional properties of gelatin from splendid squid (*Loligo formosana*) skin as affected by extraction temperatures. Food Hydrocolloids, v.29, p.389-397.

NIU, L.; ZHOU, X.; YUAN, C.; BAI, Y.; LAI, K.; YANG, F.; HUANG, Y. (2013) Characterization of tilapia (*Oreochromis niloticus)* skin gelatin extracted with alkaline and different acid pretreatments. Food Hydrocolloids, v.33, p.336-341.

ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD, L.S.; HUIJBREGTS, M.A.J.; JOLLIET, O.; JURASKE, R.; KÖHLER, A.; LARSEN, H.F.; MacLEOD, M.; MARGNI, M.; McKONE, T.E.; PAYET, J.; SCHUHMACHER, M.; VAN DE MEENT, D.; HAUSCHILD, M.Z. (2008): USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 13, n. 7, p. 532-546.

SANTOS, T. M.; PINTO, A. M. B.; OLIVEIRA, A. V.; CLAUDINO, R. L.; SOUZA FILHO, M. S. M.; AZEREDO, H. M. C. (2012) Influência de Nanocristais de Celulose sobre Filmes de Gelatina de Tilápia**.** In: Anais do 20º CBECIMAT - Congresso Brasileiro de Engenharia e Ciência dos Materiais. Joinville. p. 9562-9569.

SCHRIEBER, R.; GAREIS, H. (2007) Gelatine Handbook, Theory and Industrial practice. [S.l.]: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co.

SOMPIE, M.; SURTIJONO, S.E.; PONTOH, J.H.; LONTAAN, N.N. (2015) The effects os acetic acid concentration and extration temperature on physical and chemical properties of pigskin gelatin. Procedia Food Science, v.3, p.383-388.

SOUZA FILHO, M. S. M.; NUNES, Y. L.; CLAUDINO, R. L.; ROSA, M. F.; ITO, E. N.; FURTADO, A. A. L.; RODRIGUES, M. L. L.; MELO, E. F. (2012) Obtenção e caracterização de gelatina de pele de tilápia. CPAP - Boletim de Pesquisa EMBRAPA, v. 64, p. 19P.

TAVAKOLIPOUR, H. Extraction and evaluation of gelatin from silver carp waste. World Journal of Fish Marine Sciences, v. 3 n. 1, p. 10-15, 2001.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

A produção de uva e vinho sob a perspectiva ambiental - análise de estudos prévios de Avaliação de Ciclo de Vida

Beatriz Cantusio Pazinato[1], Anna Lúcia Mourad[2]

[1]Programa de Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos do ITAL, Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, beatriz@cati.sp.gov.br
[2]Centro de Tecnologia de Embalagem do Instituto de Tecnologia de Alimentos, anna@ital.sp.gov.br

Resumo. *A preocupação com a saudabilidadedos alimentos ingeridos e a sustentabilidade dos seus processos produtivos tem crescido nos últimos anos. A uva e seus derivados como o suco e o vinho, além dos seus aspectos nutricionais, têm sido apontados como alimentos funcionais em função de vários benefícios à saúde humana. Entretanto, pouco se sabe sobre as interfaces ambientais destes sistemas. Neste presente trabalho fez-se um levantamento de vários estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) já realizados a fim de levantar os principais impactos ambientais desta cadeia produtiva. A maioria dos estudos mostra que tanto a etapa agrícola quanto à de acondicionamento tem significativas parcelas dos impactos ambientais mensurados.*

Palavras-chave. *Suco de uva, vinho, impacto ambiental, ACV.*

Introdução

A busca por alimentos saudáveis e provenientes de uma produção sustentável tem notadamente crescido nos últimos anos. O envelhecimento da população, bem como as descobertas científicas que vinculam determinadas dietas às doenças estão entre as principais razões pela procura da maior saudabilidade (FIESP/ITAL, 2010). As mudanças climáticas, que em períodos antecedentes eram apenas previstas, podem ser atualmente percebidas e vivenciadas por pessoas em todas as partes do mundo, trazendo maior consciência ambiental e procura por processos mais sustentáveis (MOURAD e JAIME, 2012).

No aspecto nutricional, a uva e seus derivados, como o vinho e o suco, vêm se destacando, com a mídia contribuindo na divulgação dos benefícios da ingestão desses produtos para a saúde humana como alimentos funcionais. São boas fontes de carboidratos, importantes no fornecimento de energia para o corpo, contêm vitaminas (A, do complexo B e vitamina C); minerais como o ferro, cálcio e potássio. Além disso, possuem pectina, que é uma fibra alimentar solúvel e compostos fenólicos (RIZZON, MANFROI & MENEGUZZO, 1998). Principalmente nas cascas das uvas rosadas ou escuras encontra-se uma molécula chamada resveratrol, que ajuda no controle do colesterol e na prevenção da trombose, além de ser potente antioxidante, que evita a formação dos radicais livres e previne contra algumas doenças crônico-degenerativas, dentre elas o câncer e aquelas ligadas ao sistema cardiovascular, como a hipoagregação de plaquetas e a inibição da peroxidação de lipoproteínas de baixa densidade (FREITAS et al, 2015). Se por um lado as notícias e informações sobre as propriedades funcionais da uva e seus derivados têm sido frequentes, por outro lado, pouco se sabe sobre os aspectos ambientais e impactos gerados pela vitivinicultura no Brasil.

A produção brasileira de uvas no Brasil é da ordem de 1,45milhões de toneladas e tem ocupado nos últimos cinco anos entre 79 e 81 mil hectares (IBGE, 2016). Se historicamente a produção de uvas tem se concentrado na região Sul, responsável atualmente por 76% da produção do país, outras regiões também foram consolidadas ao longo de anos como mostrado nas Figuras 1 e 2. A viticultura de clima temperado praticada na região Sul em regiões de maior altitude tem um ciclo anual, com um período de dormência devido às baixas temperaturas de inverno. Em regiões de clima subtropical, com invernos mais amenos, mais sujeitas a geadas, o período de dormência ocorre naturalmente nos meses de junho e julho. A viticultura tropical é praticada em regiões onde as

menores temperaturas não são suficientes para induzir a dormência, mas que através do uso de tecnologia apropriada, são capazes de fornecer até duas colheitas por ano O avanço da viticultura no Brasil deu-se principalmente através da pesquisa que disponibilizou cultivares adaptados à diferentes regiões geográficas e tecnologias de manejo especiais principalmente para áreas de temperatura mais elevada (CAMARGO et al, 2011).

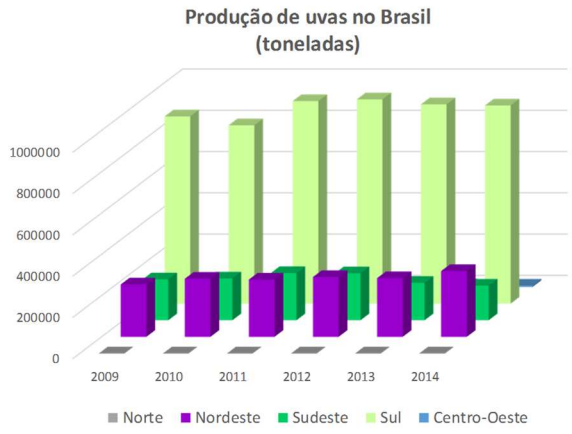


FIGURA 1. Produção de uvas no Brasil. Quantidade produzida *Fonte: IBGE, 2016.*

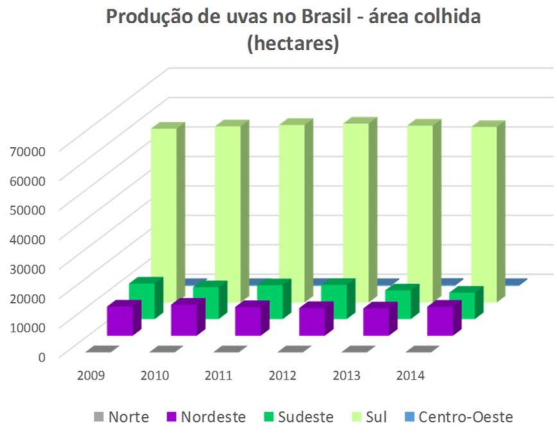


FIGURA 2. Produção de uvas no Brasil. Área colhida *Fonte: IBGE, 2016.*

A maior parte das uvas produzidas no Rio Grande do Sul destina-se à produção de vinhos (35%) e derivados (28%), que se constituem em formas de preservação de maior longevidade que a fruta in natura (UVIBRA, 2016).

A produção de uva para vinhos finos no país ocupa 10.000 hectares de uvas Vitis viníferas e estima-se que existam aproximadamente 150 vinícolas elaborando vinhos finos e cerca de outras 1.000 vinícolas, a maioria instalada em pequenas propriedades (média de 2 hectares por família), que se dedicam à produção de vinhos de mesa ou artesanais. A cadeia produtiva da uva e do vinho vem incorporando técnicas que buscam a qualidade tais como a colheita manual e tecnologias avançadas nos processos de viticultura e vinificação, dando origem a vinhos equilibrados, com teor de álcool moderado conquistando consumidores exigentes (WINES OF BRASIL, 2016), Em 2014, a produção de uvas destinadas ao processamento (vinho, suco e derivados) foi de 673,4 mil toneladas equivalente a 46,9 da produção nacional. O restante da produção (53,11%) foi destinado ao consumo in natura (MELLO, 2015). No Rio Grande do Sul, em 2015, foram produzidas 70,6 mil toneladas de uvas viníferas e 632,7 de uvas comuns, totalizando 703,3 mil toneladas de uvas e a produção de vinhos foi de 247,5 milhões de litros e 195,2 milhões de litros para outros derivados, como o suco (UVIBRA, 2016). A produção de suco de uva é concentrada em um período curto da safra e tem-se tornado uma alternativa importante para o escoamento da produção do setor vitivinícola do pais, apresentando, nos últimos anos, incrementos de comercialização superiores a 100%. Embora os dados das exportações de vinhos em 2014 tenham sido expressivos (2.652.688 litros), o segmento de suco tem se destacado como uma alternativa para a sustentabilidade da vitivinicultura brasileira, pois o vinho nacional vem experimentando demandas decrescentes devido à forte pressão dos vinhos importados (MELLO, 2015). Estudos direcionados a essa cadeia produtiva são justificáveis tendo em vista o potencial do setor na agregação de valor, geração de renda e criação de postos de trabalho, podendo contribuir com melhorias no desempenho tanto da agricultura familiar como do agronegócio.

Os estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) ou os métodos mais simplificados baseados nestes estudos, como o "pensamento do ciclo de vida" (*Life Cycle Thinking)* constituem-se em importantes ferramentas de análise da interface ambiental de qualquer sistema produtivo em relação ao uso de recursos naturais e a geração de impactos durante o seu ciclo produtivo.

Objetivo

Considerando a importância da cadeia produtiva de uva, suco e vinho no Brasil, o objetivo deste trabalho é realizar uma revisão bibliográfica dos estudos de Avaliação de Ciclo de Vida já realizados para esta cadeia de forma a direcionar subsequente estudo em delineamento.

Estudos de ACV envolvendo uva, suco de uva e vinho

A abordagem sistêmica é característica da ferramenta de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Esta ferramenta é uma metodologia internacionalmente aceita e definida por duas normas internacionais. A ISO 14040 descreve os princípios e a estrutura dos estudos de ACV e a ISO 14044 descreve os requisitos essenciais e as diretrizes a serem utilizadas nesses estudos (ISO, 2006a e 2006b). Segundo a norma ISO 14040, o termo Avaliação de Ciclo de Vida é definido como a compilação e a avaliação das entradas e saídas e dos potenciais impactos ambientais de um sistema de produto durante todo o seu ciclo de vida. O sistema de produto é definido por todos os processos unitários com fluxos elementares e de produtos que desempenham uma ou mais funções definidas, as quais modelam o ciclo de vida de um bem material.

Contabilizam-se, por exemplo, os recursos naturais que são consumidos ao longo de todas as etapas do ciclo de vida do produto (inclusive transporte) para a produção em questão como petróleo, água, madeira, ocupação de terras, areia, minério de ferro, bauxita, reservas de carvão etc. E, após a sequência de etapas produtivas para a fabricação do produto em questão, contabiliza-se o saldo do processo em relação ao que o mesmo devolve para a natureza, seja sob a forma de resíduo sólido, seja por emissão gasosa ou líquida. Dados do inventário de consumos e emissões são relacionados a categorias de impactos ambientais, como uso de energia fóssil ou renovável, efeito estufa ou aquecimento global, acidificação, consumo de recursos naturais, eutrofização, toxicidade humana e potencial de geração de ozônio fotoquímico, dentre outros (MOURAD et al., 2002).

Gazzula et al. (2010) realizaram estudo na região produtora do vinho La Rioja, na Espanha, com o objetivo de identificar os principais gargalos desta cadeia produtiva bem como comparar seu desempenho ambiental com estudos semelhantes já publicados. As etapas do ciclo de vida incluídas foram: cultivo das uvas, fabricação e engarrafamento do vinho, distribuição e vendas e disposição final das garrafas pós-consumo. Dados primários foram obtidos diretamente dos fazendeiros, produtores e enólogos e dados secundários obtidos de bancos de dados do software Gabi Professional. Os indicadores ambientais calculados foram alocados segundo o seu valor econômico entre os seguintes subprodutos: vinho, bagaço, borra e xarope. Resultados por garrafa entre 900 e 1000kg de CO_2-eq foram encontrados para o Potencial de Aquecimento Global - PAG, de 8-9MJpara o requerimento de energia e de 5kg para a demanda de água. As etapas com maior contribuição aos impactos foram a etapa agrícola e a produção da garrafa de vidro (GAZZULA et al., 2010)

Belmira Neto et al. (2013) realizaram estudo de ACV de vinho branco verde, produzido no norte de Portugal foi realizado considerando-se as etapas agrícolas, a produção do vinho, armazenamento e engarrafamento, a fabricação das garrafas de vidro e a distribuição do produto. O estudo identificou que mais de 50% dos impactos ambientais decorrem da etapa agrícola. A produção das garrafas tem o segundo maior impacto na fronteira avaliada, variando de 4% (eutrofização) até 26% (acidificação). O estudo apontou a necessidade da otimização do uso de fertilizantes e produtos fitossanitários para redução dos impactos ambientais da cadeia.

Devido à redução mundial nas vendas de vinho, a produção de vinho tem gradativamente adotada práticas de produção mais sustentáveis, com o aumento de produções orgânicas ou artesanais. Estudo de ACV de vinho, conduzido por Villanueva-Rey et al. (2014), na Espanha, mostrou que a produção biodinâmica reduz em 80% a quantidade de diesel consumido pela unidade funcional, devido ao baixo uso de fertilizantes, agroquímicos e a substituição de operações mecanizadas por trabalho humano.

Em outro estudo, Point et al. (2012), aplicaram a metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida para quantificar os impactos ambientais que foram gerados bem como opções de melhorias para o ciclo de vida completo de uma garrafa de 750 mL de vinho produzida e consumida em Nova Scotia, no Canadá. Resultados demonstraram que a viticultura e o transporte do consumidor contribuíram para a maior parte dos impactos ambientais. Com a simulação de diferentes cenários, concluíram que na produção agrícola o melhor potencial de melhorias seria na gestão da aplicação de nutrientes e que, a substituição por garrafas mais leves, poderia também produzir grandes melhorias. Esse estudo também deixou evidente que a forma de transportar as mercadorias até o mercado e as distâncias percorridas são igualmente importantes itens a serem avaliados como geradores de impactos, que poderiam ser consideravelmente reduzidos se esse transporte fosse planejado de forma mais eficiente.

Embora o consumo de vinho no Reino Unido (RU) seja da ordem de 21 litros anuais por pessoa, a maior parte do mesmo (97%) é trazida ao país através de importações, das quais destaca-se a de vinho australiano, responsável por cerca de 17% do consumo entre adultos. Estudo de ciclo de vida de vinho tinto australiano consumido no Reino Unido foi realizado com o objetivo de identificar formas de redução de impacto ambiental associadas à estas cadeias (AMIENYO et al., 2014), Neste estudo considerou-se as etapas de viticultura (fornecimento de água, produção de fertilizantes e agroquímicos, combustíveis para cultivo e colheita), vinificação e engarrafamento (produção e engarrafamento de vinho, geração e consumo de eletricidade, produção de materiais auxiliares como água, dióxido de enxofre e hidróxido de sódio), transporte (dos materiais de embalagem até a vinícola, garrafas de vinho até os distribuidores no RU e transporte das embalagens pós-consumo aos gerenciadores de resíduos sólidos). Foram excluídos da fronteira de estudo as embalagens secundárias e terciárias, as leveduras, enzimas, bactérias e agentes clarificantes e o transporte dos consumidores até os pontos de venda do vinho. Os resultados indicaram que para a unidade funcional de uma garrafa de vinho de 750 mL um consumo de 21MJ de energia primária e 363 litros de água e uma geração de 1,25kg de CO_2-eq. As etapas de cultivo e de distribuição foram responsáveis por 70% dos impactos observados. Identificou-se que ações como o transporte do vinho em *containers* antes do engarrafamento poderiam reduzir em o Potencial de Aquecimento Global em 13% e que a cada 10% de aumento do índice de vidro pós-consumo haveria uma redução entre 3 a 7% para este mesmo indicador.

Alternativas de embalagem para vinho e destilados tem sido recentemente introduzidas ao redor do mundo, com apelos de melhoria ambiental em relação à tradicional garrafa de vidro *one-way*. Por esta razão, estudo canadense avaliou através da metodologia de ACV cinco alternativas de embalagem de 1 litro para vinho e quatro tipos de embalagens de 750 mL para destilados (CLEARY, 2013). Os tipos de embalagens avaliadas foram: garrafas de vidro leve *one-way*, garrafas de vidro retornáveis, garrafas de polietileno tereftalato e cartuchos assépticos. As fronteiras do estudo incorporaram as seguintes etapas: extração de matérias primas e transporte para a fabricação das embalagens primária e secundária, transporte dos materiais de embalagem até as unidades de manufatura da embalagem final, reciclagem ou disposição final das embalagens e as emissões evitadas devido à reciclagem das mesmas, produção de equipamentos e combustíveis.Através da utilização do método ReCiPe, concluiu-se que as embalagens retornáveis e as embalagens de cartão assépticos resultaram nos menores impactos entre as alternativas estudadas.

Taxas de reduções nas emissões de gases de efeito estufa tem sido estabelecidas por diversas instituições tanto público quanto privadas ao redor do mundo, em concordância com as diretivas para minimização dos efeitos das mudanças climáticas. Largo estudo de ciclo de vida foi realizado na Califórnia, nos Estados Unidos, responsável por 90% da produção de uvas neste país (STEENWERTH et al., 2015). Duas regiões vinícolas principais, Napa e Lodi, foram analisadas quanto ao consumo de energia e água e emissões de gases de efeito estufa relacionadas ao cultivo. As fronteiras do estudo iniciam-se na extração das matérias primas utilizadas no cultivo até a entrega das uvas nas vinícolas, excluindo a infra-estrutura capital. Coletou-se dados de 240 cenários considerando-se as propriedades agrícolas, vinícolas e empresas envolvidas. O uso de energia e a PAG nestes 240 cenários variou entre 1669 e 8567 MJ e 87 e 548 kg CO_2-eq por tonelada de uva para vinho produzida. Análise detalhada de 20 cenários nas duas regiões produtoras mostra diferenças mais acentuadas nos indicadores do estudo: Napa (6529 MJ/t, 456 kg CO_2-eq/t, e 265 m^3 H_2O/t) e Lodi (2759 MJ/t, 203 kg CO_2-eq/t, e 141 m^3 H_2O/t). Colheita manual e menores rendimentos por hectare em Napa estão correlacionados com os maiores consumos de energia e água e emissões observados.

A indústria mundial de vinho atualmente está com um excesso de produção não consumida da ordem de 30 milhões de hectolitros. Uso alternativo das uvas para a produção de sucos tem sido uma incentivada para a diversificação de mercados (CHIUSANO et al, 2015).

Estudos de ACV brasileiros

Não foi encontrado nenhum estudo relacionado à produção de suco e uva ou vinho no Brasil, somente estudos relacionados a aplicação de metodologia de avaliação do ciclo de vida para outros produtos agrícolas (MOURAD et al, 2006) e estudos em outras cadeias produtivas.

Conclusões

O presente levantamento revela que tanto a etapa agrícola, devido principalmente ao uso de fertilizantes, quanto a de acondicionamento em embalagens tem participações significativas no desempenho ambiental das cadeias avaliadas. Os principais tipos de impacto ambiental associados a estas cadeias são o potencial de aquecimento global, a eutrofização, o consumo de energia e de água. Entretanto, considerando-se que as garrafas têm volumes diferenciados e as fronteiras dos estudos também não são as mesmas, estes números não podem ser diretamente comparados.

Referências Bibliográficas

AMIENYO, DAVID, CAMILLERI CECIL, AZAPAGIC, ADISA (2014). Environmental impact of consumption of Australian red wine in the UK. *Journal of Cleaner Production 72, pp 110-119.*

CAMARGO, U.A., TONIETTO, J., HOFFMANN, A. (2011) Progressos na viticultura brasileira. Revista Brasileira de Fruticultura, Jaboticabal, Volume Especial, E. 144-149.

CLEARY, JULIAN (2013). Life cycle assessments of wine and spirit packaging at the product and the municipal scale: a Toronto, Canada case study. *Journal of Cleaner Production 44, pp 143-151.*

CHIUSANO, L. CERUTTI, A.K., CRAVERO, M.C. A, SANDER, B., GERBI V. (2015) An Industrial Ecology approach to solve wine surpluses problem: the case study of an Italian winery, *Journal of Cleaner Production, v. 91, pp 56-63.*

GAZULLA, C., RAUGEI, M., FULLANA-I-PALMER, P. (2010) Taking a life cycle look at crianza wine production in Spain: where are the bottlenecks? *International Journal of Life Cycle Assessment*, v.15, pp 330–337.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Produção agrícola municipal. Disponível em www.ibge.gov.br, Acesso em 28 de abril de 2016.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14040: environmental management: life cycle assessment: principles and framework. Switzerland, 2006a. 44 p.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. ISO 14044: environmental management: life cycle assessment: requirements and guidelines. Switzerland, 2006b. 46 p.

MELLO, L.M.R. Panorama da Vitivinicultura brasileira em 2014 Revista Hortifrúti, 2015 disponível em http://www.revistacampoenegocios.com.br/panorama-da-vitivinicultura-brasileira-2014 / Acesso em 29/04/2016

MOURAD, A. L.; COLTRO, L.; OLIVEIRA, P.; KLETECKE, R.; BADDINI, J. (2007). A simple methodology for elaborating the life cycle inventory of agricultural products. *InternationalJournalof Life CycleAssessment*, V.12, N. 6, pp. 408-413.

MOURAD, A. L.; GARCIA, E. E. C.; COLTRO, L., JAIME, S. B. M.; GATTI, J. B.; GOERGEN, L. R.; Vilhena, A. Avaliação do ciclo de vida: princípios e aplicações. Campinas: CETEA/CEMPRE, 2002. 92 p.

MOURAD, A. L.; JAIME, S. B. M. Sustentabilidade & Ética (2012). In: Claire I.G.L. Sarantopoulos; Raul Amaral Rego. (Org.). Brasil pack trends 2020. 1ed.Campinas: ITAL, v. 1, p. 171-203.

NETO, B.; DIAS, A. C.; MACHADO, M. Life cycle assessment of the supply chain of a Portuguese wine: from viticulture to distribution. Int J Life Cycle Assess, v. 18, n. 3, p. 590-602, 2013. DOI 10.1007/s11367-012-0518-4.

POINT, E.; TYEDMERS P.; NAUGLER, C. (2012) Life cycle environmental impacts of wine production and consumption in Nova Scotia, Canada. Journal of Cleaner Production 27, pp 11-20.

RIZZON, L. A.; MANFROI, V.; MENEGUZZO, J. Elaboração de suco de uva na propriedade vitícola. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 1998. (Documentos, 21).

STEENWERTH, K.L., STRONG, E.B., GREENHUT R.F., WILLIAMS, L., KENDALL, A. (2015) Life cycle greenhouse gas, energy, and water assessment of wine grape production in California *International Journal of Life Cycle Assessment* v 20, pp 1243–1253.

UVIBRA – União Brasileira de Vitivinicultura (2016) Dados estatísticos-Produção de uva. Disponível em <www.uvibra.com.br>, acesso em 28 de abril de 2016.

VILLANUEVA-REY, P. et al. Comparative life cycle assessment in the wine sector: biodynamic vs. conventional viticulture activities in NW Spain. *Journal of Cleaner Production*, v. 65, p. 330-341, 2014.

Avaliação ambiental da produção de celulose bacteriana a partir do suco de caju

José Aurélio Pinheiro [1], Nágila Freitas Souza [2], Ana Lídia de Almeida Castro [3], Maria Karolina de Araújo Barroso [4], Maria Cléa Brito de Figueirêdo[5], Morsyleide de Freitas Rosa [6]

[1]*Universidade Estadual do Ceará, joseaureliopinheiro@gmail.com*
[2,3,4]*Universidade Federal do Ceará*
[5,6] *Embrapa Agroindústria Tropical*

Resumo. *A celulose é o biopolímero mais abundante encontrado na natureza. Pode estar presente na composição da biomassa vegetal ou ser obtida através de meios ricos em nutrientes adequados para o crescimento de microrganismos, conhecida como celulose bacteriana (CB). Através de suas propriedades físico-químicas e características como elevada pureza e resistência, a CB vem se destacando em relação à celulose vegetal. A CB quando produzida em meio sintético apresenta um custo elevado, dessa forma, encontrou-se no suco de caju uma ótima alternativa como meio de cultura com fontes de carbono e nutrientes de menor custo. Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi analisar, com base na Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) conforme as normas ISO 14041 e 14044, os impactos ambientais para a obtenção de 1g de celulose bacteriana, em escala laboratorial, a partir do suco de caju. Avaliou-se as seguintes categorias de impacto: mudança climática, eutrofização de água doce, eutrofização marinha, acidificação do solo, depleção hídrica, toxicidade humana câncer, toxicidade humana não-câncer e ecotoxicidade de águas doces. Os seguintes processos unitários foram contemplados na ACV: pré-ativação da bactéria, ativação da bactéria, cultivo estático, purificação das películas de CB com NaOH 2% e neutralização das películas de CB. Além desses processos relacionados diretamente a produção de CB, também foram considerados os processos de produção de insumos, como suco de caju, energia, peptona e outros reagentes. Avaliou-se um cenário alternativo de purificação, onde foi adicionado H_2O_2 na concentração de 1% e NaOH 2%. Os resultados obtidos mostram que os processos unitários mais impactantes foram a purificação das películas de CB e o cultivo estático, devido à produção de energia e à utilização de hipoclorito de sódio na etapa de lavagem dos pedúnculos, respectivamente. Através da análise comparativa com o cenário proposto de purificação, observou-se que o novo método acarretou um decréscimo de 10,5% na maioria dos impactos em relação ao processo convencional de purificação, exceto nas categorias toxicidade humana não-câncer (7%) e eutrofização marinha (3%). O cenário proposto obteve resultados significativamente melhores em todas as categorias de impacto, exceto depleção hídrica, toxicidade humana câncer, toxicidade humana não câncer e ecotoxicidade de águas doces, que não apresentaram diferença significativa entre métodos de purificação.*

Palavras-chave. *Pedúnculo de caju, Avaliação do ciclo de vida, bactéria.*

Introdução

A celulose é o principal componente estrutural das plantas e de grande importância para a indústria em geral. Assim como plantas, algas e fungos, algumas bactérias são também capazes de sintetizar celulose (ROSS et al., 1991; RECOUVREUX et al., 2008). A celulose bacteriana é produzida em meios de cultura compostos por açúcares e outros nutrientes adequados para o crescimento dos microrganismos. Suas propriedades mecânicas e físicas, que vem de sua estrutura única, diferem significativamente da celulose das plantas e variam de acordo com o meio de cultura utilizado (BARUD, 2010; WANG et al., 2011).

Os meios de culturas sintéticos convencionais apresentam custos elevados nos seus componentes nutricionais, encarecendo o processo de obtenção da celulose bacteriana. Dessa forma, a produção de CB encontrou uma alternativa para ultrapassar essa limitação, com o desenvolvimento de meios de cultura alternativos que apresentassem uma produção similar ou superior aos meios sintéticos. O suco de caju, abundante no Ceará, é uma interessante opção nesse caso, pois o pedúnculo por ser desperdiçado embora seja rico em açúcares e nutrientes, podendo ser utilizado em processos fermentativos, agregando valor a biomassa e reduzindo a perda desse insumo altamente disponível na região Nordeste do Brasil (HONORATO & RODRIGUES, 2010; FONTES et al., 2009).

A avaliação de ciclo de vida (ACV) é essencial para garantir a qualidade dos processos e produtos a serem desenvolvidos, como também para otimizar as etapas críticas dos processos visando menores impactos ambientais. Assim, destaca-se como um diferencial para tecnologias em e desenvolvimento (QUEIROZ et al., 2012). Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho ambiental da produção de celulose bacteriana a partir do suco de caju, identificando quais etapas apresentaram maior impacto ambiental e apontando melhorias e alternativas para o processo.

Metodologia

Suco de caju, meios de cultura e condições de cultivo

O suco de caju foi obtido a partir da prensagem do pedúnculo, onde sua concentração de açúcares foi obtida seguindo a metodologia de Determinação de Açúcares Redutores Totais pelo Método DNS, descrito por Miller (1959). Para o preparo do meio suplementado, é requerida concentração de 20 g/l de concentração de açúcares e pH igual a 5. Os meios foram sequencialmente suplementados com extrato de levedura e peptona na concentração de 5 g/l, a fim de se aproximarem do meio padrão HS com composição descrita por Hestrin & Schramm (1954). Esse meio é composto por 20 g/L de glicose, 5 g/L de peptona, 5 g/L de extrato de levedura, 1,15 g/L ácido cítrico e 2,7 g/L de Na_2HPO_4.

O microrganismo da linhagem *Gluconacetobacter hansenii* ATCC 53582 foi ativado em meio HS esterilizado e incubado a 30ºC por 48 horas em B.O.D. Para o preparo do inóculo, adicionou-se 3% (v/v) da cultura em um meio HS também esterilizado e incubou-se a 30°C por 72 horas. Utilizou-se ainda 3% (v/v) de inóculo, e a linhagem foi incubada a 30°C (B.O.D) por 10 dias sob cultivo estático em frascos Schott (250 mL) e 70 mL de meio.

Purificação das películas de CB por processo convencional

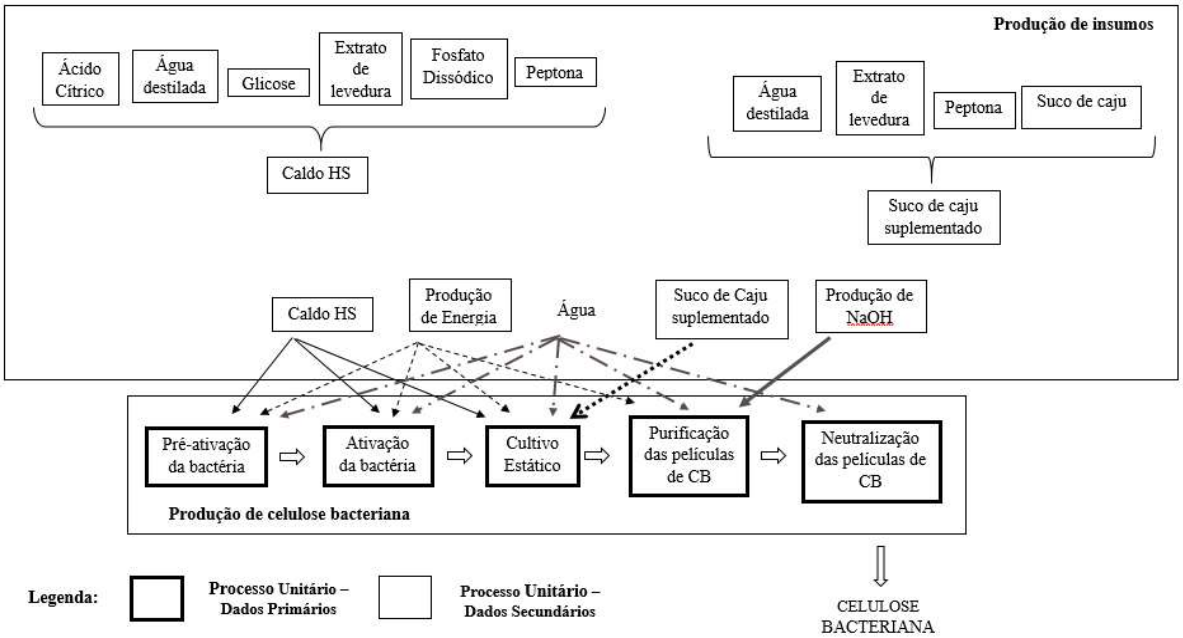
Depois da fermentação, as películas foram removidas da superfície do meio e purificadas com tratamento alcalino baseado em GEA et al. (2011) e GEORGE et al. (2008). Após serem lavadas com água corrente, as películas foram imersas duas vezes com água destilada por uma hora, a 80°C. Em seguida, elas foram imersas, novamente, por uma hora em solução de NaOH 2%, a 80ºC. Esse processo foi repetido seguidas vezes até as películas ficarem com cor branca. O volume de NaOH utilizado foi na proporção de 80 mL de solução para cada película. Por fim, as películas foram lavadas com água até alcançarem a neutralidade.

Objetivo, função, unidade funcional e escopo

O trabalho está fundamentado na ACV de acordo com as normas ISO 14040 e 14044 (NBR, 2009a, 2009b) e teve como objetivo avaliar pontos críticos no processo de produção de celulose bacteriana a partir do suco de caju em escala laboratorial, além de propor alternativa para redução de impactos. A função avaliada nesse estudo foi a produção de celulose bacteriana, utilizando a unidade funcional de 1 g de CB. O escopo do estudo foi do berço ao portão. Os seguintes processos foram contemplados (Figura 1): pré-ativação da bactéria, ativação da bactéria, cultivo estático, purificação das películas de CB, neutralização das películas de CB, extração do suco de caju (dados primários); e produção dos insumos, como energia e reagentes químicos (dados secundários, obtidos na base de dados do Ecoinvent 3) utilizados no processo de produção das CBs.

Fluxograma do processo de produção convencional das CBs (dados primários e secundários)

Figura 1 – Fluxograma da produção de celulose bacteriana a partir do suco de caju



Avaliação de impactos

Os métodos ReCiPe hierárquico de ponto médio (midpoint) versão 1.11 (GOEDKOOP, 2009) e Usetox (ROSENBAUM, 2008) foram utilizados para a avaliação dos impactos ambientais gerados pela produção de CB a partir do suco de caju. Foram avaliadas as seguintes categorias de impacto: mudança climática, eutrofização de águas doces, eutrofização marinha, acidificação do solo, depleção hídrica, toxicidade humana câncer, toxicidade humana não-câncer e ecotoxicidade de águas doces.

Análise de cenários

Para tentar identificar algum ponto crítico do processo, foi proposta uma análise de cenário, cuja execução foi realizada através de experimentos em laboratório, onde foi testada a adição de peróxido de hidrogênio na concentração de 1% (v/v) no processo de purificação convencional das películas.

Resultados

Entradas e saídas do sistema de produção de celulose bacteriana

Ao analisar a Tabela 1, percebe-se que a purificação das películas de CB é o processo que mais consome energia e o segundo que mais consome agua, perdendo apenas para o processo de neutralização nesse quesito. Energia e água são os insumos que predominam no inventário.

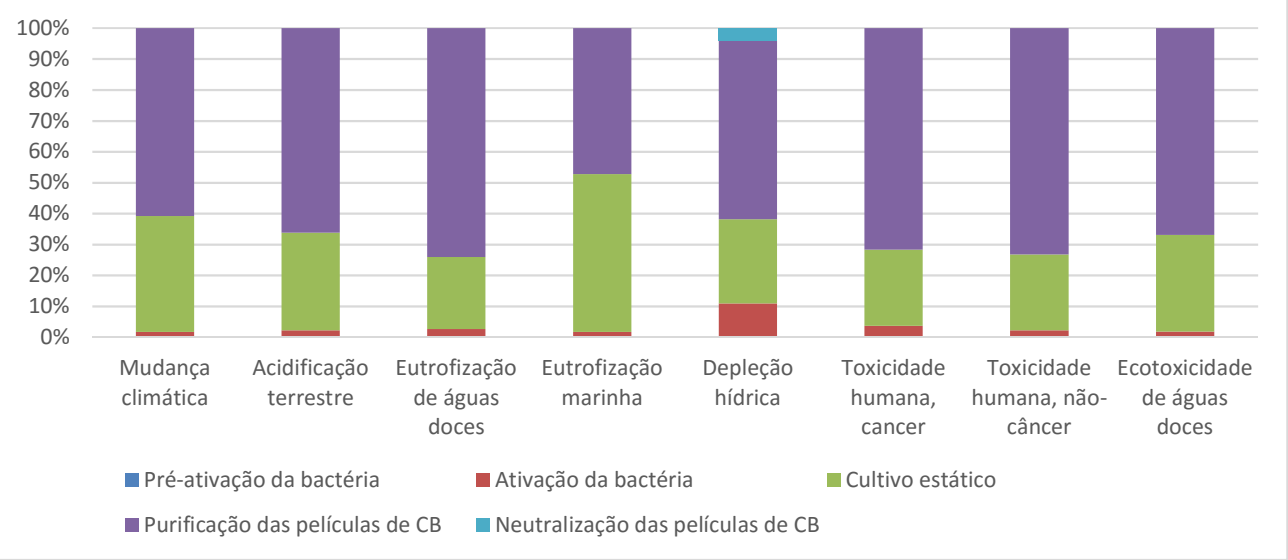
Tabela 1 – Entradas e saídas na produção de celulose bacteriana por processo unitário

Entradas	Unidade	Pré-ativação da bactéria	Ativação da bactéria	Cultivo estático	Purificação das películas de CB	Neutralização das películas de CB
Água	ml	0,56	5,13	77,52	694,08	2740,28
Caldo HS	ml	1,35	22,53			
Energia	kWh	0,0011	0,02	0,66	1,34	
Pré-Inóculo	ml		1,35			
Suco de caju suplementado	ml			251,29		
Inóculo	ml			7,10		
Peso total de CB	g				1,00	1,00
NaOH 2% m/v	ml				1081,69	
Peso total de CB purificada básica	g					1,00
Saídas						
Pré-Inóculo	ml	1,35				
Inóculo	ml		23,89			
Peso total de CB	g			1,00		
Peso total de CB purificada básica	g				1,00	
Peso total de CB purificada neutra	g					1,00

Avaliação de impactos

Segundo a Figura 2, os processos unitários mais impactantes para todas as categorias de impacto avaliadas foram o cultivo estático e a purificação das películas de CB. Para a categorias de impacto mudança climática e eutrofização marinha, a produção do cajueiro foi o processo que mais contribuiu com emissões, devido a mudança no uso da terra e uso de adubo orgânico. Já para as categorias eutrofização de águas doces, toxicidade humana câncer e toxicidade humana não câncer, a produção do NaOH foi o processo mais importante. Nas demais categorias de impacto analisadas, a produção de energia foi a principal responsável pelas emissões. No Brasil, a energia resulta do mix de diferentes fontes, como queima de carvão mineral, hidroelétricas e gás natural (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, 2015).

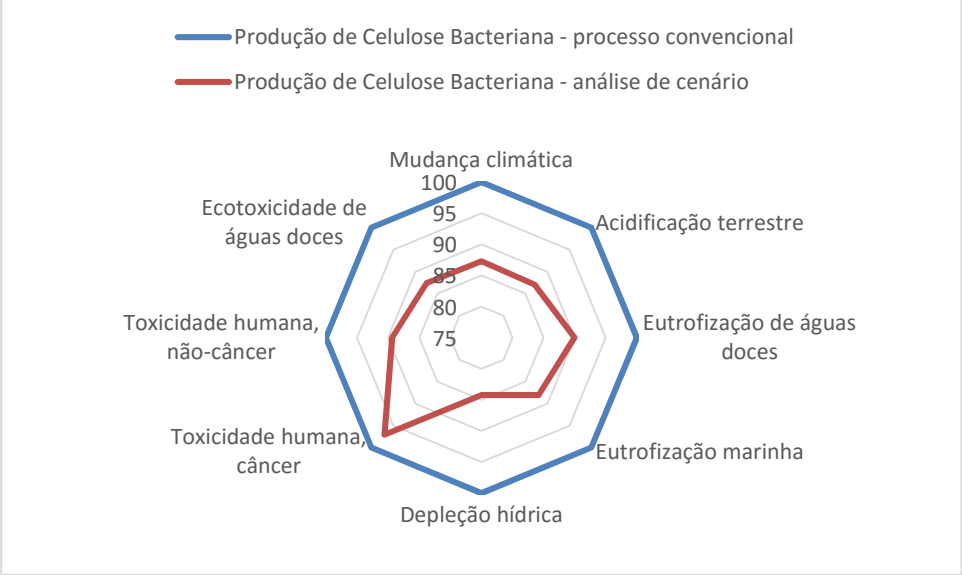
Figura 2 - Análise de impactos da produção de celulose bacteriana a partir do suco de caju, processo convencional



Análise de Cenário

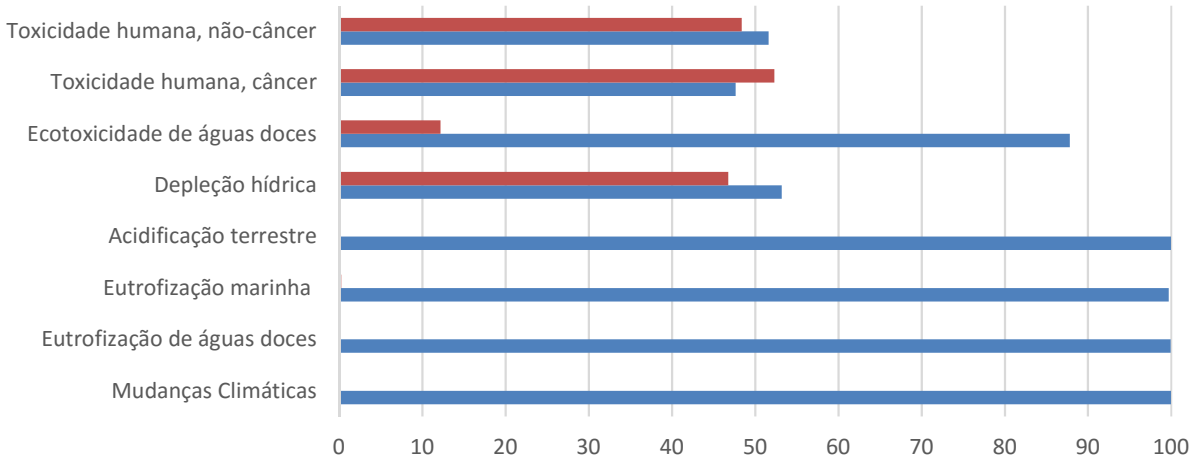
A redução dos impactos ambientais pelo cenário proposto está apresentada na Figura 3. Percebe-se que no novo cenário de purificação ocorre um decréscimo em média de 14% na maioria dos impactos em relação ao processo convencional, exceto na categoria toxicidade humana câncer (3%). Nessa categoria, o processo mais impactante verificado é a purificação das películas de CB, sendo motivada pela produção de energia, de NaOH e de peróxido de hidrogênio.

Figura 3 – Comparação da 'Produção de Celulose Bacteriana - processo convencional' com 'Produção de Celulose Bacteriana



De acordo com a Figura 4, na análise comparativa de erro realizada entre a produção convencional de CB (A) e a produção no cenário realizada (B), A>=B indica o percentual de vezes em que o processo convencional resultou em impacto superior ou igual ao do cenário B, considerando os desvios padrões nos dados de entrada em 1000 simulações. Considerou-se significativa, a porcentagem com valor maior ou iguais a 95%. Observou-se que o cenário B obteve resultados significativamente melhores em quatro das categorias de impacto: acidificação, eutrofização marinha e de água doce e mudanças climáticas. Para as demais categorias (depleção hídrica, toxicidade humana câncer, toxicidade humana não-câncer e ecotoxicidade de águas doces), embora os valores médios de impacto tenham sido superiores na produção convencional A, não se pode afirmar que ocorre diferença significativa entre os processos.

Figura 4 – Análise de erro entre o processo convencional e a análise de cenário proposta



	Mudanças Climáticas	Eutrofização de águas doces	Eutrofização marinha	Acidificação terrestre	Depleção hídrica	Ecotoxicidade de águas doces	Toxicidade humana, câncer	Toxicidade humana, não-câncer
B>A	0	0,05	0,27	0	46,79	12,18	52,32	48,39
A>=B	100	99,95	99,73	100	53,21	87,82	47,68	51,61

Conclusões

A produção de CB apresentou como etapas mais impactantes o cultivo estático e a purificação das películas. Esses processos são influenciados principalmente pela produção de energia e de NaOH.

Definiu-se processo alternativo de purificação das películas (cenário com H_2O_2 1% e NaOH 2%) e avaliou-se os impactos ambientais gerados em relação ao processo de produção convencional. O cenário proposto mostrou-se menos impactante na metade das categorias de impacto avaliadas. Isso demonstra que a inserção de peróxido de hidrogênio 1% na etapa de purificação traz melhorias ambientais para o processo e deve ser implementada no processo convencional.

Agradecimentos

À Funcap, Capes, Embrapa, UECE e UFC.

Referências Bibliográficas

BARUD, H. S. (2010) Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Brasil.

EMPRESA, DE PESQUISA ENERGÉTICA (2015) Balanço Energético Nacional 2015: Ano base 2014. Rio de Janeiro: EPE.

FONTES, C. P. M. L., HONORATO, T. L, RABELO, M. C., RODRIGUES, S. (2009) Kinetic study of mannitol production using cashew apple juice as substrate. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, v. 32, pp. 493–499.

GEA, S., REYNOLDS, C. T., ROOHPOUR, N., WIRJOSENTONO, B., SOYKEABKAEW, N., BILOTTI, E., PEIJS, T. (2011) Investigation into the structural, morphological, mechanical and thermal behaviour of bacterial cellulose after a two-step purification process. *Bioresource Technology*, V. 102, pp. 9105–9110.

GEORGE, J.; SAJEEVKUMAR, V. A., KUMAR, R., RAMANA, K. V., SABAPATHY, S. N., BAWA, A. S. (2008) Enhancement of thermal stability associated with the chemical treatment of bacterial (Gluconacetobacter xylinus) cellulose. *Journal of Applied Polymer Science*, V. 108, pp. 1845-1851.

GOEDKOOP, M.; HEIJUNGS, R.; HUIJBREGTS, M.; SCHRYVER, A. J.; ZELM, R. (2009) ReCiPe 2008. Holanda: PRé Consultants, University of Leiden, Radboud University (CML) e National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).

HESTRIN, S., SCHRAMM, M. Synthesis of cellulose by Acetobacter xylinum. Preparation of freeze-dried cells capable of polymerizing glucose to cellulose. (1954*) Biochemical Journal*, V. 58, pp. 345-352.

HONORATO, T.L., RODRIGUES, S. (2010) Dextransucrase stability in cashew apple juice. *Food and Bioprocess Technology*, V. 3, pp. 105–110.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14040: environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Genebra: ISO: 2009a.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO). ISO 14044: environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.Genebra: ISO: 2009b.

MILLER, G. L. (1959) Use of DinitrosaIicyIic Acid Reagent for Determination of Reducing Sugar. *Analytical chemistry,* V. 31, pp. 426–428.

QUEIROZ, A.G., FRANÇA, L., PONTE, M.X. (2012) The life cycle assessment of biodiesel from palm oil ("dendê"). *Amazon Biomass and Bioenergy*, V.36, pp.50-59.

RECOUVREUX, D. O. S. (2008) Desenvolvimento de Novos Biomateriais Baseados em Celulose Bacteriana para Aplicações Biomédicas e de Engenharia de Tecidos - Tese de doutorado (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 145 p.

ROSS, P.; MAYER, R.; BENZIMAN, M. (1991) Cellulose biosynthesis and function in bacteria. *Microbiological Review*, V.55, pp.35-58.

ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD, L.S. et al. (2008) USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in Life Cycle Impact Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment. V.13, N.7, pp. 532-546.

WANG, J., ZHU, Y., DU, J. (2011) Bacterial cellulose: a natural nanomaterial for biomedical applications. *Journal of Mechanics in Medicine and Biology*. V.11, pp. 285-306.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

ACV como método de tomada de decisão no ecodesign de complemento arquitetônico: caso da prateleira de luz

Andréa Franco Pereira[1]

[1] *Universidade Federal de Minas Gerais, andreafranco@ufmg.br*

Resumo. *O trabalho apresenta estudo sobre a aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como método de tomada de decisão para a seleção de materiais no ecodesign de uma prateleira de luz. Prateleiras de luz são dispositivos para a construção civil, instalados em aberturas de janelas, com o objetivo de proporcionar maior aproveitamento da luz natural, refletindo-a para o teto do espaço construído e projetando esta luz a uma profundidade maior no ambiente. O conforto térmico e luminoso-visual tem impacto direto sobre o consumo energético da edificação. A construção civil consome cerca de 50% dos recursos mundiais. No que se refere à energia empregada nas edificações, seu consumo é de 39% do total de energia gasta no mundo. O uso de iluminação natural nas edificações é parte integrante do conceito de "edifícios sustentáveis". Para o alcance adequado da incidência solar são necessários dispositivos arquitetônicos de controle, tais como as prateleiras de luz. Sendo assim, o produto em estudo gera ganhos em eficiência energética, bem como ganho em conforto para os usuários a partir da redução da incidência direta da radiação solar e da diminuição do ofuscamento no ambiente. O objetivo da ACV foi a comparação entre dois cenários de manufatura da prateleira de luz, em alumínio ou em PVC, visando a tomada de decisão quanto aos processos a serrem empregados. O método foi aplicado seguindo diretrizes da ISO 14040 com o auxílio do software GaBi 6. Os limites do sistema foram definidos pelas fases de obtenção da matéria-prima e de produção da prateleira (cradle to gate). A unidade funcional adotada foi estabelecida pela superfície de reflexão de 1,3 m^2. A avaliação de impacto foi feita pelo método CML 2001 nas categorias de impacto referentes ao aquecimento global e à depleção da camada de ozônio. O escopo do estudo compreende a manufatura da prateleira de luz na cidade de Belo Horizonte - MG, tendo sido o inventário construído a partir de dados secundários. O uso de dados secundários se justifica em razão de sua aplicação em ecodesign como referencial de tomada de decisão. Os resultados obtidos demonstram que a emissão de CO_2 equivalente relativa ao uso de matéria-prima reciclada de alumínio é quase 10 vezes menor do que a de PVC reciclado. Já a emissão advinda do uso de alumínio virgem é aproximadamente 35 vezes menor em relação ao PVC virgem. O emprego do alumínio se apresenta, pois, como melhor alternativa para a fabricação do produto. A contribuição científica do estudo refere-se à adoção da ACV para embasamento das decisões de projeto e dirige-se a pesquisadores das áreas de design de produto, arquitetura e construção civil.*

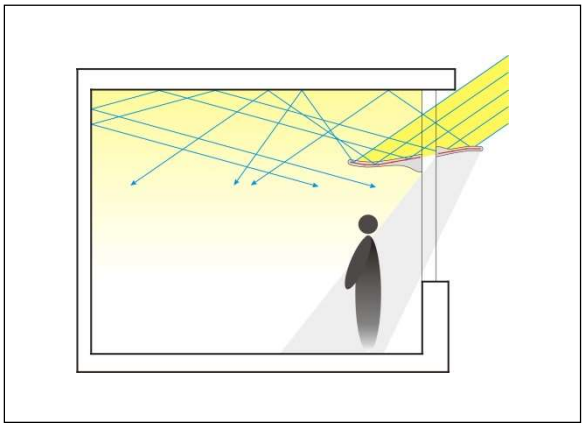
Palavras-chave. *Ecodesign, ACV, Materiais, Conforto ambiental, Eficiência energética.*

Introdução

A análise apresentada neste trabalho diz respeito à Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) de uma "prateleira de luz" (*light shelf*) arquitetônica (Figura 1). Trata-se de um dispositivo para a construção civil, instalado em aberturas de janelas, com o objetivo de proporcionar maior aproveitamento da luz natural, refletindo-a para o teto do espaço construído e, consequentemente, projetando esta luz natural a uma profundidade maior no ambiente (Figura 2).

Figura 1: Prateleira de luz arquitetônica oblíqua para iluminação natural (depósito de Desenho Industrial junto ao INPI)

Figura 2: Esquema da reflexão da luz natural no ambiente a partir da instalação da prateleira de luz.



O produto busca reduzir o consumo de luz elétrica, aumentando a eficiência energética das edificações. Seu uso em aberturas de janelas, de edifícios comerciais e residenciais, objetiva o controle de iluminação e difusão da luz natural no espaço, atendendo aos parâmetros de economia de energia das diversas certificações ambientais da construção civil, incluindo o Procel Edifica.

Desde 2009, entrou em vigor no Brasil o Regulamento Técnico da Qualidade para Eficiência Energética de Edifícios Comerciais, de Serviços e Públicos (RTQ-C) para a avaliação do edifício, classificando seu desempenho e de seus sistemas (envoltória, iluminação e ar condicionado) de nível "A", mais eficiente, a "E", menos eficiente, vinculado à etiquetagem do Procel Edifica (BRASIL, 2010).

A construção, bem como o uso de edifícios, requer enormes quantidades de energia, de água e de materiais, produzindo grande quantidade de resíduos. Onde e como os edifícios são construídos afetam o ecossistema de diversas maneiras.

A consideração dos aspectos ambientais no projeto arquitetônico, e dos impactos causados, baseia-se no crescente entendimento de que sua prática tradicional de desenvolvimento não é sustentável. Costuma-se dizer que um décimo da economia global é destinado às edificações, em suas fases de construção e uso, bem como no equipamento do ambiente construído. A construção civil consome aproximadamente 50% dos recursos mundiais, dentre estes, em torno de 45% da energia para sua construção e uso, 40% da água, 60% da terra cultivável, 70% da madeira (EDWARDS, 2004).

No que se refere especificamente à energia empregada nas edificações, seu consumo é de aproximadamente 39% do total de energia gasta no mundo. Edifícios comerciais consomem cerca de 18% e residenciais 21%. Nesse sentido, a instalação de equipamentos eficientes pode reduzir de 10 a 15% o consumo de energia no edifício (SCHNEIDER-ELECTRIC, 2008).

O conforto térmico e luminoso-visual tem impacto direto sobre o consumo energético da edificação. Entretanto, é possível promover a satisfação do usuário nesses aspectos a partir do conceito de "arquitetura bioclimática", na qual a qualidade ambiental e a eficiência energética são obtidas por meio do aproveitamento racional dos recursos da natureza, de modo a contribuir com o equilíbrio do ecossistema no qual está inserida (LOURA e ASSIS, 2005).

Até o início do século passado, a luz natural era a mais importante fonte de luz para o uso diurno em fábricas, escritórios, prédios domésticos e públicos. No entanto, a disponibilidade de energia artificial a baixo custo levou à execução de projetos de edificações primariamente dependentes da energia elétrica (FONTOYMONT, 1999). A principal tarefa do projeto de iluminação natural é determinar exatamente o caminho da fonte de luz até os pontos a serem iluminados no interior do espaço edificado, e decidir sobre as soluções técnicas para atingir os objetivos de maneira suficiente e eficiente (SOUZA, 2005).

Para o alcance adequado da incidência solar são necessários dispositivos arquitetônicos de controle. Esses dispositivos dizem respeito a componentes tais como *brise-soleil*, venezianas e prateleiras de luz. Estudos mostram que as prateleiras de luz são comprovadamente eficientes para ampliar a profundidade de iluminação natural no ambiente (MAJOROS, 1998; SANTOS e SOUZA, 2012).

Desenhada de forma oblíqua para otimizar o aproveitamento de iluminação natural na edificação, a prateleira de luz, objeto deste estudo, apresenta ângulo de inclinação de 10º que favorece a reflexão da luz em distâncias maiores na sala em relação às janelas. O produto apresenta quatro módulos de dimensões diferentes para melhor adaptação às orientações de fachada.

Sabe-se que prateleiras de luz inclinadas atingem maior profundidade de reflexão da luz natural (MAJOROS, 1998), devido à lei de reflexão da luz, na qual o ângulo de incidência é igual ao ângulo de reflexão. Além disto, estudos mostram que a incidência da luz solar em orientações de fachada norte, sul, leste e oeste são diferentes, apresentando ângulos de inclinação distintos, o que, consequentemente, requer dimensões de prateleiras de luz diferentes de acordo com cálculos de iluminação (SANTOS e SOUZA, 2012).

A prateleira de luz ora analisada (Figura 1) é composta por duas peças laterais de forma sinuosa, semelhantes a uma mão-francesa para fixação à parede. Nestas peças, são fixados vergalhões redondos longitudinais nos quais se encaixam faixas de chapa lisa, que acompanham esta linha longitudinal. Uma dessas faixas longitudinais é perpendicular ao chão, as demais são oblíquas em inclinação de 10º.

A fabricação desta prateleira de luz prevê o emprego de alumínio reciclado fundido nas peças laterais, bem como vergalhões redondos e chapas em alumínio disponíveis no mercado para os demais componentes. Alternativamente, o conjunto poderá ser produzido em policloreto de polivinila (PVC) em sua totalidade, ou combinando peças laterais em alumínio reciclado fundido, bastões e chapas em PVC extrudados.

Sendo assim, o estudo ora apresentado busca a aplicação da ACV como método de tomada de decisão para a seleção de materiais no ecodesign da prateleira de luz, com vistas a embasar o argumento de redução de impacto, notadamente na categoria de aquecimento global, não somente pela redução de energia na fase uso, descrita acima, bem como pela escolha dos processos empregados nas fases de obtenção da matéria-prima e de produção.

Acredita-se que este estudo possa trazer contribuição científica para o avanço de pesquisas nas áreas de design de produto, arquitetura e construção civil, demonstrando a adoção da ACV para embasamento das decisões em nível de projeto, mesmo adotando dados de fontes secundárias – visto que o produto ainda não se encontra em linha de produção. Embora sendo necessária interpretação criteriosa e consciente, levando-se em consideração a omissão dos dados primários.

Observa-se que, apesar da ACV, a maioria dos métodos utilizados em ecodesign considera somente aspectos qualitativos ao longo do ciclo de vida do produto (por exemplo MET Matrix ou Roda Estratégia de Ecodesign - BREZET e VAN HEMEL, 1997). Iniciativas que forneçam referências ambientais quantitativas podem ajudar os designers de produto em suas tarefas (SOUSA e WALLACE, 2006; CHANG et al., 2014).

A avaliação quantitativa apresentada pelos resultados da ACV é importante para uma análise mais completa quanto aos impactos ambientais provocados pelo sistema do produto, em estágio de projeto, e pode contribuir para a tomada de decisão quanto à melhor alternativa a ser adotada em sua manufatura.

Materiais e Métodos

O método de Avaliação do Ciclo de Vida adotado neste estudo segue as diretrizes da Norma ISO 14040 (ABNT, 2001), tendo sido processado com o auxílio do software GaBi 6.

O objetivo da ACV foi a comparação entre dois cenários de manufatura da prateleira de luz, visando a tomada de decisão quanto ao material a ser empregado para sua futura produção. O estudo foi realizado em fase de projeto do produto e busca a compreensão dos impactos causados em ambos cenários, com vistas à adoção da melhor alternativa para a qualidade ambiental do produto.

Os limites do sistema compreendem *cradle to gate* e dizem respeito à fase de obtenção da matéria-prima e à fase de manufatura da prateleira de luz.

Entende-se como função do produto a reflexão de luz natural em abertura de janelas correspondentes ao comprimento de 1500 mm. A unidade funcional sendo, pois, estabelecida pela superfície de reflexão de 1,3 m^2, definida pelas dimensões de 865 x 1500 mm do módulo considerado padrão no projeto (dentre as demais dimensões para diferentes fachadas de edifícios citadas acima).

Parte-se da hipótese de que o emprego de uma parcela da matéria-prima oriunda de reciclagem gere menos impacto e que o uso do PVC possa ser uma alternativa de substituição do alumínio, levando-se em consideração seu peso final para o conjunto montado.

Para tanto, a avaliação de impacto foi feita pelo método do *Center of Environmental Science of Leiden University*, CML 2001, tendo sido realizada para as categorias de impacto referentes ao aquecimento global, medido em Kg CO_2-eq. e à depleção da camada de ozônio, medida em Kg R11-eq.

Optou-se pela avaliação do impacto na categoria de aquecimento global como referência, tendo em vista a importância do aumento das temperaturas do planeta e sua atual repercussão, não somente para Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) da ONU, bem como para organizações de defesa ambiental, tais como o Greenpeace[11].

Avaliação também foi feita em relação à categoria de impacto referente à depleção da camada de ozônio em razão da inversão de valores apresentada somente nesta categoria, dentre diversas outras.

O escopo do estudo compreende a manufatura da prateleira de luz na cidade de Belo Horizonte - MG. Sendo a matéria-prima proveniente de Poços de Caldas-MG (vergalhão e chapa de alumínio), de Pindamonhangaba-SP (lingote de alumínio reciclado), de Camaçari-BA (bastão e chapa de PVC) e de municípios do interior de São Paulo (granulado de PVC reciclado). As distâncias foram computadas nas entradas de transporte.

Os dados foram obtidos de fonte secundária em bases de dados disponibilizadas pelo software GaBi 6. Tomou-se como parâmetro o uso de processos realizados a partir de dados médios da Europa, com exceção (por ausência de base de dados) dos processos relativos à fundição do alumínio e injeção de plásticos, em que foram usados dados da Alemanha, dos transportes, em que foram usados dados globais de caminhões, e do diesel, em que foram usados dados do Brasil. Não foi considerada a energia para montagem do produto. Igualmente, não foram feitos ajustes quanto à matriz energética e aos processos de fabricação nacionais, tendo em vista que o produto ainda não se encontra em linha de produção, não sendo tais ajustes necessários para fins deste estudo, que busca a tomada de decisão em nível de projeto. Posteriormente, após manufatura, outro estudo de ACV deverá ser realizado, a fim de que sejam confirmados os resultados da etapa de design.

O uso de dados secundários se justifica em razão de sua aplicação em ecodesign, visto que servirá como referencial de tomada de decisão quanto à escola do material. Além disto, o produto não estando em linha de produção dificulta a obtenção de dados primários.

Resultados e discussão

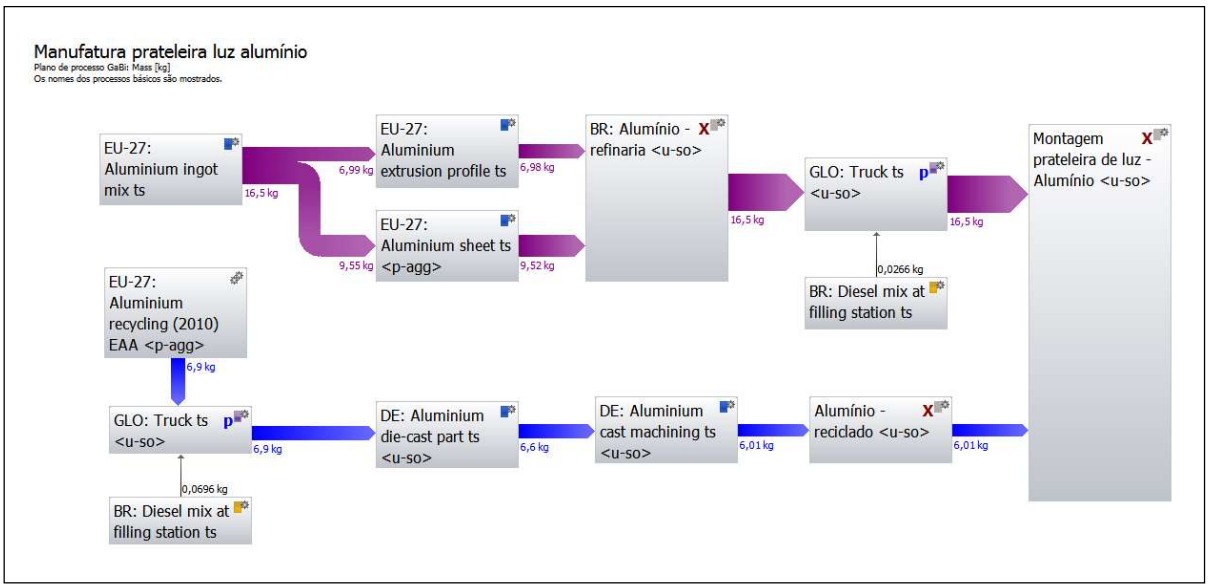
A Figura 3 mostra o modelo do inventário de ciclo de vida para prateleira de luz produzida em alumínio. Neste sistema foram definidas duas entradas: a) alumínio derivado de refinaria e b) alumínio derivado de reciclagem.

Vergalhões e chapas de alumínio são encontradas no mercado a partir de processos de transformação de alumínio primário obtidos pela mineração da bauxita e refinaria para obtenção da alumina. Neste estudo, adotou-se o fornecimento de refinaria situada em Poços de Caldas-MG à distância de 451 Km de Belo Horizonte-MG. As peças laterais da prateleira serão produzidas a partir de processo de fundição, empregando-se lingote de alumínio reciclado, obtido em Pindamonhangaba-SP à distância de 513 Km de BH.

Os dados quantitativos foram definidos da seguinte maneira: 6 peças de vergalhão de 19 mm = 6,976 kg, 5 peças de chapa de 1,5 mm = 9,518 kg e 2 peças laterais em alumínio reciclado fundido = 6,005 kg.

[11] - "Um planeta mais quente desequilibra o ultrassensível sistema climático da Terra. Como consequência, o gelo dos polos derrete e eleva o nível médio dos oceanos, ameaçando populações costeiras; tempestades se tornam mais frequentes, intensas e perigosas, assim como ondas de frio ou calor extremos; biomas como a Amazônia são ameaçados pela alteração no sistema de chuvas. Populações já vulneráveis ficam com a corda no pescoço, sofrendo impactos na produção de alimentos, fornecimento de água e moradia" (GREENPEACE, 2016).

Figura 3: Modelo do inventário de ciclo de vida para prateleira de luz produzida em alumínio.

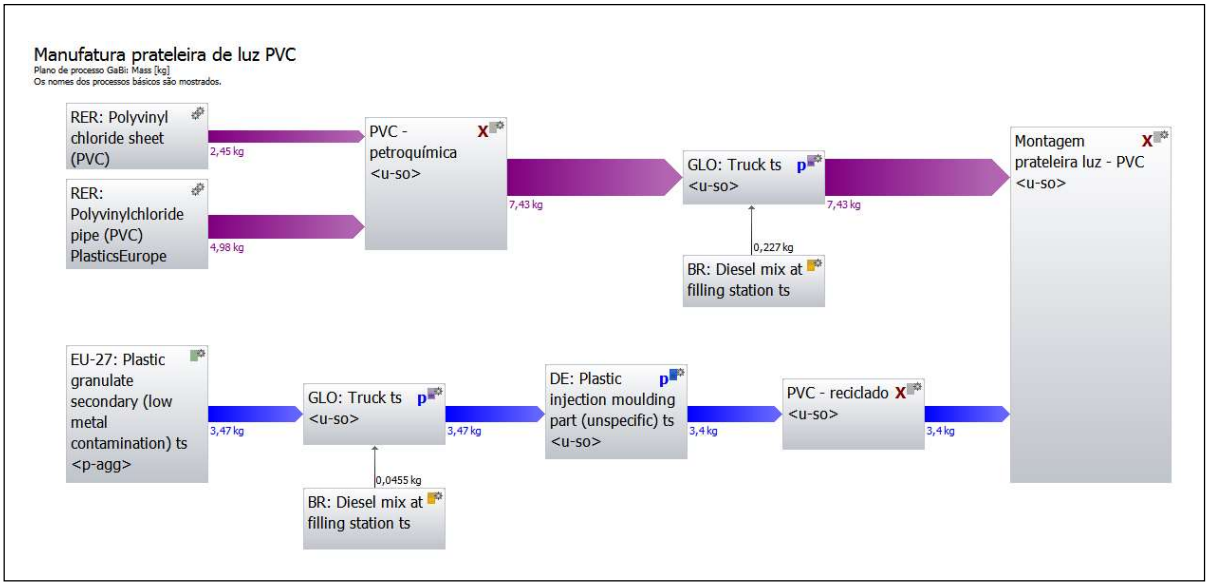


A Figura 4 mostra o modelo do inventário de ciclo de vida para prateleira de luz produzida em PVC. Neste sistema foram definidas duas entradas: a) PVC derivado de petroquímica e b) PVC derivado de reciclagem.

Bastões e chapas de PVC são encontradas no mercado a partir de processos de transformação oriundos de petroquímicas. Neste estudo, adotou-se o fornecimento de petroquímica situada em Camaçari-BA à distância de 1400 km de Belo Horizonte-MG. As peças laterais da prateleira serão produzidas a partir de processo de injeção, empregando-se granulado de PVC reciclado, obtido em municípios do interior de São Paulo à distância média 600 Km de BH.

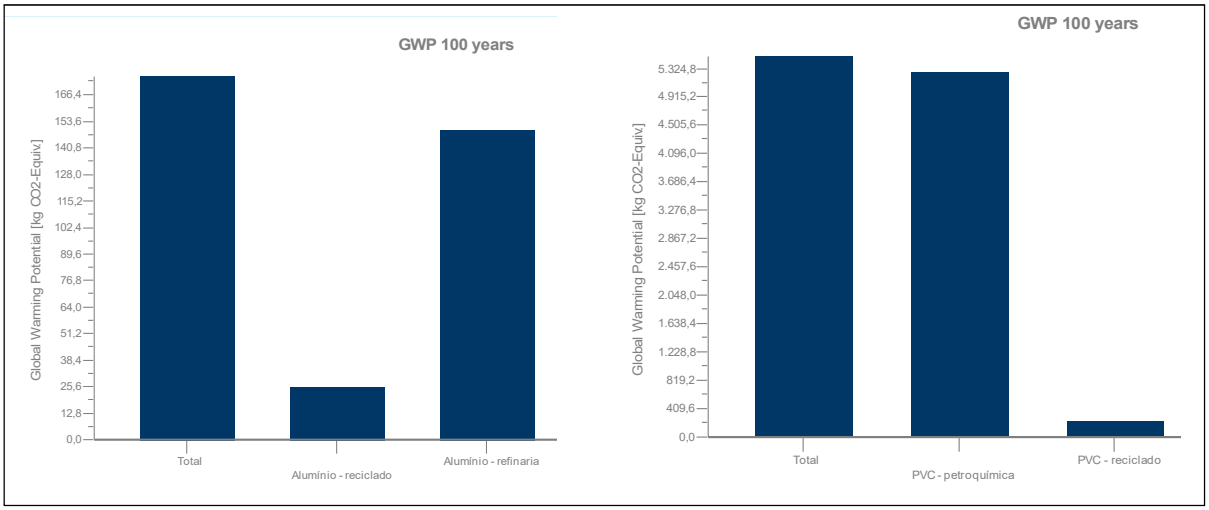
Os dados quantitativos foram definidos da seguinte maneira: 5 peças de chapa de 1,5 mm = 2,447 kg, 6 peças de bastão de 20 mm 4,983 kg e 2 peças laterais em PVC reciclado injetado = 3,401 kg.

Figura 4: Modelo do inventário de ciclo de vida para prateleira de luz produzida em PVC.



A Figura 5 mostra a avaliação de impacto feita pelo método CML 2001 para a categoria de aquecimento global, levando-se em conta os dois sistemas, ou seja, a prateleira em alumínio e em PVC.

Figura 5: Avaliação de impacto (CML 2001) em Kg CO^2-eq. para prateleiras em alumínio e PVC.

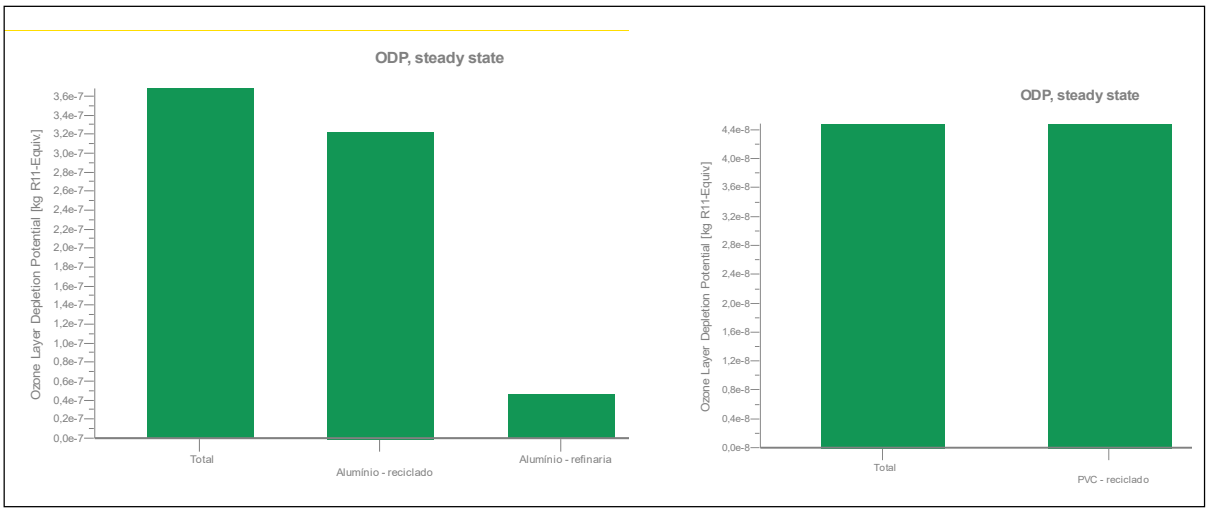


Observa-se que o alumínio reciclado emitiu 25,8 Kg CO_2-eq., sendo 24,2 Kg em emissões inorgânicas e 1,62 Kg em compostos orgânicos voláteis (COVs), enquanto que o alumínio oriundo de refinaria emitiu 152 Kg CO_2-eq., sendo 137 Kg em emissões inorgânicas e 15,4 Kg em COVs.

Quanto ao PVC reciclado houve emissão de 240 Kg CO_2-eq., sendo 233 Kg em emissões inorgânicas e 6,56 Kg em COVs, contra 5270 Kg CO_2-eq. emitidos pelo PVC oriundo de petroquímica, sendo 4140 Kg em emissões inorgânicas e 1130 em COVs.

Avaliação também foi feita em relação à categoria de impacto referente à depleção da camada de ozônio em razão da inversão de valores apresentada, ou seja, somente nesta categoria (dentre diversas outras) os materiais advindos de processos de reciclagem mostram maior impacto (Figura 6).

Figura 6: Avaliação de impacto (CML 2001) em Kg R11-eq. para prateleiras em alumínio e PVC.



Observa-se que o alumínio reciclado emitiu 3,22e-007 Kg R11-eq. relativos a emissões de COVs, enquanto que o alumínio oriundo de refinaria emitiu 0,463e-007 Kg R11-eq. em COVs.

Quanto ao PVC reciclado houve emissão de 0,448e-007 Kg R11-eq. em COVs, contra zero emissão de R11-eq. do PVC oriundo de petroquímica.

Conclusão

A ACV demonstrou que o emprego de materiais reciclados representa ganho considerável em relação ao emprego de matéria-prima virgem, no que se refere à análise de impacto na categoria de aquecimento global.

No sistema analisado, o emprego de matéria-prima virgem de alumínio provoca a emissão de 152 Kg CO_2-eq., enquanto que o emprego de matéria-prima virgem de PVC gera emissão de 5270 Kg CO_2-eq. Em contrapartida, o uso de material reciclado chega a ser seis vezes menor para o alumínio, em relação ao material virgem, visto que sua emissão foi de 25,8 Kg CO_2-eq., e 22 vezes menor para o PVC, que teve emissão de 240 Kg CO_2-eq.

Na comparação entre os dois sistemas, a emissão relativa ao uso de matéria-prima reciclada de alumínio é quase 10 vezes menor do que a de PVC. Já a emissão advinda do uso de alumínio virgem é aproximadamente 35 vezes menor em relação ao PVC virgem.

Entretanto, no que se refere à análise de impacto na categoria de depleção da camada de ozônio, os processos de reciclagem demonstram-se mais impactantes, tanto para o alumínio quanto para o PVC. Houve emissão de 3,22e-007 Kg R11-eq. no emprego de alumínio reciclado, valor este sete vezes maior em relação ao uso de alumínio virgem, 0,463e-007 Kg R11-eq. Quanto ao PVC reciclado houve emissão de 0,448e-007 Kg R11-eq. em COVs, contra zero emissão de R11-eq. do PVC virgem. Contudo, essas emissões são milhões de vezes menores em relação às emissões referentes à categoria de aquecimento global, o que torna esta última mais relevante para as conclusões e tomada de decisão.

Os resultados do estudo confirmam a hipótese levantada de que o emprego de parte da matéria-prima oriunda de reciclagem gere menor impacto. Por outro lado, e do ponto de vista dos aspectos ambientais, os resultados do estudo refutam a hipótese levantada de uso do PVC como alternativa de substituição ao alumínio.

Conclui-se, pois, que o emprego do alumínio se apresenta como melhor alternativa para a fabricação da prateleira de luz estudada.

Agradecimentos

Agradecimentos ao CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico e à FAPEMIG – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais pelos recursos concedidos, que permitiram a realização desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (2001). NBR/ISO 14040 – Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro.

BRASIL (2010). Ministério de Minas e Energia. Eletrobrás. Procel Edifica. Pesquisa de Posse de Equipamentos e Hábitos de Uso (Ano-Base 2005): classe comercial alta tensão: relatório

Brasil. Disponível em: <http://www.eletrobras.com/>.

BREZET, H. e VAN HEMEL, C. (1997). EcoDesign: A Promising Approach to Sustainable Production and Consumption, Paris: United Nations Environment Programme.

CHANG, D., LEE, C.K.M. e CHEN, C-H. (2014). Review of life cycle assessment towards sustainable product development. Journal of Cleaner Production, Vol. 83 (15), pp. 48-60, 2014. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.050

EDWARDS, B. (2004). Guia básica de la sostenibilidad. Barcelona, Ed. Gustavo Gilli.

FONTOYMONT, M. (1999). Daylight performance of buildings. ENTPE, European Commission Directorate General XII for Science, James & James, Lyons.

GREENPEACE (2016). Energias renováveis contra o aquecimento global. Disponível em: http://www.greenpeace.org/brasil/pt/O-que-fazemos/Clima-e-Energia/?gclid=CN_Tm_zO2s0CFYFahgodKhAEDQ (Acessado: 4 de julho de 2016).

LOURA, R. M.; ASSIS, E. S. (2005). Variáveis e critérios para a avaliação de desempenho termo-energético: estudo de caso. In: Congresso Brasileiro de Eficiência Energética, 2005, Belo Horizonte. Anais do CBEE 2005. Belo Horizonte: Jota, Fábio G. e Jota, Patrícia R. S. (ed.), ABEE, v. 1. p. 161-166.

MAJOROS, A. (1998). Daylighting**.** PLEA Notes, Note 4. PLEA in Association with Department of Architecture, the University of Queensland. Edited by S.V.Szokolay.

SANTOS, I. G. e SOUZA, R. V. G. (2012). Proteções solares no Regulamento brasileiro de Eficiência Energética de Edifícios Comerciais, de Serviços e Públicos. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 12, n. 1, p. 227-241, jan./mar.

SCHNEIDER-ELECTRIC (2008). Tackling energy challenges through Energy Efficiency Solutions. Schneider-Electric, July.

SOUSA, I. e WALLACE, D. (2006). Product classification to support approximate life-cycle assessment of design concepts. Technological Forecasting and Social Change, Vol. 73 (3), pp. 228-24.

SOUZA, R. V. G. (2005). Iluminação Natural, uma fonte renovável para Eficiência Energética: uma revisão. In: Congresso Brasileiro de Eficiência Energética, 2005, Belo Horizonte. Anais do CBEE 2005. Belo Horizonte: Jota, Fábio G. e Jota, Patrícia R. S. (ed.), ABEE, 2005. v. 1. p. 146-150.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Orientações para implementação do *ecodesign* em uma indústria moveleira

Mirna Andrade Bezerra[1], Elaine Aparecida da Silva[2], José Machado Moita Neto[3]

[1] *Universidade Federal do Piauí, mirna.bez@outlook.com*
[2] *Universidade Federal do Piauí*
[3] *Universidade Federal do Piauí*

Resumo. *O ecodesign é um processo que objetiva reduzir e/ou mitigar os impactos ambientais de produtos durante todo o seu ciclo de vida, devendo ser aplicado nas fases de projeto e desenvolvimento dos mesmos. Assim, este trabalho teve o objetivo de analisar a viabilidade de implantação do ecodesign em uma indústria do setor moveleiro localizada na cidade de Teresina-PI. Foram realizadas visitas e entrevistas no setor de projetos e desenvolvimento de produtos, produção e depósito da indústria, para coleta de dados. A pesquisa foi realizada com base na norma da ABNT NBR ISO 14006:2011 que trata sobre as diretrizes para incorporar o ecodesign, sendo dividida em três momentos: 1ª) Diagnóstico, 2ª) Definição de móveis para análise, 3ª) Análise da produção e identificação de possibilidades de implantação do ecodesign. Foram selecionadas e analisadas as etapas de fabricação de três modelos de cadeiras pertencentes ao mobiliário escolar do tipo adulto, escolhidas por serem produzidas em grande quantidade por esta indústria. As principais matérias-primas utilizadas para fabricação das cadeiras são kits de plástico compostos por assento e encosto, tecido, ferro, dentre outros. As etapas do ciclo de vida dos produtos da indústria moveleira pesquisada envolvem: aquisição de matérias-primas, planejamento dos produtos, design, produção e transporte dos mesmos aos centros consumidores. Verificou-se que o modelo de cadeira 3 possui mais impactos negativos que os modelos 1 e 2; na sua produção são utilizados muitos componentes que podem ser reaproveitados ou reciclados mas que não são, este modelo possui maior quantidade de matéria-prima trazida de outros estados e dois deslocamentos são realizados (para o depósito e para o cliente). Já o modelo 1, a matéria-prima é adquirida no próprio município e próximo da indústria, diminuindo os custos ambientais e econômicos com o seu transporte, não são utilizadas embalagens para o seu acondicionamento, a montagem acontece na própria indústria, sendo transportada diretamente ao cliente. Há possibilidades de implantação do ecodesign nesta indústria com adoção de iniciativas que contemplem a redução de resíduos, poluição do ar gerada na etapa de pintura, economia de matéria-prima e/ou substituição por fornecedores que as fabriquem de forma mais sustentável. Além disso, necessita de um desenvolvimento de ações voltadas ao atendimento dos requisitos mínimos dispostos na ABNT NBR ISO 14001, que regulamenta o Sistema de Gestão Ambiental, a fim de conectar a gestão dos processos aos impactos ambientais negativos causados por esta atividade.*

Palavras-chave. *Ecodesign. Indústria Moveleira. Teresina-PI.*

Introdução

O setor moveleiro é considerado um dos mais importantes da indústria de transformação do Brasil. Esta informação pode ser confirmada no relatório de atividades desenvolvido pela Associação Brasileira das Indústrias do Mobiliário (ABIMOVEL) no ano de 2014, que apresenta os seguintes números: cerca de 20 mil indústrias empregam perto de 330 mil profissionais em todo o país, segundo dados fornecidos pelo Instituto de Estudos e *Marketing* Industrial (IEMI). Os principais pólos estão localizados nas regiões Sudeste e Sul, com destaque para o estado do Rio Grande do Sul, com maior quantidade de municípios participantes e que compõe a Associação das Indústrias de Móveis do Rio Grande do Sul (MOVERGS) (ABIMOVEL, 2014).

Segundo dados da Abimovel, existem vários pólos moveleiros instalados no Brasil. No Nordeste ele está instalado em Fortaleza, no estado do Ceará, único desta região citado no documento. No Guia da Federação das Indústrias do Estado do Piauí (FIEPI), nos anos de 2013/2014, o Piauí contabilizou cerca de 120 empresas que fabricam móveis de diversos tipos, como madeira, metal, entre outros. O município de Teresina possui 74 indústrias atuando no setor moveleiro (FIEPI, 2014).

No Brasil, são produzidos móveis de madeira, metal e colchões, compostos por materiais variados como vime, plástico, estofados, dentre outros. Em consequência desta variedade de materiais e processos e dos impactos ambientais negativos ocasionados pelas atividades do setor, várias possibilidades de mitigação podem ser utilizadas, como: Ecoeficiência e Produção Mais Limpa que estão voltados aos impactos gerados especificamente na produção, envolvendo a eficiência do maquinário para reduzir perdas, gasto de energia, água, entre outros. Também, a implementação do *Ecodesign* que não se restringe à produção, mas a todo ciclo de vida

do produto, envolvendo toda a organização para atendimento de quesitos ambientais desde a fase de projeto e desenvolvimento dos produtos.

Nesta pesquisa, serão apresentadas as atividades de uma indústria do setor moveleiro de Teresina-PI que fabrica produtos de madeira e ferro. O objetivo do trabalho foi analisar a viabilidade de implantação do *ecodesign* na indústria, a partir da análise dos processos de três produtos (cadeiras escolares) com modelos diferentes, mas que tem a mesma funcionalidade.

Fundamentação teórica

Ecodesign

A norma da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) sobre *ecodesign* o define como um "processo integrado no projeto e desenvolvimento do produto, que visa reduzir impactos ambientais e melhorar continuamente o desempenho ambiental dos produtos, durante todo o seu ciclo de vida, desde a extração de matéria-prima até o fim da vida" (ABNT, 2011). O conceito deixa explícito que o foco desta ferramenta é o projeto e desenvolvimento do produto, mas indiretamente propõe que, para que ocorra plenamente, seja desenvolvido um processo integrado, ressaltando a necessidade de melhoria contínua e análise crítica do processo produtivo.

Outro conceito para *ecodesign* é dado por Brones et al. (2014), de forma a detalhar o que significa essa prática dentro de indústrias, na concepção e *design* de produtos, caracterizando-o como a: "inclusão da variável ambiental nas diferentes etapas de projeto, desenvolvimento e execução de produtos, processos ou serviços, com o objetivo de minimizar o impacto ambiental das atividades envolvidas*"* (BRONES et al., 2014).

A fase de concepção de um produto é determinante para avaliação do seu impacto ambiental ao longo do ciclo de vida e por esse motivo fornece um ponto de intervenção para implementar as metas ambientais. Desta forma, projetar com o foco ambiental em mente e assumir responsabilidades pelas consequências ambientais do produto a que se referem às decisões específicas e ações executadas durante o processo de *design* é uma das prioridades do *ecodesign* ou desenho para o meio ambiente (DEUTZ ET AL., 2013).

Os resultados da pesquisa de Deutz et al. (2013) demonstram que a utilização do *ecodesign*, na prática, tem sido em grande parte limitada para cumprir os requisitos mínimos exigidos pela legislação. Para muitos *designers* a incorporação de considerações ambientais no processo de inovação de produtos dificulta a sua idealização. Assim, conforme os autores, muitas vezes, o *ecodesign* limita-se à utilização da reciclagem. Estas dificuldades na implantação indicam a falta de treinamentos dos *designers* que não são especialistas ambientais.

Em um estudo realizado com empresas francesas e canadenses sobre os benefícios econômicos do *ecodesign*, há indícios de que não seja apenas uma abordagem ambiental eficiente, pois também inclui vários benefícios econômicos para as empresas que o adotam. O primeiro deles é a redução de custos, pela melhor utilização de matérias-primas que podem ser recicladas, redução de energia, melhoramento da logística e otimização de vários processos do ciclo de vida do produto. Outros dois benefícios são a maior satisfação dos consumidores, que estão cada vez mais sensibilizados com as questões ambientais, e por último, tornar as empresas mais competitivas em locais em que é mais exigido o atendimento à legislação ambiental (PLOUFFE et.al, 2011).

Diretrizes para incorporação do ecodesign

As organizações que possuem responsabilidade socioambiental buscam, constantemente, melhorar o desempenho ambiental dos produtos e serviços que oferecem e mitigar os impactos negativos de suas atividades. Contudo, essa não é a realidade das micro e pequenas empresas brasileiras. Algumas iniciativas são no sentido de atender a legislação ambiental a fim de evitar penalidades, reduzir gastos ou alcançar consumidores cada vez mais exigentes por produtos, processos e serviços mais sustentáveis.

O Sistema de Gestão Ambiental (SGA) normatizado pela ABNT NBR ISO 14001 é um elo importante à implantação do *ecodesign*, apresentando-se como fundamental na gestão de processos de uma organização quando relacionados aos impactos ambientais, não sendo incluída a gestão de projetos. No entanto, esta última é incluída na norma sobre Sistema de Gestão de Qualidade (SGQ), a ABNT NBR ISO 9001. Sendo assim, a norma sobre *ecodesign* compreende essas duas para sua aplicação, explicitando a atuação em nível de gestão

com as normas 14001 e 9001, mas também enfocando o processo de projeto e desenvolvimento, com um olhar mais específico ao produto.

O conteúdo da norma ABNT NBR ISO 14006 é voltado às organizações que possuem Sistema de Gestão Ambiental, sendo dividida em três seções: 1) Papel da alta gerência, 2) Diretrizes para incorporação do *ecodesign* no SGA, 3) Atividades de *ecodesign* no projeto e desenvolvimento de produto (ABNT, 2011).

A primeira orientação é dada à alta gerência que deve estar envolvida nas questões estratégicas relevantes para o negócio e para a gestão, ciente dos benefícios potenciais do *ecodesign* como os econômicos, inovação, criatividade, redução da responsabilidade legal, dentre outros. Na segunda seção, há introdução de normas do SGA (14001) e SGQ (9001) que estabelecem, respectivamente, orientações para a gestão de impactos ambientais relacionadas à organização e gestão do projeto e desenvolvimento do produto. A abordagem das diretrizes de incorporação é finalizada com uma descrição genérica do *ecodesign* com enfoque no ciclo de vida do produto (ABNT, 2011).

As diretrizes desta norma podem, também, ser aplicadas às organizações que queiram reduzir os impactos negativos de suas atividades, mas que não possuem SGA e SGQ. Entretanto, é necessário que a empresa tenha interesse em desenvolver o mínimo estabelecido na *ISO* 14001, como o desenvolvimento de uma política ambiental, planejamento com identificação de aspectos ambientais relevantes, atendimento a requisitos legais, estabelecimento de objetivos, metas e desenvolvimento de programas para posteriormente implementar ações que influenciem no projeto e desenvolvimento de produtos. Após atendimento destas etapas essenciais, julga-se necessário, a partir do conhecimento e leitura da norma, a verificação, o monitoramento e análise crítica do planejamento estratégico de implantação do *ecodesign* para a melhoria contínua destas ações (ABNT, 2011).

Recentemente, a norma ABNT NBR ISO 14001 foi atualizada e contêm informações relevantes à implantação do *ecodesign*, como a definição mais precisa de aspectos ambientais, a função da liderança, comprometimento da alta direção. Além disso, alguns quesitos foram incluídos ou reformulados, como a importância do apoio de recursos financeiros e humanos, definição de competências e a conscientização dos trabalhadores (ABNT, 2015).

Metodologia

A pesquisa foi realizada com base na norma da ABNT NBR ISO 14006:2011 que aborda as diretrizes para incorporar o *ecodesign*. O foco do estudo é uma indústria moveleira de Teresina – PI, a fim de avaliar as possibilidades de implantação do *ecodesign*. Três momentos distintos podem ser destacados:

1ª) Diagnóstico: Foram elaborados dois *checklists,* um baseado no conteúdo da norma sobre *ecodesign* (ABNT, 2011) e outro baseado na norma da ABNT que regulamenta rótulo ecológico para cadeiras de escritório (ABNT, 2015)[12] podendo ser também aplicada para cadeiras escolares. Além disso, acompanhamento da produção com os funcionários da indústria, registros fotográficos, anotações sobre as etapas do processo produtivo, infraestrutura, dentre outros.

2ª) Definição de móveis para análise: Foi acompanhada a produção de vários tipos de móveis, com a finalidade de conhecer as etapas do processo produtivo. Depois disso, fez-se a seleção de três tipos de cadeiras escolares para serem analisadas.

3ª) Análise da produção e identificação de possibilidades de implantação do *ecodesign*: os instrumentos utilizados para diagnóstico (*checklist*, registros fotográficos e a literatura científica) permitiram a discussão dos resultados.

[12] Norma de qualidade ambiental para cadeiras de escritório que pode ser aplicada a vários tipos de cadeiras como as do mobiliário escolar

Resultados

Caracterização da indústria

A indústria produz diversos tipos de móveis com duas matérias-primas principais: a madeira e o ferro. A sua linha de produção é composta por móveis de linha e planejados. Os primeiros são, principalmente, móveis de escritório como estações de trabalho, gaveteiros, armários, entre outros. O segundo tipo reúne móveis com especificações individuais, a pedido do cliente, elaborados com apoio de programas de computador que possibilitam modificações para reduzir consumo, quantidade de matérias-primas, sem afetar a funcionalidade.

Produtos analisados

O mobiliário que possui bom retorno econômico para a indústria pesquisada é o escolar. Geralmente, são feitos pedidos em grandes quantidades, que podem ser por meio de contratos com órgãos públicos em âmbito Federal, Estadual ou Municipal, além de empresas privadas. Por ser um dos produtos com maior escala de produção, o mobiliário escolar foi escolhido para análise da viabilidade de implantação do *ecodesign*.

Foram selecionadas **c**adeiras do tipo adulto, utilizadas em conjunto com uma mesa. As três cadeiras selecionadas apresentam a mesma função, modificando-se apenas os tipos de materiais e componentes.

Figura 1: Modelos de cadeiras escolares

Na figura 1 podem ser observadas imagens ilustrativas das cadeiras. Os pesos totais dos três modelos foram de 3,914 kg, 4,480 kg e 5,788, respectivamente.

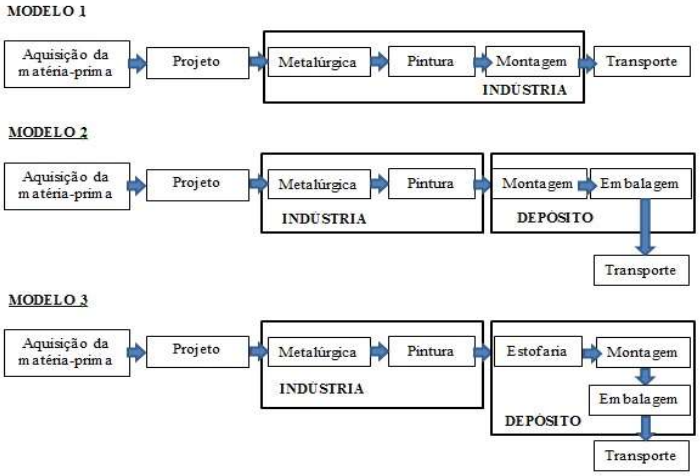
As matérias-primas utilizadas são: **Modelo 1** (kits de plástico para encosto e assento, metalon[13], solventes, parafusos, tintas e ponteiras), **Modelo 2** (kits de plástico para encosto e assento, tubo oblongo feitos de aço-carbono, solventes, parafusos, tintas e ponteiras) e **Modelo 3** (compensado de madeira, tubo oblongo, perfil, tecidos, espuma, cola, solventes, parafusos, tintas, grampos e ponteiras).

Etapas do processo de fabricação

Na figura 2, são apresentados fluxogramas dos processos analisados neste trabalho. Nem todas as etapas de fabricação ocorrem no mesmo espaço físico, como é o caso dos modelos 2 e 3 que são finalizadas no depósito da indústria.

[13] Termo técnico utilizado para peça de ferro produzida a partir da fundição de placas de ferro tendo como resultado os formatos mais comuns de quadrados e retângulos

Figura 2: Etapas de fabricação das cadeiras



A matéria-prima dos modelos 2 e 3 são adquiridas no Ceará e modelo 1 no município de Teresina – PI. As etapas de produção intituladas Projeto, Metalúrgica e Pintura ocorrem de forma igual para os três modelos no espaço físico da indústria. O modelo 1 é montado na indústria e os outros modelos são direcionados para o depósito, espaço físico localizado em outro endereço na qual as etapas de montagem, embalagem e estofaria são realizadas.

Discussão

As questões ambientais não são tratadas com prioridade na indústria pesquisada. Um dos principais pontos é a destinação inadequada dos resíduos, principalmente, os perigosos como o fosfato e solventes, que podem representar ameaça à sociedade e ao meio ambiente. Uma das etapas do processo de pintura, como a lavagem das estruturas de ferro das cadeiras, são liberados efluentes gasosos sem nenhum tipo de filtragem para a atmosfera.

A etapa que apresentou maior quantidade de resíduos foi a montagem das cadeiras. Os kits de assento e encosto de plástico são envolvidos por uma caixa de papelão e sacos plásticos, produzindo um acúmulo destes materiais para ser descartado. Já para as cadeiras estofadas há uma variedade maior de resíduos, como pedaços de espuma, tecidos, grampos e restos de perfil que não são reaproveitadas nesta cadeia e nem em outras cadeias produtivas. Há segregação do ferro e da madeira, pois estes serão posteriormente revendidos, já os outros materiais são direcionados ao aterro controlado no município de Teresina.

É necessário o estabelecimento de uma comunicação com o cliente a fim de torna-lo mais consciente dos processos realizados nesta indústria, bem como, informá-los sobre o descarte adequado, como desmontar, reformar se necessário ou instruções de como utilizar o produto a fim de que tenha uma maior vida útil. Esta comunicação poderia ser estabelecida facilmente, por meio de sites, manual de instrução do produto e catálogos.

Foram observados pontos positivos que podem ser indutores à implantação do *ecodesign*. Há um interesse, ainda que inicial, da alta gerência para redução dos impactos negativos como a utilização de matérias-primas de empresas com certificação ambiental, maquinário com alta tecnologia que possibilita a otimização de processos e redução de ruídos, coletores de efluentes gasosos (coletor de pó), reutilização e venda de sobras de madeira e ferro, ambientes com iluminação natural. A indústria mostra-se receptiva à inovação e a contribuição de instituições de ensino e o interesse na obtenção das melhores matérias-primas para atender o cliente na fabricação de móveis de qualidade.

Além desses aspectos, foram observados os quesitos de segurança ao trabalhador, como o uso adequado de Equipamentos de Proteção Individual (EPIs), extintores de incêndio, placas de identificação de perigo e criação da Comissão Interna de Prevenção de Acidentes (CIPA). A observação destes aspectos são importantes para o

desenvolvimento da organização e a preocupação com os colaboradores configura-se como elemento importante ao bem-estar social e ambiental.

Alternativas como a logística reversa, instrumento da Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/10), bem como a reutilização, a reciclagem, parcerias com projetos sociais que desenvolvam trabalhos de reciclagem, podem ser utilizados como práticas de atendimento à destinação adequada de resíduos que são de responsabilidade do gerador. Além disso, estas iniciativas apresentam-se como ações de desenvolvimento da responsabilidade socioambiental da empresa.

Verificou-se que o modelo de cadeira 3 possui mais impactos negativos que os modelos 1 e 2; na sua produção são utilizados muitos componentes que podem ser reaproveitados ou reciclados mas que não são, este modelo possui maior quantidade de matéria-prima trazida de outros estados e dois deslocamentos são realizados (para o depósito e para o cliente). Já o modelo 1, a matéria-prima é adquirida no próprio município e próximo da indústria, diminuindo os custos ambientais e econômicos com o seu transporte, não são utilizadas embalagens para o seu acondicionamento, a montagem acontece na própria indústria, sendo transportada diretamente ao cliente.

O modelo 1 possui características favoráveis do ponto de vista ambiental, entretanto no modelo 3 há possibilidades de modificações no projeto que permitem reduzir os impactos negativos de sua produção, além de possuir componentes que podem ser facilmente renovados, reutilizados ou reciclados em oposição aos kits de plástico que compõem os modelos 1 e 2 que caso sejam danificados, a solução será trocá-los por outro, podendo ser devolvidos ao fabricante caso possuam a política de recebimento destes materiais. Os kits de plástico são comprados de um fornecedor em São Paulo, já prontos para montagem.

Orientações para implementação do ecodesign na indústria pesquisada

Envolvimento da alta direção: Os benefícios de incorporação do *ecodesign* para a organização (menor consumo de água e energia, entre outros), clientes (orientações para prolongar vida útil do produto, montagem e desmontagem) e partes interessadas (estabelecimento de relação com partes da cadeia de valor como os recicladores); A indústria deverá realizar alocação de recursos humano, técnico e financeiro, contratando pessoal qualificado ou designando funções relacionadas ao ecodesign a funcionários da empresa, desenvolvimento de treinamentos e disponibilização de recursos financeiros para estabelecimento do ecodesign; O estabelecimento de objetivos para o desempenho ambiental como a redução no consumo de energia elétrica, redução e melhor destinação dos resíduos, reduzir o uso de resíduos perigosos na fase de pintura, entre outros.

Gestão de impactos ambientais: O desenvolvimento de uma política ambiental com o compromisso e as intenções da organização para apoiar e elevar o desempenho ambiental; Realizar um planejamento com a definição de aspectos ambientais relevantes, atendimento a requisitos legais e estabelecer objetivos ambientais focados na melhoria do impacto ambiental em todo o ciclo de vida; A Comunicação externa (clientes: informações de como montar, desmontar, recuperar por meio de manuais em diversos formatos) e interna (envolver todos os colaboradores, principalmente os responsáveis pelo projeto e desenvolvimento do produto, visando o conhecimento dos aspectos ambientais envolvidos no ciclo de vida do produto) são essenciais para a gestão de impactos.

Gestão de projetos: O planejamento de projeto e desenvolvimento do produto com a determinação de das considerações ambientais que serão integradas (Redução ou reaproveitamento de resíduos, eliminação ou melhor destinação dos resíduos perigosos na fase de pintura, entre outros) e estabelecer critérios ambientais de avaliação podendo comparar com produtos já produzidos ou com produtos fabricados pela concorrência; A análise crítica e verificação do produto devem identificar se não há transferência de impacto ambiental adverso de uma fase do ciclo de vida para outra, bem como o atendimento dos objetivos ambientais estabelecidos.

Conclusão

A indústria pesquisada possui possibilidades de implantação do *ecodesign*, mas necessita de um desenvolvimento de ações voltadas ao atendimento dos requisitos mínimos dispostos na ABNT NBR ISO 14006 tais como apresentadas nas "orientações para implementação do ecodesign na indústria pesquisada".

A fabricação dos produtos gera uma quantidade de resíduos diversificados e sem destinação adequada. Os processos de pintura e montagem são as etapas que apresentam mais impactos negativos. O primeiro, pela produção de resíduo perigoso (fosfato e solventes) e descarte inadequado; o segundo, pela quantidade de resíduos de plástico, papelão, tecido, perfis e espumas descartados, com reaproveitamento somente do papelão.

Para a implantação do *ecodesign* nesta indústria, é necessário que os *designers* adquiram noções básicas e sensibilização às questões ambientais para contemplação deste aspecto em seus projetos, conhecimento dos aspectos ambientais relacionados ao ciclo de vida dos produtos que podem ser controlados ou influenciados, as entradas (consumo de materiais, energia, dentre outros), saídas que resultem em impactos ambientais (resíduos, emissões e outros) e a sua significância.

Referências Bibliográficas

ABNT. (2011) Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR ISO 14006**:** Sistema de gestão ambiental – Diretrizes para incorporar o ecodesign. Rio de Janeiro, 35p.

ABNT. (2015) Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR ISO 14001**:** Sistema de gestão ambiental – Requisitos com orientações para uso. Rio de Janeiro, 42p.

ABNT. (2015) Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rótulo ecológico para cadeiras de escritório. Disponível em: http://abnt.org.br/produtos/app/arquivos/pdf/PE261.03_R%C3%B3tulo%20ecol%C3%B3gico%20para%20cadeiras%20de%20escrit%C3%B3rio%20.pdf

BRONES F.; CARVALHO M. M.; ZANCUL E. S. (2014) Ecodesign in project management: a missing link for the integration of sustainability in product development?. *Journal of Cleaner Production*, V.80, pp. 106-118.

DEUTZ, P.; MCGUIRE, M.; NEIGHBOUR, G. (2013) Eco-design practice in the context of a structured design process: an interdisciplinary empirical study of UK manufacturers. *Journal of Cleaner Production*. V. 39, pp. 117-128.

FIEPI. (2014) Federação das Indústrias do estado do Piauí. *Guia Industrial do Piauí***.** Teresina: FIEPI.

PLOUFFE,S. et.al. (2011) Economic benefits tied to ecodesign. *Journal of Cleaner Production.* V.19, pp. 573-579.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Programa de gestão para sustentabilidade na indústria de tintas e aplicabilidade prática de melhorias através da simulação de cenários.

M. Silva[1], S. Oliveira[2]

[1]*Fundação Espaço ECO, max.silva@basf.com*
[2]*Fundação Espaço ECO,* sueli.oliveira@basf.com

Resumo

A busca por maior capacidade produtiva e por soluções inovadoras e sustentáveis é um dos aspectos determinantes para se fortalecer competitivamente e que mais dependem da ação da própria indústria. O Demarchi+Ecoeficiente, uma iniciativa pioneira da BASF no mundo, é um projeto idealizado na localidade São Bernardo do Campo/SP com foco na melhoria contínua e em uma gestão cada vez mais Ecoeficiente. O programa foi inicialmente realizado em duas frentes. Na vertente educacional, o programa promoveu a sensibilização de aproximadamente 1200 colaboradores. Com base nas definições da UNESCO de Educação Para Sustentabilidade, esta atividade ajudou os participantes a entender o pensamento em ciclo de vida e como podem contribuir para a sustentabilidade das próprias ações. O Programa contou também com um diagnóstico dos impactos ambientais e econômicos gerados no site produtivo, através de uma ferramenta de análise de ecoeficiência, avaliando os impactos ambientais e econômicos diretos e indiretos (sob a perspectiva da ACV) ao longo de 5 anos de produção (2010 a 2014). A análise pôde revelar, entre outras coisas, quais as matérias primas mais relevantes nas categorias de impacto ambiental e como esta sendo o comportamento de consumo destes insumos ao longo dos anos. Além disso, uma das principais atividades foi a definição prática de possíveis melhorias e a simulação de cenários que puderam estimar os benefícios na implementação de alguns projetos específicos de produção mais limpa, auxiliando no processo de decisão. Sendo assim, a partir do entendimento dos resultados pelos colaboradores envolvidos e das conclusões extraídas, foram simulados desde projetos internos que já vinham sendo discutidos e foram implementados, como o reaproveitamento do pó de exaustão de uma determinada linha de produção, até novos projetos que ainda estão em discussão para implementação que consiste na redução do consumo de água na localidade, como a comparação de limpeza a seco ao invés da limpeza convencional, entre outros. Com aspectos de educação socioambiental (ou para sustentabilidade) trabalhados junto ao processo de análise de gestão, foi possível notar que as respostas para as solicitações da equipe responsável pelo projeto vieram na metade do tempo, em comparação com empresas que não trabalham o processo de educação, além do recebimento de um número maior de sugestões. Isso mostra como o processo de engajamento dos colaboradores é fundamental para execução das ações de sustentabilidade da empresa.

Palavras-chave. Ecoeficiência, indústria, aplicações práticas, gestão para sustentabilidade, educação, sustentabilidade corporativa

1. Introdução

O mercado de tintas brasileiro tem buscado soluções para tornar seus produtos cada vez mais sustentáveis. Ao longo dos anos, o tema tem se fortalecido cada vez mais no Brasil e a indústria de tintas vem buscando reduzir os impactos (ex: geração de Compostos Orgânicos Voláteis (VOCs) com fortes investimentos na pesquisa e no desenvolvimento de tecnologias e soluções voltadas à diminuição do uso de solventes orgânicos em tintas, substituindo-os por solventes mais amenos ou água. Essas ações estão diretamente ligadas ao desenvolvimento sustentável. Uma evidência da crescente exigência do mercado de tintas é a legislação brasileira que nos últimos anos baniu o uso de cromato que no passado era utilizado como pigmento e aborda também o limite de uso de alguns solventes em tintas. Atenta a esse cenário, a BASF tem caminhado na direção para alcançar maior sustentabilidade, se preocupando também com o reflexo demandado em toda a cadeia produtiva.

Dentro de um sistema produtivo, a Sustentabilidade pode ser avaliada sob diversas formas, desde a criação de indicadores de performance e o monitoramento da redução de desperdícios, quanto as ferramentas de gestão que inserem normas já conceituadas e com padrões já pré-estabelecidos de um sistema de qualidade e segurança que passa a ser direcionador e orientador de melhores práticas.

Neste contexto o Programa Demarchi + Ecoeficiente foi desenvolvido, promovendo o desenvolvimento sustentável através do pensamento em ciclo de vida, a partir da construção de valores, estímulo a mudança de

comportamento, voltado ao uso eficiente de recursos e realizando um diagnóstico dos impactos ambientais e econômicos gerados no site e na pré-cadeia, identificando pontos críticos e oportunidades de melhorias.

A unidade de tempo analisada compreende o período entre 2010 e 2014 com foco na produção de 1 tonelada de produto acabado (considerando que não há grandes alterações no mix de produção/composição de prateleira de produtos – premissa para a comparação), sendo considerados os processos elementares associados às sete unidades produtivas da localidade Demarchi. A cobertura geográfica considerou o local de origem da matéria-prima que passou pelo último processo de transformação até a disponibilidade junto às instalações industriais e como o objetivo do estudo é avaliar o sistema de produção, decidiu-se por não considerar a etapa de uso do produto.

2. Desenvolvimento do Projeto

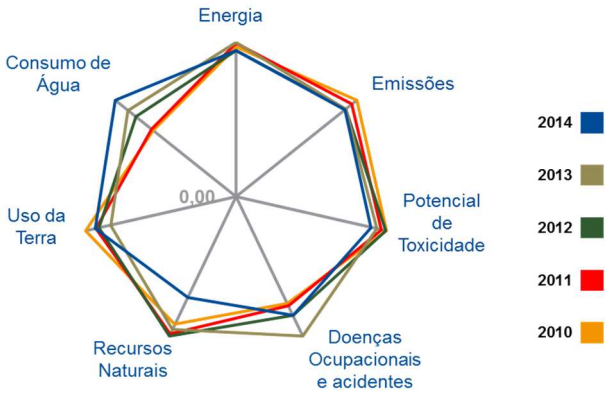
As atividades de Educação para Sustentabilidade foram desenvolvidas a partir das definições estabelecidas pela Unesco sobre Educação para a Sustentabilidade, onde foi possível promover a conexão com o tema de Sustentabilidade, onde os conceitos de ciclo de vida e Ecoeficiência foram trabalhados de forma prática, totalizando 43 Workshops presenciais, além de diversas reuniões de discussão do tema. Os participantes foram apresentados ao tema (Sensibilização) e depois, converteram em prática os principais conceitos transmitidos (Conscientização). Em uma etapa seguinte, dividiram-se em grupos para discutir planos de ação que pudessem ser aplicados ao cotidiano da empresa e em suas próprias residências (Treinamento). Por fim, receberam estímulos para a identificação e adoção de hábitos mais sustentáveis (Inovação).

Desenvolvido concomitantemente com as atividades de Educação para Sustentabilidade, os trabalhos foram iniciados com a indicação dos colaboradores-chave responsáveis pelos processos fabris para atuarem como fonte para a coleta dos dados. Após isso, foi feita a análise de inventário envolvendo a compilação e quantificação das entradas e saídas de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida ABNT NBR ISO 14040/44 (2009) e ABNT NBR ISO 14045 (2014) através de banco de dados de ACV (Boustead, Ecoinvent), literatura técnica, pesquisas acadêmicas e órgãos especialistas responsáveis.

A Análise de Ecoeficiência comparou aspectos ambientais, como: uso da terra, consumo de energia, recursos naturais, consumo de água e emissões (atmosféricas, resíduos sólidos, efluentes líquidos), agregando ainda potencial de toxicidade e riscos. Também foram avaliados, com a mesma importância, indicadores econômicos. A Análise de Ecoeficiência tem como base a metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida conforme a série de normas ABNT NBR ISO 14040 e é usada principalmente para a comparação de produtos e processos que cumpram uma mesma função, visando a geração de subsídios para a tomada de decisão em diversos níveis.

Na análise ambiental, os valores obtidos com os inventários de ciclo de vida (de cada entrada) para cada aspecto são, ao final do processo, normalizados para que possa haver a comparação entre as alternativas (no caso, os anos de produção), de acordo com a metodologia de Ecoeficiência desenvolvida pela BASF S.A. (BASF S.A., 2015) e comunidade científica. Desta forma, torna-se possível uma avaliação preliminar com a identificação das categorias de impacto menos favoráveis (localizado mais nas extremidades) e das categorias de impacto mais favoráveis (representadas com valores proporcionais, menores que um) para cada alternativa, através do gráfico denominado “Impressão Ambiental” (Figura 1).

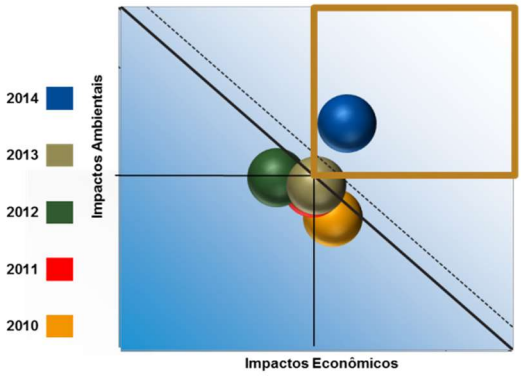
Figura 1 - Impressão Ambiental



O pilar econômico pode ser composto através de duas metodologias; uma baseada nos custos de produção do produto, ou através do valor de venda. A metodologia baseada em custo é indicada quando o objetivo do estudo for gerencial, pois indica ao gestor exatamente em qual etapa do processo é mais impactante no aspecto financeiro. Como o maior interesse no estudo é analisar a performance de produção do site, a avaliação econômica considerou custos com: recursos humanos, energias e utilidades, manutenção, disposição de resíduos e matérias primas. Os custos considerados foram levados ao valor presente (2014) com respectivos índices de inflação IPCA.

O resultado da análise é apresentado na Matriz da Ecoeficiência que agrega os cálculos de impacto ambiental e econômico referentes a cada alternativa em comparação, aplicando a cada categoria um fator de ponderação. Este fator de ponderação é calculado segundo a importância de cada categoria de impacto para os processos estudados, com relação aos consumos materiais e energéticos e respectivas emissões totais do país em estudo (ex: qual o impacto em consumo de energia do sistema Demarchi e sua contribuição no total consumido no Brasil; ou mesmo, qual o impacto em emissões atmosféricas para a produção no Demarchi e sua contribuição no total de emissões do setor produtivo no país), estabelecendo a importância ambiental de cada categoria ambiental decorrente dos processos em análise e identificando em qual categoria ambiental o sistema em estudo é mais intensivo em relação ao país em que ele está inserido. Os fatores de relevância determinam as principais influências das categorias de impacto ambiental para o conjunto de alternativas em estudo, que representam determinado sistema de produção ou serviço. Quanto maiores forem os fatores de relevância de cada categoria de impacto ambiental, maior será a importância individual de cada uma destas categorias para o produto ou processo considerado, dado este conjunto de alternativas em comparação. Essas informações podem ser usadas também para questionar de forma crítica os valores e modelos básicos usados, e para determinar as principais contribuições ambientais para o sistema em estudo, dadas as suas características técnicas. O resultado da análise é apresentado na matriz da Ecoeficiência (Figura 2), onde a melhor alternativa (mais Ecoeficiente) é aquela com a maior distância perpendicular acima da linha diagonal (quadrante destacado).

Figura 2 - Matriz de Ecoeficiência



3. Resultados

A partir dos resultados da análise de Ecoeficiência conclui-se que o processo produtivo na localidade Demarchi dos anos 2010, 2011, 2012, 2013 e 21014 retrata uma tendência de evolução principalmente impulsionada pelo melhor desempenho ambiental.

Na avaliação ambiental todas as categorias de impacto ambiental analisadas concentram maior impacto na pré cadeia, porem qualquer mudança interna irá refletir neste impacto que acontece fora da localidade. Como exemplo, a avaliação interna do consumo de energia relativo (MJ/kg de produto) onde foi verificado uma redução de aproximadamente 8%, com potencial de redução ainda maior devido aos trabalhos de eficiência energética que estão sendo implementados. O consumo relativo (por tonelada produzida) de gás natural, que representa metade da demanda de energia também vem reduzindo. Quanto às emissões atmosféricas do site (apenas Demarchi) houve um aumento em 2013 e 2014 que está associado a um evento pontual que era a substituição de uma nova subestação de energia que exigiu maior uso de geradores de energia movidas à diesel. Contudo, quando se faz uma análise ampliada de gestão, incluindo o ciclo de vida, percebe-se que a produção (Demarchi + pré cadeia) vem sendo menos carbono intensiva e com uma significativa redução de 7% ao longo dos anos avaliados.

Com o estudo foi possível avaliar quais as matérias primas são mais críticas em cada categoria de impacto. Algumas como aguarrás mineral, dióxido de titânio e silicato de alumínio foram destaque pela intensidade de impacto na maioria das categorias (ou seja, apresentaram em seu inventário de ciclo de vida uma intensidade no impacto por kg de material) atrelado ao volume demandando para o processo de produção.

O resultado de impacto econômico pode ser diretamente influenciado pela oscilação do custo de matérias primas importadas, que correspondem a 20% dos custos totais com matérias primas. Em 2014 houve uma redução no custo com essas matérias primas, reflexo da maior eficiência no uso destes insumos. O gasto com manutenção também apresentou uma redução importante devido a um trabalho interno realizado pelo setor.

A Suvinil foi a fábrica que mais sofreu com o aumento do custo de matéria prima principalmente devido ao elevado consumo de dióxido de titânio e silicato de alumínio. As despesas com pessoal e energia também sofreram um considerável aumento ao longo dos anos avaliados.

4. Cenários Práticos

Uma vez identificados os pontos críticos/oportunidades de melhoria dos estudos, ou ainda a possibilidade de aplicação de diferentes tecnologias para o mesmo fim, podemos estabelecer cenários contemplando alterações dos dados de entrada ou saída do sistema de produto e avaliar a performance global deste sistema. A partir da análise destes cenários, os casos mais favoráveis que a condição original (caso base), puderam ser discutidas e simuladas no estudo servindo de orientação e sensibilidade. Neste momento as diversas equipes de especialistas trabalharam em conjunto para identificar oportunidades e ganhos reais.

Para todos esses cenários foram simulados os ganhos ambientais e econômicos e a decisão pode ser tomada em função da alternativa que apresentou maior Ecoeficiência. Vale lembrar que estes resultados abrangem não apenas o processo produtivo específico do site Demarchi, mas também todos os processos produtivos da pré cadeia (fabricação das matérias primas, auxiliares, transportes etc.). Desta forma, esses benefícios alcançam toda a cadeia produtiva e ainda auxiliam na escolha de fornecedores que procuram maior eficiência e menor impacto, compartilhando assim o benefício com a sociedade e a indústria em geral.

4.1 Reaproveitamento do pó de exaustão (Suvinil)

Este cenário foi construído a partir de um projeto desenvolvido a partir de uma sugestão de um colaborador, que visa à redução do consumo de um tipo de Dióxido de Titânio e Silicato de Alumínio Desidratado (as duas matérias primas que mais se destacaram no estudo), realizando o reaproveitamento do pó de exaustão de uma determinada linha de produção. Assumindo o reaproveitamento de 100 toneladas de pó (apenas em uma das fábricas da localidade) trará um resultado de redução de 0,1% na categoria emissões atmosféricas do site como um todo. Essa melhoria corresponde à redução de emissão de 660g de CO2 eq por tonelada de produto do Demarchi; considerando a produção total de 2012 temos uma redução de 228 ton. de CO2 eq., que é o equivalente a um caminhão de 14 toneladas dando 4,3 voltas na terra. (NASA, 2013). Com relação aos custos, a redução do consumo de dióxido de titânio e de silicato de alumínio desidratado corresponderam à economia de

aproximadamente R$ 120 mil EUR/ano. Essa economia refere-se ao custo de matéria prima relativo no ano de 2013.

4.2 Comparação de limpeza convencional x a seco

Este cenário foi construído a partir de um projeto que vem sendo desenvolvido para reduzir o consumo de água na localidade para limpeza de banheiros e pisos. O objetivo é avaliar e comparar os impactos ambientais e econômicos de dois métodos de limpeza, "Convencional" e "A seco", considerando dados estimados de consumo muito próximos alguns ambientes no site do Demarchi. No caso da limpeza convencional são utilizados baldes, rodos, detergentes, desinfetantes e água para enxagues dos ambientes. Já na limpeza a seco baldes, rodos, detergentes e desinfetantes são substituídos pelo pulverizador com pressão prévia e solução 3 em 1 (Zither 80). Na Limpeza à Seco não há enxagues e a desinfecção do ambiente é garantida pela ação bactericida da solução 3 em 1. A limpeza a seco é um método novo, atualmente com poucos fornecedores de equipamentos/produtos. Considerando uma futura redução de 20% nos custos dos equipamentos e produtos da limpeza a seco, além de um aumento de 20% do custo da água foi possível observar um desempenho maior em Ecoeficiência para a solução a seco, principalmente pelo fato de apresentar 68% menos impacto em consumo de água (litros) e 56% menos produtos de limpeza (litros).

4.3 Uso de solvente recuperado

Um outro cenário importante está relacionado ao projeto, em operação desde 2012, de redução e utilização de solvente recuperado ao invés de solvente virgem na localidade. Este projeto trouxe ganhos econômicos e ambientais economizando cerca de 500.000 litros de solvente fresco por ano no local Demarchi. O projeto consistiu em alterações nos procedimentos de limpeza, a fim de utilizar apenas solvente recuperado. A maioria dos tanque e reatores das plantas eram limpos com solvente puro e fresco. Identificado na análise como um dos principais destaques de impacto no estudo, os especialistas do Demarchi procuraram os especialistas de Münster e identificaram que na Europa já era praticado o uso de solvente recuperado. A principal diferença naquele momento era a composição do solvente recuperado (na Europa eles não usam a ter solventes de baixo ponto de ebulição). Baseado então na experiência de Münster e contando com uma adaptação e testes iniciais, o projeto foi criado para avaliar as possíveis melhorias do processo usando disponíveis solvente recuperado na Demarchi Recuperação de Solventes da planta a fim de reduzir custos significativos para o negócio. A equipe definiu um projeto de muito curto prazo (máximo de 3 meses) para implementar mudanças de procedimento e internalizar o conhecimento em laboratórios e envolvidos. Com o menor consumo de solvente fresco, e aliado ao trabalho de conscientização dos operadores, foi possível identificar uma redução de energia que equivale ao consumo de 476 residências americanas durante um ano (EPA, 2014). Esta análise foi realizada considerando os inventários de impacto de cada tipo de solvente que, atrelado ao volume consumido ao longo dos anos de implementação do projeto puderam subsidiar a análise.

5. Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro. 2009.

BASF S.A. Sustainability Issues. Disponível em: https://www.basf.net/irj/portal/basfnet?NavigationTarget=navurl://9aa786c26d536e6d2caacc4488c0162d. Acesso em julho 2013.

BASF S.A. Metodologia de Ecoeficiência. Disponível em: https://www.basf.com/pt/company/sustainability/management-and-instruments/quantifying-sustainability/eco-efficiency-analysis.html. Acesso em outubro 2015.

BOUSTEAD CONSULTING LIMITED. The Boustead Model 5.0.12. Disponível em: http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/tool2.vm?tid=186. Acesso em 2 abr. 2013.

ECOINVENT 15: Ecoinvent report 15, Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems, T. Nemecek, T. Kägi, Dübendorf, 2007.

EPA 2014. Disponível em: http://www.epa.gov/cleanenergy/energy-resources/refs.html. Acesso em julho de 2014.

NASA: National Aeronautics and Space Administration. Disponível em: http://www.nasa.gov/pdf/398024main_Distance%20to%20the%20Moon.pdf. Acesso em agosto de 2013.

Diagnóstico de gestão do ciclo de vida em empresas brasileiras

Artur Ribeiro de Almeida [1], Lucas de Bona Sartor [2], Rodrigo A. F. Alvarenga [3]

[1]*Mestrando na Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: artur.ribeiroalmeida@gmail.com*
[2]*Graduando na Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: lbs_bona@hotmail.com*
[3]*Professor na Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: rodrigo.alvarenga@udesc.br*

Resumo. *O perfil eco eficiente de um produto em uma organização é resultado da convergência entre o sistema econômico e ambiental entorno de diversos processos desde a sua extração até o descarte final. Essa relação é explicada pela gestão do ciclo de vida, através de vários métodos, entre eles aborda-se a avaliação do ciclo de vida (ACV). A perspectiva do ciclo de vida (PCV) vem sendo amplamente utilizada por países desenvolvidos, contudo não se tem muito conhecimento de sua aplicação em nações em desenvolvimento. Essa pesquisa tem por objetivo elaborar um questionário para levantar dados referentes à utilização da PCV e a seguinte aplicação de ACV em empresas brasileiras. Para isso, é utilizada a metodologia survey, que consiste da coleta de informações por meio de questionários. Inicialmente para haver um melhor entendimento sobre o assunto foi realizada revisão bibliográfica em periódicos referentes ao tema principal da pesquisa. Após essa etapa foram elaboradas várias perguntas para compor o questionário, com o auxilio de sugestões e considerações de especialistas da área. O questionário preliminar foi dividido em uma parte inicial de diagnóstico da empresa, a qual encaminha o respondente para um de três tipos de questionários, de acordo com o nível de utilização da PCV (não utiliza a PCV, utiliza a PCV sem ACV e utiliza a PCV com ACV). O mesmo foi enviado para algumas empresas para validação e de acordo com as sugestões levantadas, serão realizados ajustes. Finalmente foi possível obter o questionário final que será enviado para os responsáveis ambientais de várias empresas no Brasil, tendo por finalidade encontrar oportunidades de maior difusão desses conceitos para a realidade nacional.*

Palavras-chave. *Gestão ambiental. Ciclo de vida. ACV. Empresas brasileiras.*

Introdução

A necessidade de gestão ambiental evoluiu a partir de uma variedade de irregularidades que ocorreram ao longo do tempo. O exato momento da história em que a degradação ambiental de maior proporção originou-se é um assunto para muitos debates. Alguns argumentam que a cada geração da humanidade, o ambiente tem sofrido mais e mais as consequências do comportamento humano, o qual muitas vezes não considera as gerações vindouras (HADEN, OYLER & HUMPHREYS, 2009).

A partir da revolução industrial, o desenvolvimento das indústrias ocorreu de forma acelerada, de modo que a poluição ambiental causada pelo homem aumentou consideravelmente, de maneira descontrolada, levando as organizações a reformularem os setores de produção e gestão. Gerenciar o processo produtivo é de suma importância, pois melhorias simples geram grandes oportunidades, eficiência e ganhos (MORO, et al, 2015).

Esse novo comportamento demandou o desenvolvimento de abordagens e ferramentas de gestão que possibilitassem às empresas avaliar as consequências ambientais das decisões que tomavam em relação aos seus processos ou produtos. Essa tarefa mostrou-se extremamente complexa em função da necessidade de estabelecimento de critérios comuns de comparação e ainda da criação de uma abordagem completa do que se passou a chamar o ciclo de vida do produto. Assim, desenvolveu-se a ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (WILLERS, RODRIGUES & SILVA, 2012).

A ACV pode ser definida como uma ferramenta que permite avaliar o impacto ambiental potencial associado a um produto ou atividade durante todo o ciclo de vida. Permite também identificar quais etapas do ciclo possuem maior contribuição para o impacto ambiental do processo ou produto em estudo. A partir da ACV é possível avaliar a implementação de melhorias ou alternativas para produtos, processos ou serviços (COLTRO, 2007).

Dada a importância dessa ferramenta, muitas empresas ao redor do mundo a tem adotado. Existem vários estudos demonstrando sua ampla utilização nos países desenvolvidos, contudo ainda sabe-se pouco sobre as nações em desenvolvimento, como o Brasil. Alguns pesquisadores da área têm se dedicado a conhecer melhor essa realidade, como por exemplo, o trabalho de Husgafvel et al (2013), que estudaram as empresas de produtos

florestais da Finlândia quanto a gestão ambiental de seus produtos e processos. Através da aplicação de questionários foi possível chegar às seguintes conclusões: sustentabilidade e gestão do ciclo de vida não estão recebendo o enfoque devido; as empresas de produtos florestais não estão recebendo correta orientação tanto a nível europeu como nacional; muitas companhias não estão levando em conta o potencial das metodologias que consideram o ciclo de vida do produto; as empresas deveriam superar o nível normativo.

Com base no exposto, esta pesquisa tem por objetivo elaborar um questionário que servirá de base para realizar um diagnóstico de gestão do ciclo de vida nas empresas do Brasil, o que possibilitará que sejam realizadas adequações das metodologias para a realidade nacional, garantindo assim maior difusão de seu uso.

Materiais e Métodos

O método dessa pesquisa científica é baseado em uma abordagem quantitativa e exploratória sendo caracterizado por um levantamento do tipo *survey*. "O *survey* permite a coleta de informações a partir de indivíduos a respeito de questões relacionadas a assuntos ligados a eles ou às organizações em que atuam" (ALPERSTEDT; QUINTELLA; SOUZA, 2010 apud FORZA, 2002).

A primeira etapa constitui-se de revisão bibliográfica em artigos científicos com objetivo análogo: identificar os gargalos da utilização da ACV em países onde seu uso ainda não é convencional, como o Brasil. Dentre as bibliografias consultadas encontram-se: Alperstedt; Quintella; Souza (2010) Oliveira; Serra (2010), Pombo; Magrini (2008), os quais realizaram levantamentos a nível nacional das indústrias quanto ao Sistema de Gestão Ambiental (SGA). Também são exemplos os estudos de Kurczewski (2014), Witczak et al. (2014) e Husgafvel et al (2013) que realizaram diagnóstico especificamente do uso de ACV em países do leste europeu.

A partir da revisão bibliográfica, foram elaboradas diversas perguntas por todos os autores, inicialmente sem critério. Após isto, seguindo as recomendações de Marconi e Lakatos (2012), foi realizada uma estruturação do questionário. Esses autores sugerem um número de perguntas entre 20 e 30, com um tempo inferior a 30 minutos para resposta, bem como o cuidado quanto à ordem das questões, de modo que o entrevistado seja guiado gradativamente dentro do tema abordado. A partir disto também foram pesquisadas ferramentas de questionários online, para montar sua estrutura virtual.

Com o intuito de sustentar e enriquecer o questionário, foram solicitadas sugestões de 27 especialistas na área de ACV no Brasil, incluindo pesquisadores e consultores do setor industrial. Após o retorno das sugestões, realizaram-se as devidas modificações, obtendo um novo questionário. A partir disto, o mesmo foi enviado para um teste piloto, tendo como importância sua validação, no qual as empresas selecionadas responderam, expondo suas opiniões e consequentemente contribuindo com sugestões. Obteve-se resposta de quatro empresas, sendo as sugestões agregadas ao questionário, proporcionando assim um modelo final que servirá de base para continuidade de outros estudos.

Resultados e Discussões

Brainstorming

Com base na revisão bibliográfica, partiu-se para a elaboração do questionário, onde foi realizado um suposto *brainstorming,* que consiste na formulação de perguntas sem critérios e seleção, com o intuito de obter a estrutura inicial do questionário. Com isso, as perguntas ficaram estruturadas em três partes: (1) diagnóstico da empresa, (2) empresa que não realizou ACV, (3) empresa que realizou ACV.

Em resultado obteve-se diversas perguntas, abordando os seguintes temas: número de empregados; ramo de negócio; interesse em realizar uma ACV; outras ferramentas, metodologias, abordagens de gestão ambiental; dificuldades na implementação da ACV; impactos gerados pela ACV na gestão.

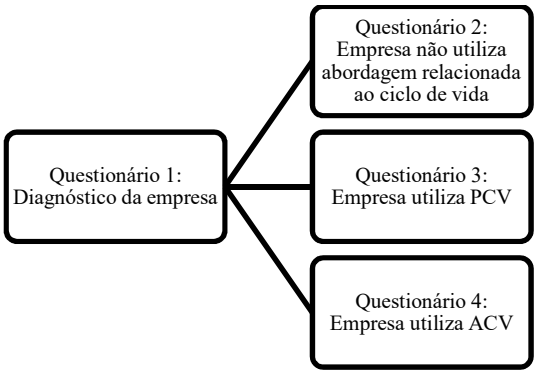
Assim, constitui-se o questionário preliminar como ponto de partida, em média trinta perguntas de múltipla escolha e algumas discursivas. Sendo necessário seu enriquecimento, procurou-se por fontes especializadas na área de ACV para melhorar o conteúdo abordado.

Questionário Especialistas

Após o envio do questionário a especialistas em ACV no Brasil foram obtidas treze opiniões. Todos afirmaram que concordam com a relevância dessa pesquisa a fim de conhecer melhor a realidade de uso da ferramenta pelas empresas, bem como encontrar alternativas de melhoria da avaliação. Como principais considerações ao questionário foram apontadas: utilizar a terminologia de Perspectiva do Ciclo de Vida (PCV), ao invés de especificamente ACV; incluir pergunta relacionada ao uso de consultoria externa; incluir questões que refletissem o futuro; questionar o envolvimento da alta direção; explorar como a empresa comunica os resultados da análise; dentre outras.

Com base nessas sugestões, foi elaborado um texto inicial explicando basicamente o conceito de PCV e ACV. Além disto, o questionário ficou estruturado em quatro partes, sendo: (1) diagnóstico da empresa, contendo dados como número de empregados e ramo de negócio, bem como encaminhando o respondente para um dos três questionários seguintes; (2) empresas que ainda não utilizaram nenhuma abordagem do ciclo de vida em sua gestão ambiental; (3) empresas que ainda não utilizam a ACV, mas já possuem a PCV em sua gestão ambiental; (4) organizações que já utilizaram a ferramenta ACV. A estrutura do questionário pode ser mais bem visualizada na Figura 1.

Figura 1: Fluxograma do questionário elaborado



Validação com as empresas

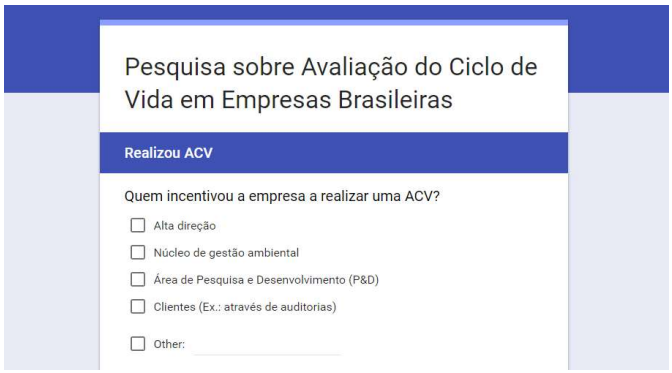
Após a estruturação definitiva do questionário, o mesmo precisou passar pelo processo de validação, diante de quatro empresas, no qual os respondentes citaram a grande relevância e importância dessa pesquisa no meio empresarial, a importância do conteúdo e informações apresentados, além da ótima forma de abordagem. Assim, resultando nas seguintes considerações e sugestões: trocar o termo "quem exigiu/levou" por "quem incentivou" a empresa a realizar uma ACV, e na mesma pergunta acrescentar a alternativa "iniciativa da área de sustentabilidade e iniciativa da área de R&D"; perguntar se a empresa tem parceria com algum instituto de pesquisa ou universidade para realizar o estudo; ao questionar sobre o uso das bases de dados, acrescentar a alternativa "atenderam parcialmente com necessidade de adaptação".

A partir das sugestões apresentadas por estas quatro empresas, o questionário foi devidamente alterado e validado, criando-se um questionário final, pronto para o envio a diversas outras empresas, de modo a obter todos os perfis que abrangem o estudo.

Questionário final

Posteriormente a explorar as possibilidades de realização do questionário, decidiu-se pelo formato digital devido à facilidade de contato com os possíveis respondentes. Diversas ferramentas de formulário *online* foram exploradas, contudo a que melhor se adequou às necessidades da pesquisa foi o *Google Forms*, sendo este selecionado. A Figura 2 representa como o questionário final ficou estruturado nessa plataforma online.

Figura 2: Visualização do questionário final no *Google Forms*



O questionário ficou estruturado predominantemente com perguntas de múltipla escolha, de maneira a facilitar a resposta, bem como a análise posterior dos resultados. Algumas perguntas permitem mais de uma resposta e poucas são abertas. Na maioria das questões foi incluída a alternativa "outros", para assim conseguir explorar todas as possibilidades.

Na seção destinada às empresas que ainda não utilizam nenhuma abordagem relacionada ao ciclo de vida as questões interpelam incialmente sobre quais medidas já fazem parte de sua gestão, posteriormente questionando se a empresa teria algum interesse em realizá-la. Em caso positivo, o respondente pode informar quais razões tem impedido a empresa de realizar essa avaliação até o presente momento.

Dentro da seção relacionada às instituições que já utilizam a PCV, porém sem ACV, são realizadas perguntas referentes às razões que levaram a empresa a utilizar esse conceito, quais impactos gerados, dificuldades e benefícios encontrados, além de questionar sobre o porquê de não haver realizado uma ACV.

Finalmente, na parte das empresas que já trabalham com ACV, as interrogações abordam os seguintes temas: incentivadores da ACV; razões para realizar a avaliação; dificuldades e benefícios encontrados; softwares, bases de dados, e métodos de avaliação; uso de consultoria externa; comunicação dos resultados; outras abordagens utilizadas.

Próximas etapas

Paralelamente ao desenvolvimento do questionário foi realizado um levantamento de empresas através de buscas na internet e do contato com entidades de classe. Os dados obtidos foram armazenados em banco de dados para dar continuidade à pesquisa que pretende realizar um diagnóstico em nível nacional sobre a PCV e mais especificamente a ACV. As respostas obtidas serão submetidas a análises estatísticas que permitirão obter correlações e assim, entender o perfil das empresas brasileiras quanto à gestão do ciclo de vida.

Conclusões

Por meio da revisão bibliográfica realizada, pode-se perceber que a PCV e sua aplicação através da ACV são de grande relevância para melhoria da gestão ambiental nas organizações. Contudo, no Brasil seu uso ainda é restrito e faz-se necessário realizar o diagnóstico da situação atual, com vistas a ampliar a utilização no futuro.

Utilizando a metodologia exposta foi possível elaborar um questionário, que foi validado junto a quatro empresas e que servirá de base para a realização de uma pesquisa no setor empresarial em nível nacional. Dessa forma obter-se-á um perfil de uso de ACV no país, que poderá ser usado para realizar adequações da ferramenta à realidade nacional.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os especialistas em ACV que auxiliaram na elaboração do questionário, bem como aos gestores ambientais que contribuíram com sugestões para validação do questionário.

Referências Bibliográficas

ALPERSTEDT, G. D.; QUINTELLA, R. H.; SOUZA, L. R. Estratégias de gestão ambiental e seus fatores determinantes: Uma análise institucional. *RAE*, São Paulo, v. 50, n. 2, p. 170-186, abr/jun. 2010.

COLTRO, L. (2007). Avaliação do Ciclo de Vida como Instrumento de Gestão. Campinas: *CETEA/ITAL*.

FORZA, C. Survey research in operations management: a process-based perspective. *International Journal of Operations & Production Management*, United Kingdom, v. 22, n. 2, p. 152-194, 2002.

HADEN, S.S.P. OYLER, J.D. HUMPHREYS, J.H., (2009),"Historical, practical, and theoretical perspectives on green management", *Management Decision*, Vol. 47 Iss 7 pp. 1041 – 1055.

HUSGAFVEL, R. et al. 2013. Review of sustainability management initiatives within Finnish forest products industry companies-Translating EU level steering into proactive initiatives. *Resource, Conservation and Recycling*, 76, p. 1-11.

KURCZEWSKI, P. 2014. Life cycle thinking in small and medium enterprises: the results of research on the implementation of life cycle tools in Polish SMEs – part 1: Background and framework. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (3), 593-600.

MARCONI, M. A. LAKATOS, E. M. 2012. Técnicas de Pesquisa. 7. Ed. – 6 reimpr. – São Paulo: *Editora Atlas.*

MORO, et al. 2015. Diagnóstico ambiental de indústrias de fabricação de estruturas metálicas e esquadrias de metal de pequeno e médio porte. *Gest. Prod*., São Carlos, v. 22, n. 1, p. 229-237.

OLIVEIRA, O. J.; SERRA, J. R. Benefícios e dificuldades da gestão ambiental com base na ISO 14001 em empresas industriais de São Paulo. *Produção*, São Paulo, v. 20, n. 3, p. 429-438, 2010.

POMBO, F. R.; MAGRINI, A. Panorama de aplicação da norma ISO 14001 no Brasil. *Gest. Prod*., São Carlos, v. 15, n. 1, p. 1-10, jan/abr. 2008.

WILLERS, C. D. RODRIGUES, L.B. SILVA, C.A. 2012. Avaliação do ciclo de vida no Brasil: uma investigação nas principais bases científicas nacionais. *Produção*. Vol. 23. N. 2, p. 436 – 447.

WITCZAK, J. et al. 2014. Life cycle thinking in small and medium enterprises: the results of research on the implementation of life cycle tools in Polish SMEs – part 2: LCA related aspects. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (4), 891-900.

Análise de ecoeficiência® comparando a construção e manutenção de pavimento rígido e flexível

D. FALCHETTI[1], S.A.OLIVEIRA[1], A.D.MARCELINO[2], F. CIRILO[2], L.T.BARCELLOS[2], L.B.P.VIEIRA[2], P.M.MONTENEGRO[2].

[1]FEE - Fundação Espaço ECO
[2]VC – Votorantim Cimentos

Resumo. *Presente no segmento de materiais de construção (cimento, concreto, agregados e argamassas) desde 1933, a Votorantim Cimentos está entre as 10 maiores empresas produtoras do mundo, com capacidade produtiva de cimento de 54.5 milhões de toneladas/ano e receita de R$ 12.9 bilhões em 2014. O estudo realizado em parceria com a Fundação Espaço ECO®, comparou a construção e manutenção de pavimentos rígidos (concreto) e flexível (asfalto) com o objetivo de entender qual seria a melhor opção considerando um balanço ambiental e econômico. A comparação analisou as duas alternativas no cumprimento da função de servir como base para uma estrada de alta rodagem de 1 quilômetro, com 1 metro de recuo, 3 metros de acostamento e duas faixas trafegáveis de 3,6 metros, assim totalizando 11.200 metros quadrados. A fase de manutenção foi avaliada durante 20 anos com base no concreto, alternativa de maior durabilidade entre os produtos avaliados. Como o asfalto tem durabilidade de 10 anos, manutenções rotineiras e operações tapa buraco são necessárias. Os resultados do estudo demonstram que o pavimento rígido é mais ecoeficiente quando comparada àquela construída com flexível. No pilar ambiental o rígido é melhor em 6 das 10 categorias de impacto analisadas, representando impacto 81% menor para a categoria Deformação da Camada de Ozônio, 12% para Potencial de Acidificação, 82% para Consumo de Água (consuntiva), 51% menos Consumo de Recursos Abióticos, Uso da Terra 32% menor e 77% menos pontos para Toxicidade Humana. Já no pilar econômico, construir e manter a estrada de concreto ao longo de 20 anos custa 37% menos se comparada à de asfalto.*

Palavras-chave. *Ecoeficiência; Avaliação do Ciclo de Vida; Estradas; Pavimentos; Concreto.*

Introdução

O modal de transporte rodoviário é o mais utilizado no Brasil, a sua principal vantagem é a extensão de sua malha rodoviária, chegando a quase todos os pontos do país. Com um total de 1,6 milhões de quilômetros de extensão, apenas 13% das rodovias são pavimentadas. Apesar do modal rodoviário ter tamanha importância para o cenário brasileiro, sua baixa qualidade traz reflexos para economia do país e para o meio ambiente. Os problemas não se resumem apenas pelo baixo percentual de pavimento instalado nas estradas, mas também pela qualidade nos trechos existentes. Segundo estudo realizado pelo CNT – Confederação Nacional do Transporte, 60% dos trechos analisados são considerados em mau estado pelos seus usuários; os principais pontos levantados na pesquisa são problemas na geometria da via, sinalização, má conservação do pavimento, asfalto de má qualidade e falhas de construção. Com base neste cenário, a Votorantim Cimentos em parceria com a Fundação Espaço ECO, desenvolveram um estudo comparativo entre tipos de pavimentos para estradas de alta rodagem. O objetivo da análise foi entender os impactos ambientais e econômicos que os pavimentos demandam ao longo do seu Ciclo de Vida, passando pela extração dos materiais, transporte, construção e manutenção da estrada. Para realização desta comparação, foi utilizada a ferramenta Análise de Ecoeficiência®.

Metodologia

A Análise de Ecoeficiência® é uma metodologia desenvolvida pela BASF SE na Alemanha (década de 1990), e até hoje passa por constantes aperfeiçoamentos em sua modelagem. Por ser considerada uma classe de técnicas de gestão que visa comparar o desempenho ambiental e econômico de produtos, processos ou serviços, a Análise de Ecoeficiência® tem como base a Avaliação do Ciclo de Vida (NBR ISO 14040; NBR ISO14044), com a particularidade que ao final da fase de Avaliação de Impacto as categorias são sempre agregadas, usando

critérios de ponderação, visando à geração de subsídios para a tomada de decisão em diversos níveis. A Análise de Ecoeficiência® é similar a um estudo ACV, porém incorpora também a variável econômica na comparação entre as alternativas – o que se adequou ao desejo da Votorantim Cimentos de ter os resultados nessas duas dimensões. As categorias de impacto ambiental utilizadas, são as recomendadas pelo Product Environment Footprint (PEF) Guide , com excessão da categoria Potencial de Toxicidade Humana que utiliza o método específico desenvolvido pela BASF SE. Sendo assim os produtos/processos são avaliadas nas categorias: Eutrofização Marinha, Eutrofização de Água Doce, Água Consuntiva, Potencial de Toxicidade Humana, Potencial de Aquecimento Global, Potencial de Formação Fotoquímica de Ozônio, Potencial de Depleção da Camada de Ozônio, Potencial de Acidificação, Consumo de Recursos Abióticos e Uso da Terra. Já para o pilar econômico, o mesmo pode ser avaliado na perspectiva de custo, quando o foco da análise é o processo, ou o preço que é pago para obtenção do produto

Para realizar o processo de agregação dos resultados, são realizadas normalizações a fim de matematicamente ser possível somar categorias ambientais com bases diferentes. Sendo assim utiliza-se como referência os impactos absolutos do seu produto/processo em relação aos impactos absolutos totais da Europa, resultando em um número adimensional. A partir deste número são adicionados fatores de ponderação que representam a opinião da sociedade, segundo sua percepção, o grau de importância que cada categoria tem no meio ambiente. Esses fatores de ponderação foram obtidos a partir de levantamentos da TNS de 2014, levando em consideração requisitos de diversidade de idade, sexo, renda, tamanho da família e da educação.

Após realizado o cálculo de normalização e ponderação, as categorias ambientais são equiparadas ao impacto relativo de um cidadão europeu em um ano, conforme recomendações descritas no PEF Guide. Após relativizar o pilar ambiental, a proposta do método é agregar o pilar econômicos em uma matriz de tomada de decisão denominada "Matriz de Ecoeficiência" (Figura 3). Sendo assim os produtos/processos com baixo custo são apresentados à direita do gráfico e baixo impacto ambiental na parte superior, isto é, os mais ecoeficientes estão posicionados no quadrante superior direito do gráfico.

Objetivo e Escopo

Sendo o objetivo do estudo entender qual pavimento, concreto ou asfalto, possui a melhor relação de impacto ambiental versus os custos de implementação e manutenção, foi adotada a análise de Ecoeficiência®. Além dos resultados provenientes das avaliações de impacto ambiental e econômica ao longo de todas as etapas do seu ciclo de vida do produto/processo, a análise ponderou qual pavimento tem o melhor equilibrio entre as duas vertentes, sendo seu resultado denominado Ecoeficiência.

O estudo comparou pavimentos rígido (concreto) e flexível (asfalto), na Função de servir como base para tráfego de alta rodagem durante 20 anos, exclusivamente enquadrado no cenário das rodovias brasileiras. Como Unidade Funcional (UF) foi considera a construção e manutenção de 11.200,00 m2 de estrada, o que é equivalente a 1.000,00 metros de comprimento e largura igual a 11,20 metros (3,00 metros de recuo + 1,00 metro de acostamento + 7,20 metros de estrada trafegável). Para ser considerada estrada de alta rodagem, o volume diário médio bidirecional de veículos comerciais (VDMC) tem que ser iguais ou superior a 10.000,00. A partir dos estudos técnicos realizados pela Associação Brasileira de Cimento Portland (ABCP), devidamente referenciados ao Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte (DNIT) e Departamento de Estradas de Rodagem (DER), os volumes de materiais necessários para construção e mantutenção dos pavimentos foram relativizados ao atendimento da unidade funciona, pondendo ser observados na Tabela .

Tabela 1: Construção: Fluxos de Referência Estrada de CONCRETO (11.200,00 m^2)

Descrição	Unidade	Quantidade
Placa Portland	m3	2.576,00
Concreto Rolado	m3	1.296,00
Sub-Base-Brita simples	kg	2.369.472,00
Selante de Silicone	kg	377,28
Cura química	L	4.480,00

Tabela 2: Manutenção: Fluxos de Referência Estrada de CONCRETO (11.200,00 m2 em 20 anos)

Descrição	Unidade	Quantidade
Selante de Silicone	kg	377,28

Tabela 3: Construção: Fluxos de Referência Estrada de ASFALTO (11.200,00 m^2)

	Tamanho	Formatação
CBUQ	kg	3.303.936,00
CBUQ Binder	kg	3.506.688.00
Base-Brita simples	kg	3.397.344,00
Sub-base – Pedra Rachão	kg	4.324.915,20
Imprimadura Betuminosa Ligante	kg	48.640,00
Imprimadura Betuminosa impermeabilizante	kg	12.928,00

Tabela 4: Manutenção: Fluxos de Referência Estrada de ASFALTO (11.200,00 m^2 em 20 anos)

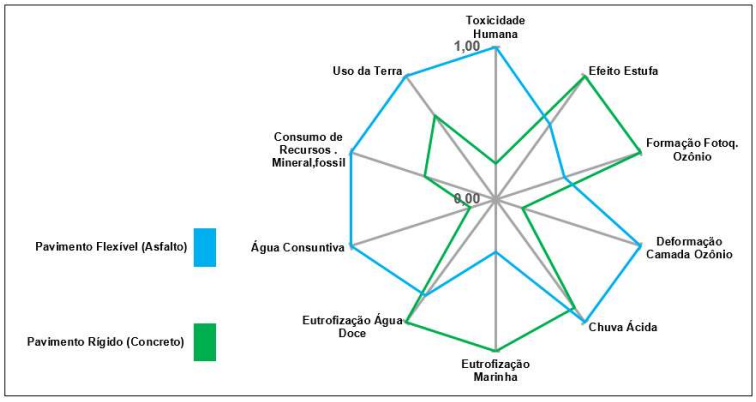
	Tamanho	Formatação
CBUQ	kg	4.556.160,00
CBUQ Binder	kg	887.040,00
Imprimadura Betuminosa Ligante	kg	37.240,00
Imprimadura Betuminosa impermeabilizante	kg	3.080,00

Resultados

Avaliação de Impacto Ambiental

A alternativa pavimento rígido demonstou desempenho superior em 6 das 10 categorias em comparação ao pavimento flexível, sendo: 82% menos Consumo de Água (consuntiva), 81% menos gases de Potencial de Depleção da Camanda de Ozônio, 77% menos pontos para Toxicidade Humana, 51% menos Consumo de Recursos Abióticos, 32% menos Uso da Terra e 12% menos gases de Potencial de Acidificação. Com relação ao pavimento Flexível o mesmo apresenta melhor desempenho em 4 categorias: Potencial de Aquecimento Global, Potencial de Formação Fotoquímica de Ozônio, Potencial de Eutrofização Marinha e Potencial de Eutrofização da Água Doce. Com o objetivo de facilitar a visualização dos resultos, os valores obtidos para cada categoria de impacto são normalizados e apresentados na "Impressão Ambiental", um gráfico estilo teia que apresenta as categorias de impacto menos favoráveis com valor igual a 1,00 e categorias mais favoráveis com valores mais ao centro (em direção ao 0), como pode ser observado na Figura 1.

Figura 1: Impressão Ambiental dos Pavimentos Rígido e Flexível.

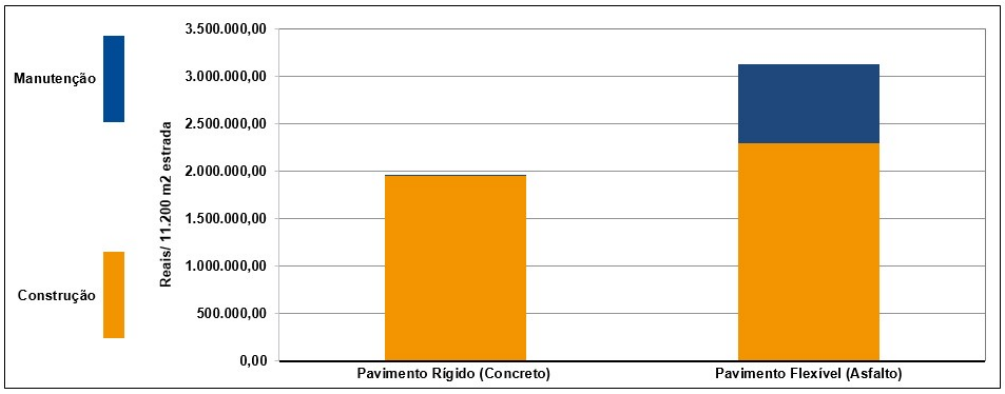


Avaliação Econômica

A avaliação econômica considerou os custos de produção e manutenção dos pavimentos ao longo dos 20 anos de atendimento a Função. Os dados de construção e manutenção foram obtidos a partir de estudos da ABCP, sendo eles respectivamente "Estudo Comparativos de Custo de Implantação de Pavimentos" e "Relatório de Análise Econômica Destinado ao Projeto de Implantação e Melhoria Viária do Contorno", e respectivamente relativizados para unidade funcional desejada. Para haver uma comparação justa entre as alternativas ao longo dos anos, os valores de custo são contabilizados em valor presente.

Os resultados do estudo revelaram que o pavimento rígido tem um custo 37% menor em relação ao flexível, conforme observado na Figura 2. Analisando somente o custo de construção é possível identificar que o pavimento flexível é 15% mais custoso, entretanto a grande diferença se dá no processo de manutenção, sendo este custo 99% mais alto. Isso se dá pelo fato que o pavimento flexível, com durabilidade de 10 anos (metade do rígido), necessita de manutenções rotineiras e operações tapa buraco. Ao longo de 20 anos são realizadas 2 restaurações (ano 7º e 14º) e também de 11 manutenções do tipo rotineiras e 11 do tipo remendos em 2,5% da área, enquanto a estrada de concreto precisa apenas de reselagem das juntas de conexão das placas no 7º ano.

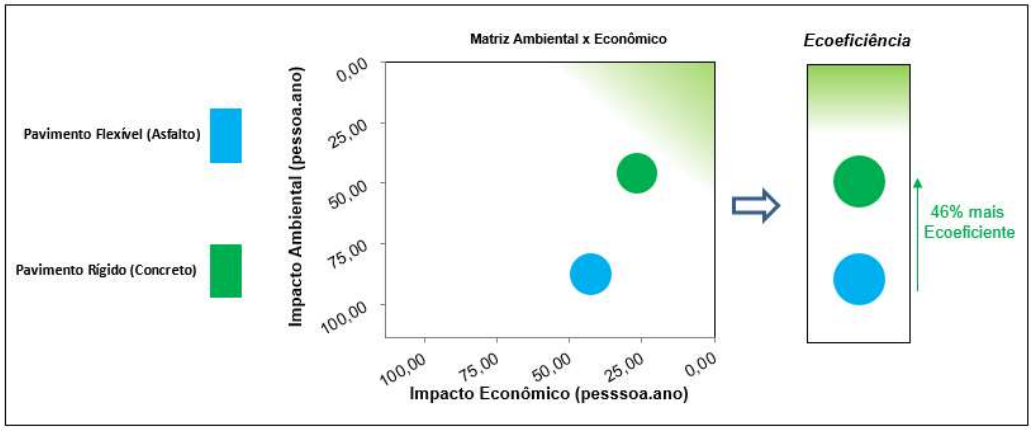
Figura 2: Custo de construção e manutenção dos Pavimentos Rígido e Flexível (11.200,00m^2).



Matriz de Ecoeficiência

A Matriz de Ecoeficiência representa graficamente o desempenho ambiental no eixo vertical e o econômico na horizontal, sempre relativos ao impacto de uma pessoa.ano (citado anteriormente na metodologia). Sendo assim é possível verificar, na Figura 3, que o pavimento rígido é mais ecoeficiente quando comparado ao flexível, demonstrando superioridade de 46% no balanço ambiental e econômico.

Figura 3: Matriz de Ecoeficiência dos Pavimentos Rígido e Flexível (Berço a porta).



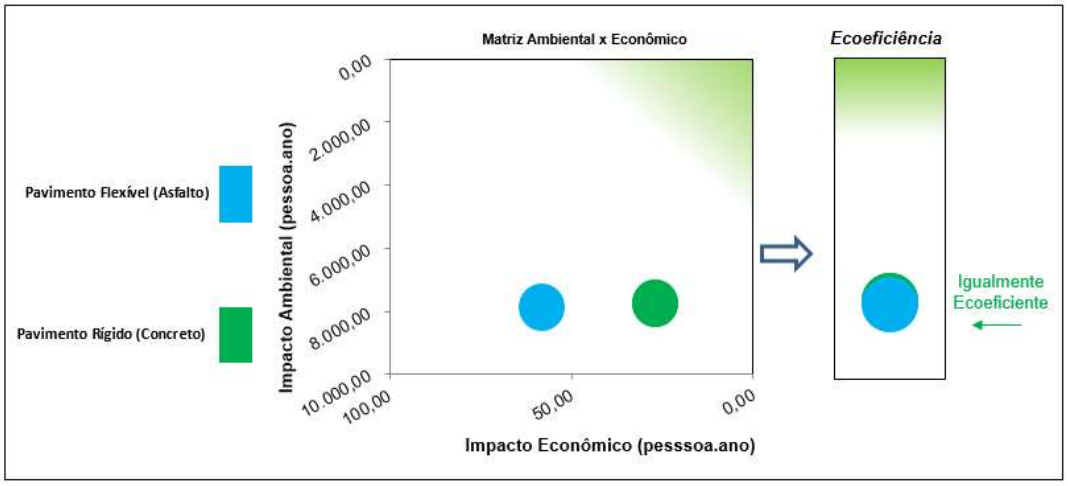
Cenários

O cenário proposto para este estudo visa incluir a fase de uso das estradas. Segundo o estudo Canadense "Effects of Pavement Structure on Vehicle Fuel" do Centro de Tecnologia de Transportes de Superfície (CSTT) - National Research Council of Canada (NRC), um veículo ao utilizar uma estrada com pavimento de concreto reduz o consumo de combustíveis entre 1% a 6%. Para entender os benefícios ambientais oriundos da redução queima de combustíveis assim como no ciclo de vida de sua produção, foi considerando o dado mais conservador, onde economia de combustível (pelo uso do concreto) seria na ordem de 1%. Também um tráfego médio de 10 mil veículos.dia, ao longo de 20 anos a quantidade total seria equivalente 73 milhões. A partir do estudo "Memória de cálculo de pavimento destinado ao projeto de implantação de melhoria viária, do contorno norte Cuiaba/Várzea Grande - ABCP março 2014" o perfil médio de veículos seria equivalente a 31% com capacidade de carga igual a 6 toneladas, 12% de 10 toneladas, 45% de 17 toneladas e 12% de 25 toneladas.

Como conclusão do cenário, ao incluir a fase de Uso foi possível verificar que as estradas com pavimento rígido e aslfato ficaram igualmente ecoeficientes, como pode ser observado na Figura 4 (alternativas ficaram

sobrepostas). Isso se da ao fato que os impactos ambientais, oriundos da precadeia de produção do concreto e asfalto, são minimizados quando comparados com as emissões da produção e utilização de diesel para 73 milhões de veículos.

Figura 4: Matriz de Ecoeficiência dos Pavimentos Rígido e Flexível (Berço ao Uso).



Apesar das alternativas serem igualmente ecoeficientes no cenário incluindo a fase de uso, a redução de 1% a 6% do uso de combustível, quando se utiliza paviementos de concreto, traz benefícios para o meio ambiente. Para ilustrar a representatividade absoluta da redução das emissões de CO2eq, foi realizada uma extrapolação utilizando dados da quantidade de tonelada quilometro útil (TKU) movimentada no Brasil. Segundo dados da Revista CNT Transporte Atual, o volume de carga transportadas em 2015 é aproximadamente 485.625,00 milhões de TKUs.

Considerando a premissa de capacidade de transporte média igual 25 toneladas, seriam necessários 19,50 bilhões de veículos.quilometros para movimentar as cargas no Brasil. Adotando o dado mais conservador de economia de combustivel (1%) e uma taxa média de 1,52 $kgCO_{2eq}$ /veic.km, as emissões evitadas seriam na ordem de 295.250,00 toneladas CO_{2eq} por ano, o equivalente a 1 veículo de 14 toneladas dar 5.570,00 voltas na terra.

Considerações Finais

Com relação aos dados da produção do cimento e concreto, foram utilizados dados primários de processo, coletados diretamente das fábricas da Votorantim Cimentos (cimento) e Engemix (concreto). Já para produção do asfalto (CBUQ/Imprimaduras) foram utilizados oriundos de fontes de literatura e inventários dos bancos de dados de ciclo de vida (Boustead/BEST/Ecoinvent).

Os dados da fase de construção e manutenção da estrada foram baseados nos relatórios de viabilidade econômico da ABCP, produzidos a partir das bases de dados do DER e DNIT (como citado anteriormente no Objetivo e Escopo). Com relação a manutenção dos pavimentos, devido à falta de informação (primária/literatura), foram utilizados dados estimados disponibilizados pela ABCP.

Levando em consideração os dados, premissas e banco de dados utilizados neste estudo, pode-se afirmar que o pavimento rígido é mais Ecoeficiente em 46% quando comparado a alternativa flexível. Analisando isoladamente o pilar ambiental, constata-se superioridade em 6 das 10 categorias avaliadas, assim como no pilar econômico, com 37% menos custo para construir e manter a estrada (20 anos).

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND: Relatório de análise econômica destinado ao Projeto de implantação e melhoria viária do Contorno Norte (Cuiabá/Várzea Grande).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND: Memória de cálculo de pavimento destinado ao projeto de implantação melhoria viária do contorno norte Cuiaba/Várzea Grande- ABCP março 2014

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CIMENTO PORTLAND: Estudo Comparativo de custos de implantação de Pavimentos / Rev 06 - julho 2013.

BASF Sustainability Issues, 2013. Disponível em: <https://www.basf.net/irj/portal/basfnet?Navigation Target=navurl://9aa786c26d536e6d2caacc4488c0162d#>. Acesso em 07/01/2016

CENTRE FOR SURFACE TRANSPORTATION TECHNOLOGY(CSTT), NATIONAL RESEARCH COUNCIL OF CANADA (NRC): "Effects of Pavement Structure on Vehicle Fuel Consumption", G. Taylor e J.Patten.

CML (2001): CML documentation part 2a: Guide; http://media.leidenuniv.nl/legacy/new-dutch-lca-guide-part-2a.pdf. Acesso em 11/12/2015

CML: CML-IA 3.9, November 2010, Institute of Environmental Sciences, Leiden University, Netherlands.

CNT TRANSPORT ATUAL: Revista Edição informativa da CNT, número 220, Janeiro 2014.

ECOINVENT 15: ecoinvent report 15, Life Cycle Inventories of Swiss and European Agricultural Production Systems, T. Nemecek, T. Kägi, Dübendorf, 2007.

EUROPEAN COMMISSION`S JOINT RESEARCH CENTRE (JRC IES). EUPEF GUIDE Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/footprint/PEF%20methodology%20final%20draft.pdf

TNS GLOBAL. Disponível em http://www.tnsglobal.com/who-we-are

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

O desafio da comunicação sobre Avaliação de Ciclo de Vida

Monteiro, J. P. A. [1]; Silva, J. M [1]; Viñas, R. S. [1]

[1] *Fundação Espaço ECO, julia.monteiro@basf.com; juliana.andrade@basf.com; rafael.vinas@basf.com*

No cenário atual, a fim de gerar valor ao seu negócio, as Organizações têm desenvolvido projetos de sustentabilidade considerando seus interesses internos e externos. Para alcançar suas metas, é necessário: estruturação de informações de seus processos, além do correto entendimento dos respectivos impactos socioambientais e como engajar seus colaboradores e outros públicos de interesse. Este trabalho considera que a comunicação assertiva é aquela que consegue informar seus stakeholders, ao mesmo tempo em que gera valor para a Organização. Neste contexto, o desafio em questão é traduzir resultados baseados na Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) que se mostrem úteis a orientar e a contribuir em decisões para gestão empresarial, incluindo a gestão de ciclo de vida de seus produtos. Utilidade esta em demonstrar como os resultados de estudos podem ser traduzidos em ações reais aplicadas, servindo de referência para a sensibilização e mobilização de corporações em direção à uma atuação mais consciente de interesses públicos e privados. A partir da experiência observada na condução de estudos de ciclo de vida, a Fundação Espaço ECO® (FEE®) descreve, neste trabalho, as etapas e responsabilidades envolvidas na elaboração do plano de comunicação compartilhada de estudos desta natureza. Diante das peculiaridades de cada escopo de estudo, surgem as oportunidades para sua comunicação. O entendimento, envolvimento e competências de um grupo de profissionais multifuncional (incluindo executantes, contratantes do estudo e equipe de comunicação) neste processo é importante, pois, no anseio de atender as necessidades de respostas de diversos públicos de interesse, não é possível ignorar características importantes à metodologia de ACV. Desta forma, são reconhecidos aspectos fundamentais à comunicação de estudos de ciclo de vida como: Público de interesse; Objetivos de comunicação, Estratégias de comunicação; e Processos de comunicação. Todos estes aspectos podem ser estruturados em uma sequência de etapas, ou procedimento, em vista da gestão do conhecimento na Organização contratante de um estudo. Brevemente, para se chegar à melhor estratégia, considera-se o grau de maturidade do contratante do estudo, propondo soluções que atendam a diferentes níveis da comunicação da sustentabilidade com as apropriadas peças de comunicação, além de considerar os riscos associados à comunicação do projeto. Há dois fatores a serem considerados no momento da escolha das ferramentas de comunicação: aquele de interesse privado e estratégico para a empresa; e o tema de interesse público, que trará benefícios para a sociedade. Desafio, portanto, este que pode ser solucionado com a relação próxima entre especialistas de ACV e equipes de comunicação.

Palavras-chave. *Comunicação Integrada; Gestão de Ciclo de Vida; Plano de Marketing.*

A comunicação de estudos de ciclo de vida

De acordo com LUPETTI (2010), a era de informação na qual vivemos exige das Organizações uma atenção especial às constantes e incontroláveis mudanças que ocorrem no ambiente de negócios contemporâneos. Neste cenário, seus esforços vêm a implementar projetos de sustentabilidade e aplicá-los na cultura da empresa com a finalidade de reforçar os valores, crença, missão e visão da Organização. Sua eficácia é reconhecida na maneira mais assertiva de engajar e padronizar o discurso e repertório de seus colaboradores. A atenção para o tema de Ciclo de Vida apresenta um considerável crescimento nos últimos anos, porém MOLINA & SMITH (2008) revelam que a maioria das publicações sobre o tema foca em melhorias às aplicações e às metodologias de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), em lugar de explorar **como divulgar e utilizar as informações derivadas de estudos de ACV pelas contratantes**, seja em estratégias de negócios e de operação, seja em iniciativas de comunicação e de marketing.

CAPOMAR & IKEDA (2006) definem o plano de marketing como o resultado de planejamento de ações e de recursos frente ao ambiente de mercado e segmentos de consumidores-alvos com finalidade de alcançar objetivos consistentes com este mercado e objetivos estratégicos da Organização, ou seja, ações que **respeitem os interesses externos**. Para YANAZE (2007), segundo sua ótica em Ciências da Comunicação, planos de comunicação e marketing são resultantes de processos internos de uma Organização e sua atribuição (gerar informações/dados que orientam ações que visam resultados) é responsabilidade de todos desta Organização. Ou seja, tais planos também devem considerar **interesses internos.** Como LUPETTI (2010) também afirma,

Comunicação é parte integrante do marketing e muitos de seus elementos são resgatados para a elaboração do planejamento de comunicação. Também a comunicação organizacional se traduz como disciplina empresarial e deve possuir gestão sistêmica, a qual leva em consideração a chamada Comunicação Integrada.

Para explorar os resultados de estudos de ciclo de vida e entender o quê, e como deve ser comunicado, devemos, assim como MICKWITZ et al (2006) sugerem, entender que, em uma escala local, os problemas relacionados ao desenvolvimento sustentável podem ser diferentes e requerem ferramentas adaptadas para solucioná-los. De maneira ampla, medir e gerenciar os processos e impactos de responsabilidade da Organização torna-se uma questão estratégica na gestão empresarial, explicitando, portanto, uma motivação para a gestão de ciclo de vida. No mesmo contexto, em vista dos interesses externos, é essencial comunicar os resultados de estudos no sentido de estimular e pautar o diálogo com outros públicos, a exemplo de oportunidades em posicionar um produto, serviço ou processo, "visando a manutenção de sua parcela de participação de mercado" (IRIGARAY et al, 2006).

Frente a demanda de diagnósticos do desempenho ambiental, social e/ou econômico destes objetos de estudo, alguns atores podem ser reconhecidos como as equipes **executantes** responsáveis pela ACV, contratadas por estas Organizações e, guiados pelas normas ABNT NBR ISO 14040 e 14044 (2009) e ABNT NBR ISO 14045 (2014), os resultados encontrados são apresentados na forma de indicadores derivados de métodos científicos. A sua interpretação não é trivial por profissionais não-especialistas da **contratante do estudo**, pois há diversas oportunidades a serem identificadas. Logo, após o *Critical Review* conduzido pelos **revisores de terceira parte**, é necessário o esforço em conjunto destes atores acima e de uma **equipe de comunicação** para realizar a divulgação destes resultados aos públicos de interesse de forma eficaz, apoiados pelas normas de declaração ambiental, a exemplo da ABNT NBR ISO 14025 (2015), e por um plano de comunicação integrada que sirva aos propósitos estratégicos das Organizações.

Uma vez que tal plano ou ferramenta é desenvolvida internamente, busca-se verificar se é possível exportá-la para outros ambientes industriais. Portanto, este trabalho visa descrever as etapas e responsabilidades envolvidas na elaboração do plano de comunicação compartilhada de estudos de ciclo de vida e, assim, ampliar a efetividade das ações de sustentabilidade promovidas por uma Organização.

Pesquisa e construção do método

A importância metodológica de um trabalho pode ser justificada pela necessidade de embasamento adequado (MIGUEL, 2007). A elaboração das etapas do plano de comunicação compartilhada de estudos de ciclo de vida foi realizada por meio de estudo de casos; ou seja, uma análise de um ou mais objetos, para que permita o seu conhecimento, visando estimular a compreensão, sugerir hipóteses e questões. Logo, este foi um trabalho de pesquisa qualitativa, embasado em capital intelectual dispostos primordialmente em forma **de experiência e de depoimentos** coletados nos casos de planejamento e execução de estudos ciclo de vida e sua decorrente comunicação conduzidos pela FEE® para diferentes segmentos de mercado. Faz parte desta pesquisa e análise de casos a contribuição de profissionais da contratante, de executantes do estudo e de assessorias de imprensa. O levantamento para a pesquisa leva em consideração a intenção estratégica das Organizações na finalidade de avaliar e sugerir comentários sobre a estratégia competitiva, ou seja, "identificar valores pessoais dos principais implementadores, patrocinadores e, especialmente, expectativas mais amplas da comunidade" (PORTER, 1996). Para assim também identificar que competências, boas práticas e resultados devem ser desenvolvidos no plano de comunicação (e que sejam **relevantes para sua eficácia**) a fim de ser apresentada uma ferramenta autônoma para a iniciativa corporativa.

Após identificadas as impressões na experiência de execução do estudo, **aspectos gerais do projeto** de plano de comunicação são estabelecidos, como: levantamento de informações relevantes sobre o estudo (oportunidades de divulgação, ameaças, fortalezas e fraquezas), além da relevância do tema para cada público de interesse e para o negócio na qual a contratante do estudo está inserida. Estes aspectos permitem definir etapas e responsabilidades para o objetivo do presente trabalho.

Os depoimentos variaram de acordo com o interesse e a disponibilidade dos atores de cada caso, e os critérios para análise estão sujeitos à experiência, motivações e dificuldades encontradas ao elaborar cada plano de comunicação compartilhada de estudos de ciclo de vida. Portanto, como limitação desta pesquisa, pode ser apontada a **opinião pessoal específica das comunidades envolvidas** na elaboração de cada plano, então a escalabilidade do processo aqui exposto pode estar comprometida em cada aplicação.

Aspectos identificados em projetos de comunicação

Público de interesse (relacionados ao ciclo de vida)

A coleção de estudos de ciclo de vida conduzidos pela FEE® nos quais foram elaborados e estruturados planos de comunicação considera, desde o início de seu desenvolvimento, atuação próxima aos executantes do estudo com finalidade de compreender os **contornos do estudo** descritos no relatório por parte da equipe de comunicação: objetivo e escopo, metodologia aplicada, alternativas e cenários avaliados.

No contato inicial junto à contratante, a equipe de comunicação busca validar quem são os públicos de interesse, identificando quem são as **pessoas e como estas estão relacionadas aos resultados do estudo** e seu objeto de análise – "Quais as razões que motivam a realização do estudo? Seus objetivos, resultados e conclusões são confidenciais? Trata-se de um tema sensível para quais públicos? O escopo avaliado envolve outros *players* da cadeia de valor da contratante do estudo? Se sim, quais? Como o escopo avaliado fomenta políticas públicas? Dentre os públicos identificados, quais deles atuam como influenciador de decisão, ou efetivamente tomam a decisão? É possível priorizar em públicos de interesse? "

Objetivos da comunicação

Estes questionamentos a cada público identificado são essenciais, pois servem também de **guia para orientar** a equipe de comunicação a respeito das fortalezas, oportunidades, fraquezas e ameaças da comunicação dos resultados do estudo em questão. Por conseguinte, a partir deste levantamento é possível estabelecer objetivos de comunicação e o que traduz os resultados gerados pela ACV a suportar decisões e ações (conscientes) destes mesmo públicos de interesse. Comunicação assertiva é aquela que informa seus públicos de interesse ao mesmo tempo em que gera valor para a Organização, cumprindo as expectativas de divulgação do contratante do estudo.

Logo, os objetivos representam o valor percebido por cada público de interesse e, portanto, espera-se **alinhar** com a contratante do estudo como fortalecer seus relacionamentos, potencializar o uso do estudo, aumentando, assim, credibilidade da iniciativa. As opiniões de quem executa o estudo podem ser diferentes daquelas da contratante, porém é essencial encontrarem um denominador comum que permita entregar uma única mensagem. Para a contratante do estudo ter credibilidade, não basta ter seus processos internos gerenciados, mas atuar com transparência e diálogo com seus públicos de interesse é fundamental. Durante este alinhamento, não é incomum que a contratante revise seus propósitos de divulgação e opte por adaptar algumas das mensagens. Um artificio que pode apoiar e evitar que as mensagens sejam distorcidas é escrever um documento de **Perguntas e Respostas**. Nele, os atores levantam possíveis questionamentos, dúvidas e perguntas que podem ser feitas pelos veículos de Imprensa e elaboram uma única resposta para cada uma delas. Após aprovado, este documento serve como um guia de consulta e preparação dos porta-vozes para entrevistas.

Estratégias de comunicação

Sendo assim, o processo de estruturar uma estratégia que atenda assertivamente aos objetivos a serem alcançadas é **participativo e de responsabilidade compartilhada**, reforçando a necessidade de que este planejamento seja feito em conjunto pelos atores envolvidos. Por isso é necessária a estruturação das informações: correto entendimento das considerações do estudo, quais são as metas a serem alcançadas na comunicação e como engajar seus colaboradores e demais públicos de interesse. Como aspecto fundamental pode ser destacado **formas em estimular a mudança** de lógica de raciocínio dos públicos em questão. Para isso, além de apresentar alternativas/cenários para gestão operacional de uma Organização, utilizam-se estratégias de Comunicação Integrada, que divulgam e inspiram públicos de interesse sobre as tendências de mercado e referências positivas e padrões de sustentabilidade, no que se refere à aplicação de boas práticas a produtos e processos. Ou seja, formas de comunicar estudos de ciclo de vida que explicitam benefícios, gerando e protegendo valor aos públicos de interesse – e, em consequência, oferecer visão de gestão de ciclo de vida.

Processos de comunicação

A partir destes esclarecimentos, dados e direcionamentos, a equipe de comunicação define os papéis e responsabilidades da comunicação de cada um dos atores. Assim surgem **procedimentos conhecidos pelas equipes de Comunicação** como: quem fará o plano de comunicação, desenvolvimento das peças de comunicação que servirão de apoio na divulgação; quem ficará responsável por levantar possíveis personagens a serem entrevistados; quem serão os porta-vozes das partes; qual será o foco central desta peça de comunicação; quem escreverá o *press release* para Imprensa; qual será o fluxo de aprovação; quais veículos de comunicação

serão acionados para receber o material e quem fará o envio, cronograma e prazos e; quem, por fim, levantará e monitorará as repercussões nos meios de comunicação.

Etapas de elaboração de planos de comunicação compartilhada

Com base nas informações do estudo, contexto no qual a contratante do estudo está inserida e expectativas de divulgação, "o planejamento estratégico surge, como um elo para ligar as etapas mencionadas" (IRIGARAY et. al, 2006). Seguindo estes aspectos mencionados, a FEE® desenvolveu internamente um processo para a elaboração do plano de comunicação compartilhada, cujo propósito principal é disseminar o conceito de LCT (*Life Cycle Thinking*) através da utilização das considerações derivadas de estudos de ciclo de vida. A Figura 1 apresenta, na forma de um quadro-resumo, as etapas a serem conduzidas neste processo, seus respectivos produtos intermediários, juntos de limitações desta metodologia – a serem consideradas como recomendações para seus responsáveis.

Figura 24: Descrição das etapas de elaboração do plano de comunicação dos resultados de estudo de ciclo de vida

ETAPA	LIMITAÇÕES DA METODOLOGIA	PRODUTOS
Apresentação inicial no cliente	- Apresentação de exemplos de cases já desenvolvidos - Participação comunicação na reunião - Inteligência de mercado	- PPT com exemplos de sucesso da FEE®
Participação nas reuniões de apresentação dos resultados do estudo	- Acompanhamento nos resultados do estudo - Alinhamento com comunicação do cliente	- Checklist - Expectativa de divulgação
Criação do Plano de Comunicação em Sustentabilidade	- Definição dos objetivos de comunicação do estudo	- Criação do Plano de Comunicação em sustentabilidade + implementação das iniciativas definidas
Criação de Plano de Imprensa	- Desenvolvimento do Plano de Imprensa com CCBASF + LEAD	-Estratégia de divulgação - Infográfico - Release
Alimentação da planilha de contatos da FEE®	- Implementação dos Planos	- Coleta do depoimento do cliente -Alimentação base de dados FEE®

A primeira etapa da elaboração do plano de comunicação, "Apresentação inicial para a contratante do estudo", prevê a participação e acompanhamento da equipe de comunicação junto à executante do estudo de ciclo de vida e resultados do mesmo. Em consulta à contratante, verifica-se sua **intenção ou não em realizar a comunicação** do resultado do estudo. Caso não haja intenção da divulgação dos resultados, o processo é encerrado. Quando

aplicável, equipe de comunicação também oferece exemplos públicos de divulgações para outros contratantes de estudo. Neste momento, atenta-se a responder às seguintes perguntas:

- Qual a demanda identificada / Razões do estudo: Por que o estudo está sendo realizado?
- Existe algum conteúdo confidencial? Trate-se de um tema sensível? Fomenta política pública?
- Este estudo envolveu outros *players* de sua cadeia de valor? Se sim, quais? Dentre os públicos de interesse, quais deles são influenciadores de decisão, ou efetivamente tomam a decisão?

A executante do estudo e equipe de comunicação necessitam esclarecer à contratante do estudo os riscos deste processo de comunicação. Ou seja, é importante deixar claro que existem dois casos principais de interesse no momento da escolha das ferramentas de comunicação: interesse aquele que gera valor e é estratégico para a empresa; e interesse no tema que trará benefícios para a sociedade. "Caso uma empresa não possua uma boa reputação, isso irá certamente refletir-se em sua receita" (STRUNCK, 2003). Esta primeira etapa contempla desde a discussão do escopo do estudo na contratante, passando pelo engajamento dos responsáveis pelo envio das informações e explicação do que é ACV, até a elaboração da apresentação dos resultados, na qual é desenvolvida com suporte de elementos gráficos, equivalências e *layout* atrativo a fim de entregar resultados que podem ser interpretados facilmente pelos colaboradores da organização e demais públicos de interesse.

A segunda etapa inclui a participação nas reuniões de apresentação dos resultados do estudo às diversas equipes internas à contratante. Uma vez alinhados com a executante do estudo, a equipe de comunicação alinha os próximos passos para o início do desenvolvimento do plano de comunicação compartilhado com a contratante. Nesta etapa, é aconselhável a participação de profissionais de comunicação da contratante para alinhamento. Com base nestes alinhamentos, a equipe de comunicação juntamente com sua Assessoria de Imprensa, desenvolverão respectivamente uma proposta de plano de comunicação e um plano de Imprensa para o estudo, contendo um cronograma e com mapeamento das intenções de divulgação. Outras ações que forem acordadas entre os atores e indicadas no plano de comunicação devem ter seu prazo e esforço previstos, de acordo com as expectativas dos envolvidos. Caso a contratante do estudo aprove, o plano de comunicação será implementado. É importante ressaltar que, a partir desta etapa, nenhum resultado é divulgado antes da finalização do *Critical Review*, previsto pelas normas.

A terceira etapa trata da criação do plano de comunicação. Com base no alinhamento da comunicação com a contratante do estudo, este é o desdobramento da estratégia, originada das reuniões com a contratante do estudo e gera como resultado, por exemplo, vídeo cases, infográficos, artigos para publicação em premiações e congressos, etc. Esta etapa contempla a distribuição de tarefas, elabora cronograma de datas e ações, desenha e realiza o desenvolvimento das peças de comunicação que servirão de apoio na divulgação, bem como o detalhamento das iniciativas definidas no plano de comunicação. Todos os materiais desenvolvidos e seus custos devem ser aprovados pela contratante do estudo. Exemplos de materiais previstos durante esta etapa são:

- Definição de participação em feiras, congressos, workshops e eventos;
- Publicação do case em mídias sociais e outros veículos estratégicos;
- Inserção do case em Relatórios de Atividades;
- Criação e envio de *email* marketing a públicos de interesse prioritários;
- Submissão do case em prêmios e fóruns exclusivos;
- Criação de material de comunicação específico para divulgação do case, como anúncios publicitários em veículos impressos e digitais ou divulgação nos veículos internos da Organização – como newsletters, murais, *email* marketing etc.

A quarta etapa prevê a criação de um planejamento de relacionamento com a Imprensa e a contratante do estudo. Aqui, a equipe de comunicação alinha os resultados do estudo com a assessoria de imprensa, assim disponibilizando: *Press Release (v*ídeo case, uso de infográfico e criação de artigos); Conferência de imprensa; Encontro de relacionamento com Imprensa; e demais estratégias de divulgação.

A quinta e última etapa considera, após a implementação dos planos, a coleta dos retornos pela entrega e comunicação do resultado do estudo (frente aos objetivos esperados). Estes retornos consistem nos depoimentos da contratante do estudo. A equipe de comunicação insere as informações do contato da contratante do estudo, assim como seu depoimento para que este possa ser utilizado durante a comunicação compartilhada do estudo, bem como nos veículos de comunicação selecionados.

Considerações Finais

O diagnóstico proporcionado pela ótica de ciclo de vida identifica oportunidades de melhoria. Explorar os benefícios de interesse público ou privado deve considerar a interdependência dos diversos profissionais (e respectivas competências) que compõem equipes de comunicação, executores e contratantes de estudos de ACV.

A FEE® entende que, para alcançar estes benefícios, antes de traduzir estes conceitos, é fundamental buscar o entendimento sobre ACV dos profissionais de comunicação envolvidos. Ou seja, do mesmo modo que é necessário se preocupar com a metodologia do estudo, deve-se ponderar sobre o processo de comunicação e sobre a metodologia a ser aplicada durante as etapas de elaboração de um plano de comunicação.

As equipes de comunicação devem abordar o estudo de forma compartilhada aos demais atores, pois estarão alinhadas à cultura e à atuação da contratante e seu mercado, além de garantir junto aos executantes conteúdo técnico especializado e de qualidade para a imprensa e demais públicos de interesse – e, desta forma, evitando que mensagens não adequadas sejam divulgadas. Durante todo o processo de elaboração do plano de comunicação é preciso considerar, além dos aspectos já mencionados, o grau de maturidade da contratante do estudo, propondo soluções que atendam a diferentes níveis da comunicação da sustentabilidade.

Por fim, é importante entender o quão estratégico (e relevante) o tema é para cada Organização, assim como a receptividade de seus públicos de interesse para com o assunto. Durante todo o processo, a equipe de comunicação deve prestar suporte e orientar para a correta divulgação dos resultados, atentando às características e definições adotadas na execução do estudo de ciclo de vida. É um desafio que pode ser solucionado com a relação próxima entre especialistas de ACV e equipes de comunicação a fim de gerar valor percebido aos clientes contratantes de estudo, frente a interesses públicos e privados. A partir de uma ferramenta desenvolvida internamente, verifica-se sua aplicação possível estruturada para outros ambientes industriais. Nesse sentido, os atores trabalham para que que o valor percebido da marca e a comunicação da sustentabilidade seja uma das principais vantagens competitivas da Organização.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14025: Rótulos e declarações ambientais - Declarações ambientais de Tipo III - Princípios e procedimentos. Rio de Janeiro. 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura. Rio de Janeiro. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044: Gestão ambiental: Avaliação do ciclo de vida: Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14045: Gestão ambiental — Avaliação da ecoeficiência de sistemas de produto — Princípios, requisitos e orientações. Rio de Janeiro. 2014.

CAPOMAR, M. E IKEDA, A. (2006). O planejamento de marketing e a confecção de planos: dos conceitos a um novo modelo. Editora Saraiva, 2ª Edição.

IRIGARAY, H., VIANNA, A., NASSER, J. E LIMA, L. (2006). Estratégia para o ciclo de vida dos produtos. *Gestão e desenvolvimento de produtos e marcas.* Editora FGV, pp. 17-80, 3ª. Edição.

KOTLER, P.; E KOTLER, K. (2006). Administração de Marketing. Editora Pearson Prentice Hall, 3ª Edição.

LUPETTI, M. (2010) Planejamento de Comunicação Organizacional. Tese USP. Disponível em: http://www.academia.edu/10365325/Planejamento_de_Comunica%C3%A7%C3%A3o_Organizacional_uma_releitura_da_estrutura_enriquecida_pelos_modelos_de_an%C3%A1lise_de_marketing

MICKWITZ P, MELANEM M, ROSENSTROM U, SEPPALA J., Regional eco-efficiency indicators – a participatory approach. Journal of Cleaner Production, 2006.

MIGUEL, P.A.C. Estudo de Caso na Engenharia de Produção: Estruturação e Recomendações para sua Condução. Produção, p.216-229, 2007.

MOLINA, S. E SMITH, T. (2008). Exploring the use and impact of LCA-based information in corporate communications. *International Journal of Life Cycle Assessment.* Springer, pp. 1-4.

PORTER, M.E. What's Strategy? Harvard Business Review, p. 61-78, 1996.

STRUNCK, G. (2003). Como criar identidades visuais para marcas de sucesso. Editora Rio Books, pp.67, 3ª Edição

YANAZE, M. (2007). Gestão de marketing e comunicação. Editora Saraiva, 5a. Edição.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

A transição da gestão empresarial para a gestão de produtos: uso da pegada de carbono como ferramenta

Beatriz C. Koszka Kiss[1], Ricardo Matos e Dinato[2]

[1]Pesquisadora do Centro de Estudos em Sustentabilidade, Escola de Administração de Empresas da Fundação Getulio Vargas – FGV-EAESP, beatriz.kiss@fgv.br
[2] Pesquisador do Centro de Estudos em Sustentabilidade, Escola de Administração de Empresas da Fundação Getulio Vargas – FGV-EAESP, ricardo.dinato@fgv.br

Resumo. *A partir da experiência de sete anos do Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas capacitando empesas em métodos de quantificação de inventários de emissão de gases de efeito estufa (GEE) a partir do método GHG Protocol, surgiu a demanda pela evolução da gestão ambiental no âmbito das empresas, passando do foco na empresa para o foco nos produtos (bens e serviços) oferecidos por elas. A gestão das emissões de GEE a partir do produto é a conhecida pegada de carbono, no qual a empresa identifica, analisa e quantifica os impactos ambientais de seus produtos, ao longo de todo o seu ciclo de vida. Esta ferramenta é muito útil para o gestor, pois proporciona uma visão sistêmica do ciclo de vida, além de proporcionar uma maior integração com fornecedores e clientes, visando a melhoria dos produtos e maior conhecimento dos processos, insumos e origem dos componentes de cada produto. A pegada de carbono reflete os impactos climáticos de um produto, sendo que este conceito é bastante diferente da análise dos impactos climáticos da empresa como um todo. Assim, a partir do trabalho realizado com empresas, viu-se a necessidade em promover a capacitação de gestores em métodos e ferramentas de quantificação da pegada de carbono de produtos, para que estes se apropriem do conhecimento necessário para promover uma melhor gestão ambiental. Neste contexto surge, em 2015, a iniciativa empresarial Ciclo de Vida Aplicado (CiViA), cujo principal objetivo é fomentar a quantificação e a gestão dos impactos ambientais dos bens e serviços por meio da abordagem do ciclo de vida. Em seu primeiro ano, a CiViA capacitou gestores de 14 empresas em métodos de quantificação de pegada de carbono de produtos e desenvolveu, em conjunto com essas, nove projetos piloto de pegada de carbono de produtos dos setores extrativista, de energia, do agronegócio e de telecomunicações. Estes projetos foram conduzidos pelas próprias empresas, com suporte técnico da equipe da CiViA, a fim de se conhecer a quantidade de emissões de GEE associadas a cada etapa de produção, uso e descarte final dos produtos. A utilização dos resultados está em discussão e passa pela análise das vantagens e riscos da comunicação de atributos ambientais de produtos, além das questões relacionadas à rotulagem ambiental. Este artigo aborda, portanto, os processos e resultados desenvolvidos ao longo de 2015 com as empresas-membro da iniciativa CiViA, desde os processos de capacitação, o desenvolvimento dos projetos piloto e os resultados alcançados até o final do ano. Também são apresentados os principais desafios enfrentados pelas empresas no processo de transição da visão empresarial para a visão do ciclo de vida de produtos e quais são as implicações deste na forma de gerir os impactos ambientais.*

Palavras-chave*: pegada de carbono, capacitação, empresas, projetos piloto, pensamento de ciclo de vida.*

Introdução

Desde o lançamento do Programa Brasileiro GHG Protocol em 2008, o Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas (GVces) tem trabalhado na capacitação em organizações dos mais diversos setores na elaboração e publicação de inventários corporativos de emissões de gases de efeito estufa (GEE). O objetivo desse programa (atualmente o maior programa voluntário para quantificação e relato de emissões de GEE no Brasil) é fomentar no país a cultura para elaboração desses inventários, a fim de promover a gestão das emissões de GEE das empresas. A partir da aplicação do método *GHG Protocol* (WRI e WBCSD, 2004), as empresas contabilizam suas emissões diretas (Escopo 1- emissões que ocorrem dentro dos limites da empresa), emissões indiretas do uso de eletricidade (Escopo 2 – emissões advindas da aquisição de energia elétrica) e outras emissões indiretas (Escopo 3 – que engloba as emissões ao longo da cadeia, à montante e à jusante da organização inventariante). O foco principal do método se dá nos impactos climáticos causados pela organização, ou seja, apenas os Escopos 1 e 2 são de contabilização obrigatória. Com o passar dos anos, as emissões de Escopo 3 passaram a ganhar importância na gestão empresarial, sendo que foi lançado um método específico (WRI e WBCSD, 2011a) que detalha 15 categorias de Escopo 3 e auxilia as empresas na quantificação de suas emissões indiretas, como resultado de um processo natural de evolução do tema.

Mesmo que uma empresa contabilize a maioria de suas emissões diretas e indiretas, o inventário corporativo de emissões de GEE não reflete todos os impactos climáticos decorrentes de suas atividades, em especial aqueles relacionados a seus produtos (bens ou serviços), como por exemplo nas fases de uso e fim de vida destes. Para esta finalidade, o inventário corporativo não é suficiente, limitando-se, geralmente, às emissões ocorridas nos primeiros elos da cadeia (*Tier* 1 e 2). Neste contexto, uma alternativa é utilizar a abordagem de ciclo de vida, que permite uma análise transversal e completa de todos os potenciais impactos ambientais de um produto, conforme descrito nas normas ISO 14040 e ISO 14044 (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b). Mantendo o escopo climático apenas, aplica-se a norma ISO/TS 14067 (ISO, 2013), que aborda os requerimentos para a quantificação da pegada de carbono de produtos, ou seja, as emissões de GEE de um produto ao longo de todo seu ciclo de vida.

Essa abordagem mais completa e abrangente surgiu como uma demanda das empresas membro do Programa Brasileiro GHG Protocol e motivou a criação, em dezembro de 2014, da iniciativa Ciclo de Vida Aplicado (CiViA)[14] pelo GVces. A CiViA pretende incorporar o pensamento de ciclo de vida na gestão empresarial, a partir do uso de ferramentas quantitativas e métodos internacionalmente aceitos, a partir da elaboração de projetos piloto. Desta maneira, entende-se que as empresas podem avançar ainda mais na contabilização e buscar reduzir seus impactos ambientais ao longo de toda sua cadeia. Ao elaborar estes projetos piloto, buscou-se desmistificar o processo junto às empresas, além de transferir a informação, muitas vezes restrita aos ambientes acadêmicos, para a realidade e prática empresarial.

Metodologia

A CiViA trabalhou em 2015 junto a 14 empresas membro, dos mais variados setores: extrativista, energia, agronegócio, alimentos, telecomunicações, químico, siderúrgico e varejista. Como a grande maioria das empresas nunca havia tido contato com métodos de avaliação de ciclo de vida (ACV), optou-se por simplificar a abordagem, adotando apenas uma categoria de impacto ambiental no desenvolvimento dos projetos piloto no primeiro ano da iniciativa: mudanças climáticas. Além do fim didático de aprendizado, a escolha dessa categoria está alinhada à experiência prévia das empresas, que já possuíam larga experiência com inventários corporativos de emissão de GEE, participando no Programa Brasileiro GHG Protocol.

A equipe da CiViA desenvolveu os materiais de treinamento e também uma ferramenta de cálculo (em Microsoft Excel) para auxiliar as empresas a quantificar as emissões de GEE de seus produtos e a organizar os dados coletados, no desenvolvimento dos projetos pilotos de pegada de carbono de produtos. Os gestores das empresas participaram de uma capacitação de dois dias (16 horas) sobre métodos de quantificação de pegada de carbono de produtos, no qual foram abordados os principais métodos aplicados internacionalmente, com maior ênfase no último:

- *PAS 2050:2011. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services* (BSI, 2011)
- *ISO/TS 14067:2013. Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication* (ISO, 2013)
- *The Greenhouse Gas Protocol: Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard* (WRI e WBCSD, 2011b)

Após o processo de capacitação, cada empresa pode optar por desenvolver projetos piloto de pegada de carbono de algum produto (bem ou serviço). Os pilotos foram desenvolvidos pelas equipes das próprias empresas, com suporte técnico da equipe da CiViA. Ao todo, foram 11 projetos piloto de pegada de carbono de produtos escolhidos como representativos por cada empresa: calça jeans, óleo de soja engarrafado, óleo e farelo de soja a granel, interruptor, lata de aço, liga de ferroníquel, planta de geração de energia eólica, serviço de distribuição de energia elétrica, cimento, frango (para consumo) e pacote de dados 4G. Os gestores foram os responsáveis pelo mapeamento das etapas e processos do ciclo de vida do produto, coleta de dados e cálculo das emissões de GEE. As principais bases de dados e referências de fatores de emissão foram fornecidas pela equipe da CiViA, sendo que alguns dados internacionais foram adaptados à realidade brasileira (a partir do banco de dados *Ecoinvent v.3*), a fim de prover resultados com maior consistência e aplicabilidade para futura gestão interna.

[14] Mais informações podem ser encontradas em www.civia.com.br

Para auxiliar as empresas nas etapas de coleta e sistematização dos dados, e também no cálculo das emissões de GEE associadas a cada processo e etapa de ciclo de vida do produto, a ferramenta de cálculo desenvolvida permite às empresas acessar os dados de fatores de emissão adaptados à realidade nacional. Durante o processo de desenvolvimento dos projetos piloto, de abril a novembro de 2015, foram realizados encontros presenciais para discussão de temas específicos e resolução de dúvidas metodológicas e de dados. Os grupos eram geralmente setoriais, facilitando a troca de experiência entre os participantes e garantindo maior alinhamento entre os temas tratados. Os resultados dos pilotos foram compartilhados entre o grupo de empresas participante, em encontro realizado em novembro de 2015. Na ocasião também foram discutidas questões relacionadas ao processo de elaboração do estudo, desafios enfrentados pelas empresas e oportunidades para a gestão interna. Os resultados apresentados a seguir contemplam, portanto, os registros dessa oficina, assim como outros aspectos percebidos pela equipe da CiViA ao longo do desenvolvimento da iniciativa no ano, a partir do convívio e relacionamento próximo com as empresas membro.

Resultados e discussão

Dos 11 projetos piloto iniciados em maio de 2015, apenas seis foram finalizados dentro do cronograma previsto, sendo que as razões para a não finalização dos estudos foram bastante diversas, permeando questões internas e externas às empresas, englobando as etapas de coleta de dados, quantificação e relato dos resultados. Neste artigo não serão explorados os desafios relacionados à comunicação dos resultados dos projetos piloto, uma vez que este aspecto, mesmo que relevante, não impacta diretamente nas etapas de elaboração do estudo, tampouco na obtenção de seus resultados quantitativos. No mais, as variáveis que impactaram no desenvolvimento dos pilotos da CiViA podem ser classificadas em três tipos:

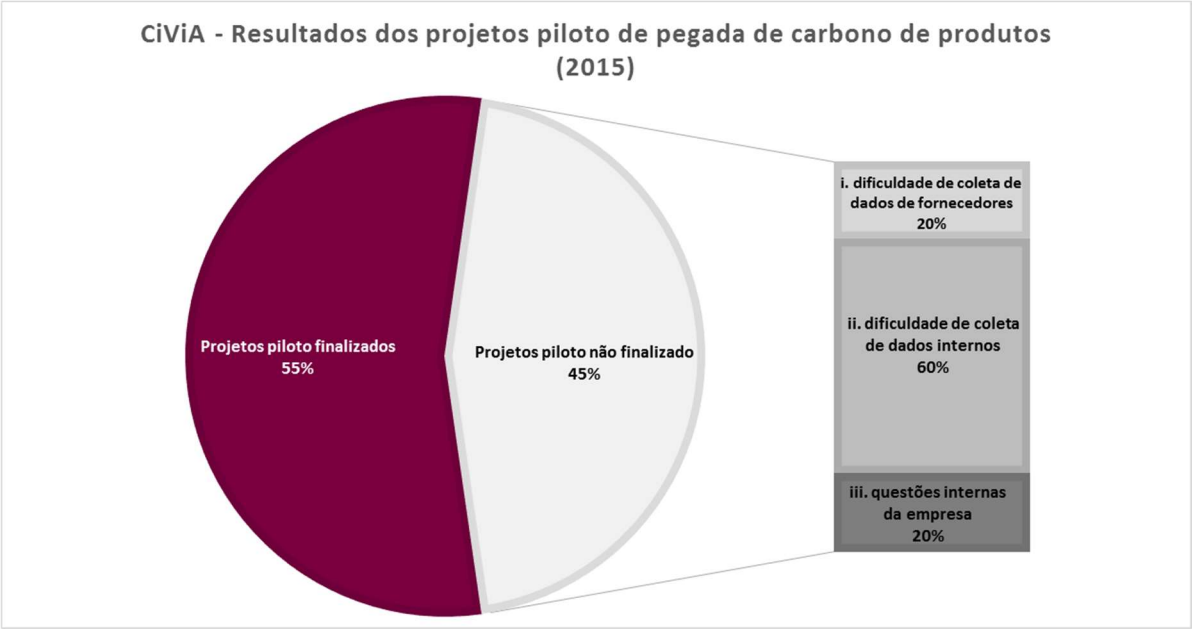
i) dificuldade de coleta de dados de fornecedores – 1 empresa;

ii) dificuldade de coleta de dados internos – 3 empresas;

iii) questões internas da empresa (como gestão de equipe, disponibilidade de pessoas e perda de interesse no projeto) – 1 empresa.

A seguir serão explorados em maior profundidade os itens i e ii, uma vez que a questão iii foge da alçada e dos limites do projeto CiViA e diz respeito apenas às questões internas da empresa. As questões exploradas nesta sessão foram baseadas nas experiências das empresas participantes dos pilotos e nas percepções da equipe da iniciativa ao longo da convivência e suporte técnico oferecido às empresas durante elaboração dos estudos. Apesar das dificuldades ao longo do desenvolvimento do projeto ter inviabilizado a conclusão de alguns estudos no período analisado, é importante ressaltar que mesmo aquelas empresas que lograram finalizar seus estudos também enfrentaram dificuldades relacionadas aos itens i, ii e iii, mas conseguiram superar essas barreiras. Assim, as análises feitas a seguir contemplam também essa percepção. A Figura 1 consolida o resultado dos projetos piloto realizados em 2015.

Figura 25. Resultado dos projetos piloto de pegada de carbono de produtos em 2015 e respectivos desafios



Fonte: compilado pelos autores a partir dos dados do projeto

i) Dificuldade de coleta de dados de fornecedores

Este item permeia diversos aspectos, sendo que na maioria dos casos, os fornecedores críticos não dispunham dos dados específicos necessários para o desenvolvimento do estudo. Por exemplo, os fornecedores desconhecem a pegada de carbono de seus próprios produtos ou não realizam o controle das informações necessárias para calculá-la. Também foram enfrentadas questões associadas ao relacionamento entre empresa e fornecedor, especialmente nos casos em que esta relação é muito distanciada (2º ou 3º elo da cadeia). A maioria dos fornecedores contatados no processo de coleta de dados também apresentou dificuldade em compreender a necessidade e importância dos dados para o projeto, principalmente por não terem conhecimento prévio sobre pegada de carbono ou ACV, sem entender a relevância de sua participação no ciclo de vida do produto. Conforme ilustra a **Erro! Fonte de referência não encontrada.**, 20% das empresas que não finalizaram os pilotos (9% do total) relataram a dificuldade em acessar as pessoas corretas dentro das equipes dos fornecedores, já que o assunto era geralmente desconhecido e não priorizado quando demandado. Também houve casos em que as peças ou componentes dos quais se demandavam os dados eram muito antigos, sendo difícil contatar um fornecedor que não presta mais serviços para a empresa há algum tempo.

Na grande maioria dos casos, não foi possível obter os dados necessários e as empresas tiveram que recorrer a bancos de dados ou outras estimativas para poder dar seguimento ao estudo, utilizando dados menos precisos e comprometendo a qualidade dos resultados obtidos. Em um dos casos, a falta de dados de diversos fornecedores terminou por inviabilizar a conclusão do estudo.

A partir deste aspecto, pode-se observar a relevância em trabalhar o engajamento dos fornecedores a longo prazo, envolvendo-os em tomadas de decisões estratégicas da empresa (cliente), como a decisão de realizar um estudo de ACV. Faz-se necessário esclarecer os objetivos e os potenciais ganhos-mútuos para aqueles fornecedores dispostos a se envolver no processo de construção dos resultados. Muitas vezes o fornecedor pode se beneficiar do estudo de ACV de seu produto oferecendo informações para diversos clientes, fortalecendo sua vantagem competitiva no que tange os aspectos ambientais. Cabe ao desenvolvedor do estudo, portanto, promover o tema ao longo de sua cadeia de valor.

ii) Dificuldade de coleta de dados internos

Nos processos de coleta de dados dentro da própria empresa é necessário saber determinar quais são as áreas essenciais e detentoras da informação relevantes para posterior verificação da existência e coleta do dado, sendo este um dos desafios enfrentados pelas empresas participantes da CiViA. Os dados necessários ao estudo muitas vezes não eram controlados pela empresa e em outros casos, os gestores das áreas responsáveis por estes não estavam devidamente envolvidos no processo de elaboração do estudo e não tinham claro o motivo e a finalidade do uso dos dados, dificultando seu acesso. Neste aspecto, o envolvimento da equipe executora do estudo de pegada de carbono com demais áreas da própria empresa representou um gargalo para 60% das empresas que não finalizaram os pilotos (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). A falta de envolvimento da alta direção da maioria das empresas no desenvolvimento dos estudos de ACV pode ter impactado negativamente neste aspecto, uma vez que o comprometimento da alta gestão pode se desdobrar em um maior envolvimento das áreas de apoio, facilitando o acesso aos dados, assim como reforçando a importância do estudo em questão.

Outro aspecto que contribuiu para o atraso de alguns e não conclusão de outros projetos piloto foi o descasamento do tempo de resposta entre o solicitante da informação e a área da empresa envolvida. As equipes responsáveis pelos pilotos identificaram como prioritárias as áreas de compras, produção e pesquisa & desenvolvimento, sendo que essas deveriam estar diretamente envolvidas nos processos de elaboração de estudos desta natureza, sendo capacitados para tal.

É possível classificar as dificuldades de coleta de dados primários como um aspecto único e exclusivamente interno da empresa, porém este fato é de extrema relevância no contexto analisado: a falta de controle de dados, assim como a impossibilidade de acesso a outros dados necessários para o estudo de pegada de carbono reflete a ainda baixa importância dada para o tema da ACV no contexto empresarial, podendo transformar-se em um gargalo na evolução de processos de gestão de externalidades ambientais no futuro breve.

Os resultados apresentados indicam que a obtenção de dados foi a principal barreira enfrentada pelas empresas e que impactou diretamente nas taxas de conclusão dos estudos e obtenção de resultados da iniciativa. Há, ainda, um forte descasamento entre as expectativas das empresas no momento antes de iniciar um estudo desse tipo e a realidade durante sua execução: no caso da CiViA, a maioria das empresas tinha receios quanto aos métodos de quantificação das emissões de GEE dos processos, sendo que esta foi uma preocupação apresentada durante a capacitação realizada em março de 2015. Porém, na oficina de encerramento do ciclo 2015 (novembro), após terem passado pelas diversas etapas necessárias para desenvolver o estudo, o grupo pode concluir que os maiores desafios e gargalos estavam associados ao processo de coleta e organização dos dados – responsável por 36% dos projetos não concluídos. Outros aspectos que contribuiu para a desmistificação da etapa de quantificação foi a ferramenta de cálculo desenvolvida pela CiViA (desenvolvida no Microsoft Excel), na qual as empresas foram capacitadas a utilizar. Esta ferramenta ajudou os gestores a quantificar as emissões sem grandes dificuldades, facilitando a construção de resultados quantitativos a partir dos dados e informações coletados.

Conclusão

A experiência construída pela CiViA, em conjunto com suas empresas membro em 2015 demonstrou a importância da capacitação e do alinhamento de expectativas das empresas na realização de estudos de pegada de carbono de produtos e, futuramente, em estudos de ACV. Foi possível observar que a transferência de informação da academia para os gestores das empresas através da capacitação inicial, assim como a apropriação desses nos processos, foi fundamental (porém não suficiente) para garantir a disseminação e perpetuação do pensamento de ciclo de vida dentro das empresas. Este modelo de pensamento sistêmico pode ser transferido para outras áreas além daquelas diretamente capacitadas especialmente através do desenvolvimento dos projetos piloto. A aplicação prática dos conceitos e ferramentas apresentados pela CiViA foi essencial para traduzir as questões metodológicas discutidas na academia para o contexto empresarial, promovendo uma importante troca de conhecimento e choque de realidades.

Ainda no âmbito prático, as empresas que desenvolveram os projetos piloto puderam aprender a importância da organização e disponibilidade de dados, sendo que estes são fundamentais para a obtenção de resultados. A partir dos resultados apresentados, a dificuldade de obtenção dos dados internos (dentro da empresa) pode ser solucionada com a criação de processos e controles específicos para registro dos dados necessários ao estudo. A partir do piloto realizado, as empresas já têm mapeados os dados necessários, que poderão servir inclusive para

futuros estudos de ACV. Complementarmente, a equipe da CiViA desenvolveu um modelo para coleta de dados, que deverá ser disponibilizado às empresas para desenvolvimento de novos projetos em 2016. Este modelo consiste em uma planilha no Microsoft Excel e é baseado no conceito do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) e relaciona as entradas e saídas de cada processo mapeado no ciclo de vida do produto. O modelo é simples e pode ser enviado diretamente para os gestores de diversas áreas da empresa, auxiliando-os a entender quais dados são necessários para o estudo e, ao mesmo tempo, facilitando a compilação de dados por parte do desenvolvedor do estudo de ACV/pegada de carbono por conta da padronização do modelo.

Outra barreira a ser enfrentada é o envolvimento dos fornecedores e demais atores da cadeia de valor nos processos, uma vez que os dados proprietários destes são essenciais para o estudo e devem ser trabalhadas alternativas para a melhoria de sua qualidade e ampla disponibilidade. Esse processo pode ser construído a partir de parcerias e trabalhos realizados em conjunto, engajando fornecedores que façam parte da cadeia de diversas empresas, por exemplo. Neste contexto, as empresas têm papel fundamental em envolver os fornecedores-chave, a partir de um processo de mapeamento de *stakeholders* relevantes (como matriz de materialidade, por exemplo) ou utilizando os próprios resultados do estudo, tomando como base os fornecedores diretamente relacionados os pontos críticos do estudo. Para auxiliar as empresas na solução deste aspecto, a iniciativa CiViA irá promover uma oficina específica direcionada ao engajamento de fornecedores durante o ciclo 2016, na qual cada empresa poderá convidar um fornecedor que considere relevante para o fornecimento de dados. O objetivo é apresentar ao fornecedor o conceito do pensamento de ciclo de vida e a ferramenta da ACV, evidenciando a importância do seu papel na cadeia de valor e as formas de participação no estudo, além das vantagens para a empresa fornecedora. Assim, pretende-se endereçar este aspecto, que impactou fortemente o grau de conclusão dos projetos piloto.

Também fica evidente a necessidade de ampliar a disponibilidade de ferramentas que possam auxiliar as empresas nas diversas etapas de elaboração do estudo: desde a definição de objetivo e escopo, passando pela coleta e organização dos dados, quantificação e relato. Talvez desta forma, mais empresas se disponham a aplicar na prática a ferramenta da ACV e iniciar a implementação de ações de gestão visando a redução dos impactos ambientais de bens e serviços.

Como próximos passos para a evolução do tema no contexto empresarial, uma possibilidade é o avanço para a quantificação das demais categorias de impacto ambiental, agregando à gestão empresarial outros aspectos relevantes e complementares à análise das mudanças do clima (pegada de carbono). Um dos temas de alta relevância, parcialmente consolidado no ambiente acadêmico e que dispõe de ferramentas que atendem às necessidades das empresas é a pegada hídrica. Esta se apresenta como uma das sugestões para que as empresas ampliem a percepção dos potenciais impactos ambientais de seus produtos e possam, ao mesmo tempo, aproveitar parte dos dados já coletados no processo de quantificação da pegada de carbono, reduzindo esforços e custos adicionais.

Referências Bibliográficas

ABNT (2009a). ABNT NBR ISO 14040:2009. Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura.

ABNT (2009b). ABNT NBR ISO 14044:2009. Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

BSI (2011). PAS 2050:2011. Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. Disponível em: http://shop.bsigroup.com/en/forms/PASs/PAS-2050/

ISO (2013). ISO/TS 14067:2013. Greenhouse gases — Carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification and communication.

WRI e WBCSD (2004). The Greenhouse Gas Protocol: A Corporate Accounting and Reporting Standard. Revised Edition. Estados Unidos. Disponível em: http://www.ghgprotocol.org/standards/corporate-standard

WRI e WBCSD (2011a). The Greenhouse Gas Protocol: Corporate Value Chain (Scope 3) Accounting and Reporting Standard. Supplement to the GHG Protocol Corporate Accounting and Reporting Standard. Estados Unidos. Disponível em: http://www.ghgprotocol.org/standards/scope-3-standard

WRI e WBCSD (2011b). The Greenhouse Gas Protocol: Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard. Estados Unidos. Disponível em: http://www.ghgprotocol.org/standards/product-standard

A ACV e seus processos de comunicação e mediação da informação: panorama atual no setor empresarial brasileiro

Tiago E. N. Braga[1, 4], Cássia M. L. Ugaya[2], Diogo A. Lopes Silva[3], Francisco Rocha[1], Suelen Santos[1]

tiagobraga@ibict.br

1Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
2Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Bolsista Produtividade CNPq
3Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia de Produção, São Carlos/SP
4Universidade de Brasília

Resumo. *A comunicação eficaz entre as partes interessadas é um dos pontos cruciais a serem desenvolvidos durante a realização de um estudo de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), conforme destaca a ISO 14040, norma que apresenta a temática. Essa demanda também é apontada por outros trabalhos na literatura, como, por exemplo, os Princípios de Shonan, que sintetizam a visão de diversos pesquisadores sobre a gestão da informação em estudos de ACV. As formas como essa comunicação acontece e os desafios a ela relacionados são temas de interesse ligados à área de Comunicação e Mediação da Informação (CMI). Assim, este trabalho visa compreender como ocorre o processo de comunicação nas empresas brasileiras que praticam ACV. Para alcançar seu objetivo, esta pesquisa apresenta quatro etapas: definição do grupo focal de análise, pesquisa bibliográfica sobre ACV e CMI, coleta de dados por meio de questionário aplicado junto aos representantes das empresas participantes da Rede Empresarial Brasileira de Avaliação do Ciclo de Vida (REBACV) e indicados pela Confederação Nacional das Indústrias (CNI) e análise dos resultados. O questionário foi elaborado durante o projeto "Diálogos Setoriais Brasil – União Europeia – Fase III", coordenado pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (Ibict). Após a coleta de dados junto à REBACV, o processo de revisão bibliográfica culminou com a definição de quatro categorias em que a comunicação e mediação da informação relacionada à ACV devem ser tratadas: comunicação, redes de informação, qualidade dos dados e codificação. Com os resultados, foi possível constatar em quais categorias as empresas estudadas se mostraram mais alinhadas às diretrizes da ISO 14040 e dos princípios de Shonan, bem como quais foram as suas deficiências no processo comunicacional dos estudos de ACV realizados. Por fim, esse trabalho possibilitou obter um panorama geral de quais devem ser as ações a serem tomadas visando à melhoria da comunicação e mediação da informação em estudos de ACV desenvolvidos pelo setor empresarial no Brasil.*

Palavras-chave. *Avaliação do Ciclo de Vida, Comunicação e Mediação da Informação, Informação Tecnológica*

Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica que tem sido utilizada no Brasil nas últimas décadas. Ao mesmo tempo que a técnica se torna mais robusta no que diz respeito aos avanços ambientais que ela permite, questiona-se como ocorre o processo de comunicação e mediação da informação entre os atores ligados à temática. Entender melhor essa especificidade de como a mediação e comunicação da informação são aplicadas no contexto de ACV sentido é essencial ao partirmos do pressuposto que a instituição responsável pela gestão do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV Brasil) tem como missão "promover a competência, o desenvolvimento de recursos e a infraestrutura de informação em ciência e tecnologia para a produção, socialização e integração do conhecimento científico e tecnológico" (IBICT, 2015a).

Dentre outros objetivos, o projeto de ACV do IBICT visa a atender à resolução do Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial (Conmetro), que estabelece o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV). Essa resolução apresenta como primeiro objetivo do Programa "implantar no País um sistema reconhecido em âmbito internacional, capaz de organizar, armazenar e disseminar informações padronizadas sobre Inventários do Ciclo de Vida (ICV) da produção industrial brasileira" (CONMETRO, 2010).

Assim como existe o diálogo entre a ACV e o setor produtivo, existe o diálogo do IBICT com questões referentes à mediação e comunicação da informação, no escopo da Ciência da Informação (CI). Nesse sentido, o objetivo deste estudo é resgatar os conceitos da comunicação e mediação da informação de modo a facilitar o fluxo de informações entre as entidades que realizam ACV, identificando formas de fomentar a comunicação eficiente da temática entre os atores que a praticam. Para que esse objetivo seja atingido, esse artigo pretende responder ao seguinte problema de pesquisa: como ocorre o processo de mediação da informação de ACV entre as empresas brasileiras?

Comunicação e mediação da informação

Nas teorias da CI existem diversas linhas teóricas que abordam o conceito de informação. A depender dos objetivos da pesquisa que se pretende realizar, um ou mais conceitos podem ser adotados com o intuito de obter o embasamento teórico necessário. Alguns autores afirmam que a informação é o conhecimento expresso na forma de um documento, como defendido por Buckland (1991). Há ainda aqueles que relacionam informação como a comunicação de conhecimentos. É o caso de Gomes (2008), que define que "a informação se constitui em conhecimento comunicado" e que este é necessário para o exercício do pensar.

Gomes (2008) afirma, ainda, que a formação do conhecimento acontece pela interação entre sujeitos e entre estes sujeitos e a própria informação. Essa abordagem é corroborada com Garcia (2011), que entende a mediação como atividade humana, que permite o conhecimento do mundo por meio da mediação sensorial ou da manipulação de artefatos construídos pelo homem. Essa interação ou interferência do usuário na informação baseia-se na demanda do homem em satisfazer suas necessidades informacionais. Na visão de Gomes (2008), para se criar novos conhecimentos é preciso analisar a informação obtida em conjunto com as já existentes. Este processo é muito semelhante à proposta de Garcia (2011), na qual a mediação é entendida como a técnica que permite a construção do conhecimento através, também, da relação entre o homem e os artefatos por ele produzidos.

Em seu texto, Buckland (1991) apresenta o conceito de *Information As Thing,* no qual defende que a informação é sempre explicitada através de objetos físicos, trazendo algo novo para aqueles que a utilizam. De fato, o entendimento de informação como coisa é especialmente conveniente quando pensamos em sistemas de informação e no acesso aos dados e documentos realizado através destes sistemas. Apenas por meio da perspectiva de informação materializada é possível conceber a relação entre sistemas de informação e o conhecimento propriamente dito. Tais sistemas são fundamentais para otimizar a comunicação e mediação propostas por Gomes (2008) e Garcia (2011).

Outro pesquisador que colabora com as discussões sobre comunicação e mediação da informação é Edquist (1997). O autor apresenta o conceito de *Openness Knowledge,* em que afirma que, se um sistema for eficiente, em termos de acesso e distribuição, a informação terá maior valor, adquirindo características que permitam a sua validação e uso em um ambiente de colaboração e compartilhamento de conhecimento. Entende-se que para a geração do conhecimento, sempre haverá investimento das partes, mas dentre as vantagens de se incentivar um sistema aberto de acesso ao conhecimento está a possibilidade de: replicação, generalização, diminuição de duplicação e reutilização de pesquisas (EDQUIST, 1997). Na tentativa de encontrar caminhos para o desenvolvimento de sistemas abertos, um conjunto de soluções é proposto por Edquist (1997), dentre elas a proposta de criação de pequenas redes de compartilhamento de informação, bem como a utilização do sistema de patentes para promoção da inovação. A ideia de redes de informação não é nova, já no Iluminismo os pesquisadores da época trocavam informações sobre a ciência, fomentando o acesso aberto ao conhecimento. As primeiras trocas de informações entre os cientistas da época foram um pontapé inicial à prática de publicação de periódicos científicos (EDQUIST, 1997).

Embora os sistemas abertos apresentem tendências a promover ganho mútuo entre os atores (EDQUIST, 1997), eles nem sempre são incentivados. De fato, a existência de *Copy Right* e do sistema de patentes são sinais do quão difícil pode ser induzir a sociedade a um sistema aberto de compartilhamento do conhecimento. Ao analisar as abordagens propostas por Bijker et al. (2012), é possível entender como se dá a construção social dos sistemas. Em sua análise, o autor apresenta a abordagem ator-rede, na qual é destacada a influência dos atores sobre o modo como os sistemas irão funcionar, seus limites e suas características. O modelo ator-rede funciona por apresentar características heterogêneas, uma vez que "não é reduzível nem para um ator apenas, nem para uma rede" (BIJKER; HUGHES; PINCH, 2012). O diálogo entre os conceitos de heterogeneidade nos sistemas e

a proposta de sistemas abertos apresenta muitas sinergias, pois a heterogeneidade permite que diferentes conhecimentos sejam compartilhados, gerando a troca entre áreas de pesquisa distintas e possibilitando o avanço científico. Esse avanço ocorre graças à análise em conjunto de diferentes abordagens científicas. No trabalho de Edquist (1997), essa característica é destacada na afirmação de que o Sistema de Conhecimento é uma rede na qual cada ator exerce um papel.

Outra discussão que contribui com o papel da comunicação e da mediação da informação como área de interesse da CI é proposta por Beer (1995), sobre o funcionamento de sistemas complexos. Em seu estudo, o autor diferencia as empresas, cuja viabilidade é analisada apenas em termos econômicos e os sistemas complexos, no qual viabilidade é entendida como a capacidade que os componentes do sistema possuem de se adaptarem e se conectarem. Para este estudo utilizamos a abordagem na qual um sistema viável é aquele capaz de se conectar e adaptar às mudanças no contexto empresarial.

Um dos problemas apresentados é a falta de entradas informacionais em canais de comunicação (BEER, 1995). Para que um sistema aberto seja viável e funcione de forma adequada, é necessário que as organizações participantes interajam de forma harmônica (BIJKER; HUGHES; PINCH, 2012). Dessa forma, torna-se possível a troca de informação e a promoção da comunicação entre os produtores de conhecimento. No entanto, conforme afirma Edquist (1997), do mesmo modo que existem atores interessados na promoção do conhecimento aberto, há também aqueles que enxergam a restrição como a melhor prática. No relato do autor fica claro que as práticas de restrição acontecem naturalmente nas interações entre atores e redes, já as práticas de abertura somente podem ter sucesso se forem fomentadas de forma explícita (EDQUIST, 1997) e elas são definitivamente um caminho para a geração de valor a longo prazo. Somente um sistema aberto permitirá que a comunicação da informação e a geração de conhecimento defendida por Gomes (2008) aconteça de forma efetiva.

Como a comunicação e mediação da informação se relaciona com a ACV?

A ACV demanda grande quantidade de informações nas fases de Inventário do Ciclo de Vida e de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. Além disso, a interpretação dos resultados de estudos de ACV é altamente dependente da relação destas fases com a Definição do Objetivo e o Escopo do estudo. Particularmente no ICV, demanda-se diversos dados de processos. A técnica requer diversos dados de processos que devem estar interconectados; e essa conexão somente se aplica se os conjuntos de dados estiverem devidamente publicados. Para calcular o Inventário do Ciclo de Vida, os dados são provenientes de diversos processos elementares, que necessitam tanto de dados quantitativos das entradas e saídas, como metadados, resultando no conjunto de dados final.

Ao analisar os fundamentos teóricos da comunicação e mediação da informação, bem como da ACV, é possível definir uma série de categorias que abordam características tratadas nas duas temáticas. A primeira delas seria a necessidade de comunicar eficientemente os resultados. Tanto em Gomes (2008) quanto em Garcia (2011) há o relato que a comunicação da informação é um processo essencial para a formação do conhecimento, sendo ele uma consequência da interação entre sujeitos e entre estes e documentos. Também na discussão sobre ACV, a temática da comunicação é tratada de forma destacada, tanto na ISO (2006) quanto em Sonnemann e Vigon (2011).

A segunda categoria pode ser definida como rede de informação. A possibilidade de interconexão entre diferentes conjuntos de dados é tratada como uma característica fundamental para os bancos de dados de ACV, sendo necessário, ainda, seguir uma série de critérios, "incluindo metodologia consistente, validação ou revisão, formato intercambiável, documentação e nomenclatura" (SONNEMANN; VIGON, 2011). Bijker (2012), Beer (1995) e Edquist (1997) tratam dessa conexão entre sistemas, sendo que Edquist propõe o que ele chama de sistema aberto, no qual o conhecimento é trocado de forma colaborativa entre os atores. A demanda por um ambiente de troca de informações como esse toma corpo na temática da ACV por meio da UNEP/SETAC *Life Cycle Initiative*, bem como da rede *Global LCA Data Access*, que visa a possibilitar a interoperabilidade entre bancos de dados de ACV (IBICT, 2016).

Outra categoria que pode ser definida é a que trata da qualidade dos dados. Para a ACV, há uma série de características desejadas para um conjunto de dados, tais como: transparência, reprodutibilidade, relevância, qualidade, interoperabilidade, consistência, completeza, acurácia, responsabilidade, acessibilidade (SONNEMANN; VIGON, 2011). Existem ainda diversos guias de qualidade, tais como o produzido pela Ecoinvent, o guia do ILCD, e o que está em fase de desenvolvimento pelo IBICT. Algumas dessas características também são tratadas no trabalho de Edquist (1997) quando o autor descreve as vantagens de optar por um

sistema de conhecimento aberto. De fato, para que todas as características desejadas para um estudo de ACV sejam alcançadas, é necessário utilizar-se de um sistema que implante o conceito de conhecimento aberto, possibilitando, assim, que os estudos sejam analisados de forma livre e aprofundada.

A última categoria identificada e que congrega a ACV e a comunicação e mediação da informação é a codificação. Edquist (1997) explica que a codificação do conhecimento permite diminuir o custo de armazenamento, manutenção, transmissão e reprodução. É a codificação que dá ao conhecimento características de *commodities*. No caso da ACV essa preocupação também existe de forma muito contundente, uma vez que apenas uma codificação comum entre os diferentes atores que trabalham com a temática permitiria a criação de ambientes intercambiáveis de troca de dados de ACV (SONNEMANN; VIGON, 2011).

Sendo assim, é possível listar quatro categorias de interesse na análise da comunicação e mediação da informação de ACV: comunicação, rede de informação, qualidade dos dados e codificação.

Metodologia

Optou-se pela pesquisa descritiva, pois essa estratégia permite melhor avaliar como ocorre o processo de comunicação e mediação da informação entre as empresas brasileiras que trabalham com ACV. Esse tipo de pesquisa foi escolhido pois permite o aprofundamento de aspectos específicos na temática objeto de estudo (CRESWELL, 2009). Por se basear na avaliação de questões abertas acerca dos dados coletados, bem como por análise bibliográfica, ambos métodos de pesquisa apresentados por Creswell (2009), essa pesquisa é caracterizada como qualitativa.

Para atingir o objetivo proposto para a pesquisa, de montar um panorama da comunicação e mediação da informação e identificar os pontos de melhoria, foram coletados dados em três fontes diversas. Primeiramente, foram obtidos dados por meio do questionário online elaborado no projeto "Consolidação do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida" (SILVA; MASONI, 2016), financiado pelos Diálogos Setoriais, um acordo de cooperação entre Brasil e União Europeia. O questionário foi aplicado às empresas que participam da Rede Empresarial Brasileira de ACV (REBACV), bem como a empresas indicadas pela Confederação Nacional das Indústrias (CNI). No total foram obtidas 20 respostas aos questionários. No entanto, as perguntas não eram obrigatórias, logo algumas questões tiveram menos respondentes. A segunda fonte de coleta de dados foi por meio de pesquisa documental nos relatórios do Fórum Brasileiro de ACV (Fórum BRACV), ocorrido em outubro de 2015 na COPPE, Rio de Janeiro, que contou com a participação de representantes do governo, academia e setores econômicos e gerou uma série de discussões acerca dos temas Rotulagem Ambiental, Inventários do Ciclo de Vida e Tomada de Decisão, bem como contribuições relacionadas aos rumos da ACV no Brasil. A terceira fonte de coleta de dados se deu por pesquisa documental realizada nos planos de trabalho dos quinze grupos formados no Fórum BRACV e apresentados no Seminário Diálogos Setoriais, evento ocorrido em março de 2016 em Brasília.

Em todos os documentos foram investigados o tratamento das quatro categorias levantadas anteriormente: comunicação, rede de informação, qualidade dos dados e codificação.

Resultados e Análise

A análise dos dados trouxe os resultados acerca das categorias apresentados a seguir.

a) Comunicação

A análise de dados permitiu uma visão sobre o panorama da comunicação em ACV. Quando analisadas as respostas ao questionário, foi possível identificar que a motivação para a realização de estudos de ACV foi justificada por 53% das respondentes como requisitos de clientes, 33% responderam que era marketing e 20% para atender a requisitos de auditorias. Todos esses pontos estão relacionados a Comunicação. No entanto, apenas 29% dos respondentes afirmaram que doariam com certeza seus dados para o banco. Outros 64% estariam dispostos a doarem inventários desde que fossem estabelecidas algumas regras, principalmente no que diz respeito à confidencialidade. Embora esses dados constatem a importância da comunicação dos resultados de

ACV para as empresas participantes, 90% delas indicaram que o principal ponto fraco do SICV Brasil é a indisponibilidade de dados e para 93% delas essa é uma barreira para o sucesso do SICV Brasil. Durante o Fórum BRACV a temática da comunicação também foi abordada, sendo alvo da criação de um grupo focal intitulado "Sensibilização no PCV no processo decisório dos públicos focais".

b) Rede de Informação

No que diz respeito à Rede de Informação, duas questões estavam relacionadas ao tema. Quando perguntados se integravam alguma rede, apenas 35% dos respondentes disseram fazer parte de alguma rede, enquanto 20% afirmaram atuar raramente com redes de informação. Em outra questão que abordava o interesse futuro em integrar projetos de desenvolvimento de ICVs junto a associações de indústrias, apenas 30% (3 respondentes da questão), indicaram que tinham interesse. Embora as respostas às perguntas indiquem pouco interesse em participar de associações empresariais e industriais com foco no desenvolvimento de ICVs, essa é uma iniciativa que já funciona em outros países. Acredita-se que poderia ser uma boa solução a ser implementada no Brasil e uma boa indicação disso é a própria REBACV e a CNI, que funcionam como redes de informações e prestam serviços valiosos a seus associados. Além disso, no grupo de respondentes da REBACV foram detectados participantes de outras redes de informação, como a Rede de ACV da Embrapa, o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e a Associação Brasileira de Ciclo de Vida. Outro fato que corrobora com a suposição de que as redes de informação são de fato consistentes entre os praticantes de ACV está relacionado à participação em eventos, como o Fórum BRACV, no qual foram criados 15 grupos de trabalho envolvendo aproximadamente 50 pesquisadores com objetivo de discutir e fomentar a ACV. Embora esses grupos não sejam propriamente redes de informação, eles indicam que há uma grande troca de informações sobre pesquisa e avanços na metodologia de ACV.

c) Qualidade dos Dados

A categoria de Qualidade dos Dados é coberta pela sexta pergunta do questionário, acerca das metodologias que são utilizadas. Dos 20 respondentes, 14 empresas responderam a esta pergunta, sendo que 13 delas utilizam a ISO 14040/44 sempre e apenas uma utiliza a norma com menos frequência. A ISO de fato é a mais importante referência para se discutir qualidade de estudos de ACV, pois inclui todas as características listadas para essa categoria. Ainda de acordo com os resultados, 50% das empresas exaltaram a necessidade de serem criados ICVs com foco na qualidade dos dados, especialmente visando sua disponibilização no SICV Brasil. Esses dois dados, juntamente com a análise dos encaminhamentos do Fórum BRACV, no qual foram criados grupos de trabalho que buscavam discutir transparência, melhores práticas e metodologias de ACV, indicam que essa categoria é uma forte preocupação das praticantes de ACV no Brasil.

d) Codificação

A codificação está ligada essencialmente à maneira que os ICVs são salvos, permitindo assim a interoperabilidade e aproveitamento das informações. Nessa análise, os dados sobre a ISO 14040/44 também são aproveitados, uma vez que a norma estabelece regras para o desenvolvimento de estudos de ACV. No entanto, quando analisados os *softwares* utilizados pelos respondentes, percebe-se que três empresas utilizam o GaBi, enquanto 13 utilizam o SimaPro, seis o openLCA e apenas um utilzia o Humberto. Embora todos os *softwares* sejam usados para gerarem ICVs, cada um deles possui uma forma de armazenar as informações do estudo. Silva et al, verificou que há grande perda de dados quando há a necessidade de migrar o formato de um *dataset*. Estes testes foram feitos no intuito de importar dados para o SICV Brasil e indicam que ainda não há grandes avanços no que diz respeito à codificação. De fato, a rede *Global LCA Data Access,* capitaneada por 12 países, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Comissão Europeia também identificou essa demanda em se trabalhar a codificação com foco na interoperabilidade de dados de ACV.

Conclusões

Foi possível identificar que a temática de ACV, embora dependa dos fundamentos de comunicação e mediação da informação, está mais alinhada às quatro categorias levantadas durante a análise dos fundamentos teóricos das áreas: comunicação, redes de informação, qualidade dos dados e codificação. Essas categorias foram contempladas parcialmente na análise das respostas das empresas ao questionário proposto no âmbito do projeto Diálogos Setoriais, bem como na análise documental proveniente do Fórum BRACV e Seminário Diálogos Setoriais. Os resultados indicam que as categorias de Qualidade dos Dados e Rede de Informação apresentam resultados satisfatórios, ainda que não ideais, dentro da análise do panorama brasileiro em relação à ACV. No que diz respeito às categorias de comunicação e codificação, ambas precisam avançar significativamente. A categoria de codificação é objeto de atuação da *Global LCA Data Access* e, portanto, tende a avançar nos próximos meses. Como o Brasil é um dos participantes da rede, espera-se que tais avanços sejam acessíveis aos praticantes de ACV no país. No que diz respeito à comunicação, há muito que se avançar, principalmente no âmbito da cessão de dados para o SICV Brasil. Este é um ponto fundamental para que a ACV avance de forma consistente no país, já que os dados analisados mostram que entre as principais barreiras identificadas pelas empresas está a escassez de dados.

Referências Bibliográficas

BEER, Stafford. Diagnosing the System for Organizations. Chichester: Wiley, 1995.

BIJKER, Wiebe; HUGHES, Thomas; PINCH, Trevor. The social construction of technological systems: new directions in the sociology and history of technology. Edição especial. Cambridge, Mass: The MIT Press, 2012.

CONMETRO. Resolução n° 04, de 15 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a Aprovação do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências. Disponível em: <http://www.inmetro.gov.br/legislacao/resc/pdf/RESC000236.pdf>. Acesso 20 jan. 2015.

BUCKLAND, Michael K. Information as thing. *JASIS*, v. 42, n. 5, p. 351–360, 1991.

CRESWELL, John. Research design: Qualitative, quantitative, and mixed methods approaches. 2 ed. Londres[S.l.]: SAGE Publications, Incorporated, 2009. Disponível em: < http://isites.harvard.edu/fs/docs/icb.topic1334586.files/2003_Creswell_A%20Framework%20for%20Design.pdf>. Acesso em: 03 dez. 2015.

EDQUIST, Charles. Systems of Innovation: Technologies, Institutions and Organizations. Londres: Routledge 1997. Disponível em: <http://charlesedquist.com/books/systems-of-innovation-technologies-institutions-and-organizations/>. Acesso em: 4 dez. 2015.

GARCIA, Cristiane Luiza Salazar; ALMEIDA JÚNIOR, Oswaldo Francisco De; VALENTIM, Marta Lígia Pomim. O papel da mediação da informação nas universidades. *Revista EDICIC*, v. 1, n. 2, 15 nov. 2011. Disponível em: <http://www.edicic.org/revista/index.php?journal=RevistaEDICIC&page=article&op=view&path%5B%5D=45>. Acesso em: 4 dez. 2015.

GOMES, Henriette Ferreira. A mediação da informação, comunicação e educação na construção do conhecimento. *DataGramaZero - Revista de Ciência da Informação*, v. 9 n. 1, 2008 Disponível em: <http://repositorio.ufba.br/ri/handle/ri/3041>. Acesso em: 4 dez. 2015.

IBICT. Atuação - Ibict. Página. Disponível em: <http://ibict.br/sobre-o-ibict/apresentacao>. Acesso em: 11 dez. 2015a.

IBICT. Especialistas apresentam trabalhos no Global Forum LCA, no Brasil -ACV - Ibict. Disponível em: <http://acv.ibict.br/comunicacao/noticias/685-especialistas-apresentam-trabalhos-no-5-forum-internacional-de-cooperacao-em-avaliacao-do-ciclo-de-vida-no-brasil/>. Acesso em: 27 abr. 2016.

ISO - INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. Environmental management – Life cycle assessment: Principles and framework – ISO 14.040. [S.l.]: ISO , 2006

SILVA, Diogo A. L et al. N. Análise do intercâmbio de datasets entre diferentes softwares de ACV e o banco de dados nacional SICV Brasil: principais limitações e soluções. Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida, set. 2016. (submetido)

SILVA, Diogo A. L.; MASONI, Paulo. Análise crítica das principais políticas de gestão, manutenção e uso dos bancos de dados internacionais de inventários de ciclo de vida de produto: Diálogos Setoriais. Brasília: Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, 2016.

SONNEMANN, Guido; VIGON, Bruce William. Ed. Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases: A Basis for Greener Processes and Products:'Shonan Guidance Principles'. Paris United Nations Environment Programme, 2011.

Avaliação do Ciclo de Vida comparativa dos rótulos e contrarrótulos autoadesivos com *liner* Politereftalato de etileno (PET) e Papel Glassine

Felipe Luiz Braghirolli[1], Diego Lima Medeiros[2], Heloisa Ramlow[3], Gabriela Neves Ferri [3], Jairo Dias[4].

[1]*Instituto SENAI de Tecnologia Ambiental, felipe.braghirolli@sc.senai.br*
[2] *Pró-S Consultoria*
[3] *Gráfica Baumgarten*
[4] *Instituto SENAI de Tecnologia Têxtil, Vestuário e Design.*

Resumo.

A indústria gráfica brasileira tem contribuído de maneira significativa para o progresso socioeconômico do País. O exercício da responsabilidade ambiental no segmento gráfico tem se apresentado como um requisito de atendimento ao mercado e também da própria política de sustentabilidade da empresa. A técnica de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é adequada para apoiar ações estratégicas nos 3 pilares da sustentabilidade. Os principais impactos ambientais associados às atividades da indústria gráfica ocorrem de forma indireta, ou seja, fora da unidade gráfica. Eles estão ligados ao consumo de insumos, materiais e energéticos, transporte destas matérias-primas até à indústria e tratamento dos resíduos. Nesse sentido o objetivo do estudo foi avaliar o ciclo de vida de dois conjuntos de rótulos e contrarrótulos autoadesivos com diferentes liners: politereftalato de etileno (PET) e (Papel). A técnica de ACV aplicada no presente estudo se baseou nas normas ABNT NBR ISO 14044 e 14040, e a abrangência do estudo foi do berço ao portão do cliente, incluindo aspectos de transporte e destinação de resíduos. Foram levantados dados primários para os principais insumos da unidade gráfica e os demais inventários foram oriundos da base de dados "Ecoinvent 3.01". Os métodos de avaliação de impacto aplicados foram o "ILCD 2011 Midpoint" e o "Cumulative Energy Demand" para a demanda acumulada de energia não-renovável. As categorias de potencial de impacto consideradas foram mudança climática, depleção de ozônio, toxicidade humana, partículas em suspensão, formação de ozônio fotoquímico, radiações ionizantes, acidificação, eutrofização, ecotoxicidade, uso da terra, depleção dos recursos hídricos e depleção dos recursos minerais, fósseis e renováveis. Verificou-se que um conjunto de 1 rótulo e 1 contrarrótulo de material autoadesivo com liner glassine apresentou uma tendência de maior impacto ambiental na maioria das categorias, 15 das 16 verificadas, com relação ao conjunto com liner PET. O liner glassine possui uma massa maior que o liner PET, e essa condição acarreta em maiores impactos ambientais no transporte e geração de resíduos para tratamento. A ACV permitiu diagnosticar o perfil ambiental dentro e fora da empresa, desde a extração da matéria-prima até o destino final de seus produtos, resíduos e impactos associados. Assim, a ACV oportunizou identificar melhorias de produtos e processos sem correr o risco de favorecer uma categoria de impacto em detrimento de outra.

Palavras-chave. ACV, ICV, Rótulo, PET, Papel.

Introdução

O exercício da responsabilidade ambiental tem se apresentado como um requisito de atendimento ao mercado e também do planejamento estratégico das empresas. Segundo a Associação Brasileira de Indústrias Gráficas (ABIGRAF), no ano de 2009 o setor converteu cerca de 6,5 milhões de toneladas de papel, empregando mais de 270 mil pessoas em aproximadamente 20 mil unidades produtivas. O setor ainda dispõe de 71 mil máquinas de impressão e conta aproximadamente 51 mil máquinas e equipamentos de acabamento e beneficiamento (ABIGRAF, 2009). Segundo Barbosa (2009), alguns dos principais aspectos que podem gerar impactos ambientais na indústria gráfica estão associados principalmente ao consumo de insumos materiais e energéticos, transporte destas matérias-primas até à indústria e posteriormente o tratamento dos resíduos gerados.

Segundo Scherer (2015), a técnica da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) avalia sistemas industriais, produtos ou processos levando em conta desde a extração dos recursos naturais até a destinação final. Além disso permite contabilizar os impactos ambientais de todas as fases do ciclo de vida.

Desta forma, o objetivo do estudo foi avaliar o desempenho ambiental da produção de dois conjuntos de 1 rótulo e 1 contrarrótulo autoadesivos, ambos com mesmo frontal e adesivo acrílico, porém com diferentes suportes (*liner* Glassine e *liner* PET).

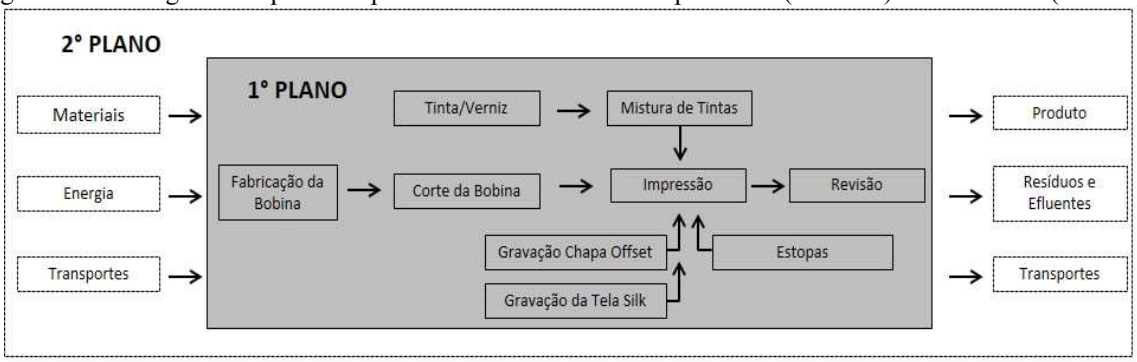
Metodologia

A metodologia para este estudo se baseou nas normas ABNT NBR ISO 14044:2009 e ABNT NBR ISO 14040:2009, tendo como fronteira do sistema o estudo do berço ao portão do cliente, com dados coletados no período de setembro de 2014 a agosto de 2015. Foi utilizada a base de dados do *Ecoinvent* v3.01 para inventário de insumos, transporte e tratamento de resíduos e não foi considerada a infraestrutura do parque fabril.

O método de **avaliação de impacto ambiental** utilizado foi o ILCD 2011 *Midpoint* e as 16 categorias de impacto ambiental consideradas foram: mudança climática, depleção de ozônio, toxicidade humana, partículas em suspensão, formação de ozônio fotoquímico, radiações ionizantes, acidificação, eutrofização, ecotoxicidade, uso da terra, depleção dos recursos hídricos e depleção dos recursos minerais, fósseis e renováveis. Também foi considerada a **avaliação do impacto energético** foi pelo método de *Cumulative Energy Demand* (CED) para a demanda acumulada de energia não-renovável (fóssil e nuclear). Foram utilizados dados primários dos fornecedores da produção dos principais insumos (material autoadesivo, tintas, vernizes e estopas) que foram incluídos no estudo da ACV.

Foram identificadas atividades de primeiro e segundo plano, sendo que **as atividades de primeiro plano** são executadas pela empresa e seus fornecedores de matérias-primas e os dados coletados por meio de formulário específico que atendem a unidade funcional e fluxo de referência. **As atividades de segundo plano** passaram por coletas de dados secundários por meio do uso de informações existentes na base de dados (*Ecoinvent*) (Figura 26).

Figura 26 - Fluxograma de processo para levantamento de dados primários (1° Plano) e secundários (2° Plano).



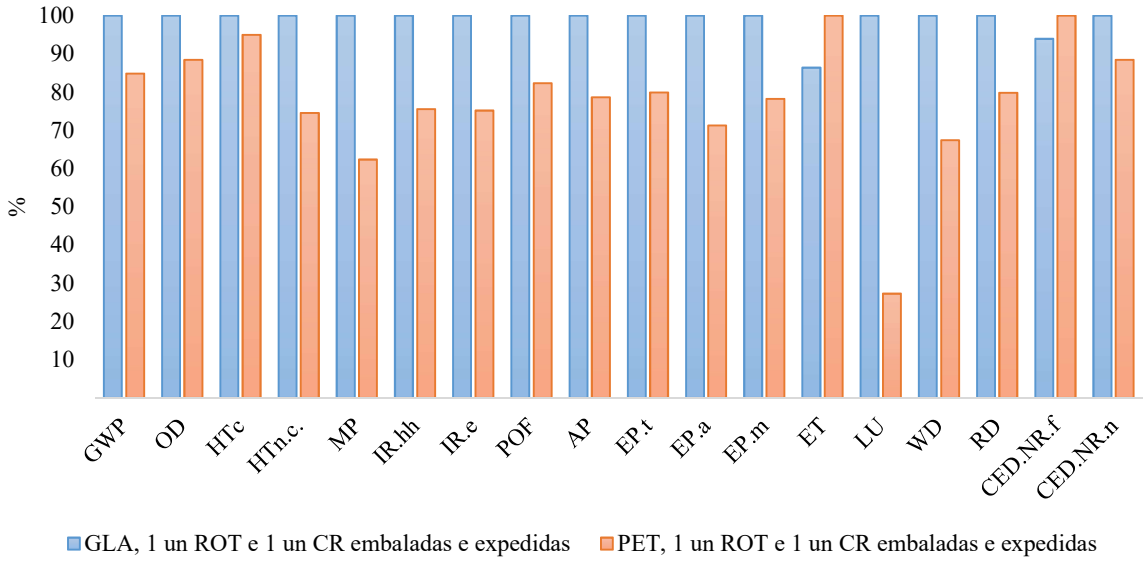
O Inventário do Ciclo de Vida foi quantificado por meio das entradas e saídas em cada processo da empresa e os requisitos de qualidade dos dados atendidos. As bobinas de insumos (material autoadesivo) são fabricadas nos Estados Unidos e as tintas e vernizes na Europa. Os processos de fabricação de insumos, transportes e tratamento de resíduo dos fornecedores são oriundos da base de dados *Ecoinvent* para suas respectivas regiões. É feita a reutilização das estopas usadas no processo através do processo de lavação em uma empresa terceirizada e retornam à empresa. As coletas dos dados destes fornecedores foram realizadas através de um formulário padrão desenvolvido para este fim.

Os materiais utilizados na comparação foram o rótulo e o contrarrótulo autoadesivos PET e Glassine (papel). O PET é composto por um frontal de um filme coextrusado, e adesivo acrílico com suporte em *liner* PET (politereftalato de etileno). O material composto por Glassine possui um frontal de filme coextrusado, e adesivo acrílico com suporte *liner* Glassine (papel). Os impactos dos produtos foram comparados por unidades de rótulos e contrarrótulos impressos. As bobinas de insumo (virgem), aqui chamadas de material autoadesivo (MA), possuem diferentes massas em uma mesma área (gramatura), sendo o conjunto de rótulos PET de 1,51 gramas e 2,9 gramas no Glassine. Os dados foram coletados em larga escala somente para MA com *liner* PET. A coleta de dados do Glassine não foi representativa para o inventário, ou seja, assumiu-se a mesma eficiência no processamento do MA Glassine com base na experiência de fábrica, visto que o mesmo foi produzido apenas em testes piloto. O produto final enviado ao cliente é composto por: uma caixa com 10.000 rótulos ou contrarrótulos (2 bobinas de 5.000 rótulos); um tubete central de papel, para cada bobina (0,200 Kg); uma embalagem plástica para 10.000 rótulos (0,027 Kg) e uma caixa de papelão (0,322 Kg).

Resultados

Verificou-se que um conjunto de 1 rótulo e 1 contrarrótulo de MA com *liner* Glassine apresentou uma tendência de maior impacto ambiental em 15 das 16 categorias avaliadas, quando comparado ao conjunto com *liner* PET. A cadeia de produção da bobina Glassine é mais impactante do que a do PET e o principal responsável é a maior massa da bobina Glassine que resulta em maior impacto ambiental no transporte e maior massa de resíduos para tratamento, representando nos produtos finais (rótulo impresso) uma massa de 1,51 gramas no conjunto PET contra 2,9 gramas no Glassine (Figura 27).

Figura 27: Avaliação de impacto (ILCD) comparativa entre um conjunto de 1 rótulo e 1 contrarrótulo com liner Glassine e um conjunto de 1 rótulo e 1 contrarrótulo com liner PET.



***GWP** – Mudanças Climáticas; **OD** – Depleção de Ozônio; **HTc** – Toxicidade Humana (Cancerígenos); **HTn.c**. – Toxicidade Humana (não cancerígenos); **MP** – Material Particulado; **IR.hh** – Radiação Ionizante (Saúde Humana); **IR.e** – Radiação Ionizante (Ecossistema); **AP** – Acidificação; **EP.t** – Eutrofização Terrestre; **EP.a** – Eutrofização Aquática; **EP.m** – Eutrofização Marinha; **ET** – Ecotoxicidade Aquática; **LU** – Uso do Solo; **WD** - Depleção de Recursos Hídricos; **RD** – Depleção de Recursos Minerais Fósseis e Renováveis; **POF** – Formação de Ozônio Fotoquímico; **CED.NR.f** – Demanda Energética – Não Renovável (Fóssil); **CED.NR.n** – Demanda Energética – Não Renovável (Nuclear).*

Em **Mudanças Climáticas (GWP)** o transporte do produto final com *liner* PET apresentou uma baixa contribuição no impacto com 2,23% ao passo que para o MA com *liner* Glassine foi de 2,55%. As contribuições mais significativas sobre o impacto ambiental estão ligadas aos processos de fabricação dos materiais autoadesivos. O *liner* PET apresentou como os principais contribuintes a produção do polietileno e

polipropileno, respectivamente com 25% e 22% da representatividade do impacto total, ao passo que para a produção do Glassine os principais contribuintes no impacto total estão associados à produção do papel e polipropileno com 28% e 18%, respectivamente. Em ambas as avaliações, o que mais contribuiu com o impacto total está associado à produção dos materiais base da composição do autoadesivo, PET e papel. Na **Depleção da Camada de Ozônio (OD)** o MA com *liner* PET demonstrou um impacto levemente inferior, cerca de 12%, nessa categoria quando comparado ao MA com *liner* Glassine, e os principais impactos foram identificados na etapa de fabricação das estopas utilizadas para a limpeza de materiais e impressoras, em ambos os casos, representando 20% e 22% do impacto para o MA com *liner* Glassine e PET respectivamente.

Os impactos da **Toxicidade Humana (HT)**, com efeitos cancerígenos (HTc) demonstraram um impacto maior para o conjunto GLA, com uma diferença de 5%. As principais cadeias de insumos do conjunto GLA para a categoria de toxicidade humana com efeitos cancerígenos estão relacionadas à produção do papel para a fabricação dos rótulos, com 30% do impacto. Ainda na mesma categoria, as principais contribuições do impacto do conjunto PET estão relacionadas com a produção do MA PET, com 30% do impacto, seguido da eletricidade brasileira, com 16% dos impactos e a fabricação do adesivo com 14%.

Os impactos da toxicidade humana, não cancerígenos (HTn) para o conjunto PET demonstraram menor impacto que o conjunto GLA, com uma diferença de 26%. Os principais processos contribuintes no impacto de HTn no conjunto GLA são a produção do papel com 45% e a eletricidade brasileira com 18%. No conjunto PET, a eletricidade brasileira teve destaque com 24%, seguida da produção da matéria-prima do PET que compõe o MA, com 22%, e a destinação dos resíduos plásticos para tratamento em aterro com 20% dos impactos.

Na categoria de **Radiação Ionizante (IR)** entre os produtos com impacto à saúde humana (IRhh) e nos ecossistemas (IRe) o conjunto GLA demonstrou um maior impacto em relação ao conjunto PET. Para a radiação ionizante com efeitos sobre a saúde humana, o impacto do MA com *liner* PET foi menor quando comparado ao Glassine com uma diferença de 26%. Para o impacto sobre os ecossistemas a tendência foi a mesma, com uma diferença no impacto de 25% para menos no *liner* PET. As principais contribuições dos processos sobre o impacto ambiental em IRhh estão relacionadas com a fabricação do papel utilizado no MA do conjunto GLA (41% do impacto total), seguido pelo consumo de energia elétrica proveniente da matriz brasileira (22% do impacto total). O principal impacto ambiental do conjunto PET foi o consumo de energia elétrica da matriz brasileira (30%), seguido da produção do material PET que compõem a bobina autoadesiva, com 26% dos impactos totais. Na **Acidificação (AP)** o impacto do conjunto GLA foi superior ao PET, com uma diferença de 21% entre os dois conjuntos. O conjunto GLA teve destaque para a cadeia de produção do papel com 33% do impacto. Outro processo com significativo impacto sobre o potencial de acidificação foi o transporte marítimo dos insumos provenientes de fornecedores externos, com 24% dos impactos. O conjunto PET teve destaque para o transporte oceânico dos materiais com 26%, a produção do material PET 21% dos impactos e produção do polipropileno com 12% do impacto.

Para **Eutrofização (EP)**, na comparação dos impactos do conjunto GLA e PET nas categorias Eutrofização Terrestre (EPt), Eutrofização de Água Doce (EPf) e Eutrofização Marinha (EPm) percebe-se um impacto superior para o GLA nas três categorias. A diferença entre os conjuntos GLA e PET na categoria EPt é 20%. A diferença é superior na EPf (29%) e EPm (22%). O impacto ambiental mais elevado para o conjunto GLA, principalmente na categoria EPt está relacionado aos produtos e materiais envolvidos e à própria característica dessa categoria de impacto. Verifica-se que os principais impactos na categoria EPt para o conjunto GLA são devidos ao material papel, que possui o maior impacto (27%) para esse conjunto, seguido do transporte oceânico (26%), o qual foi o processo de maior impacto para o conjunto PET (29%). Os processos com maior impacto ambiental para o conjunto GLA na categoria EPf são decorrentes da cadeia de produção do papel, 50% do impacto, seguido pelo consumo de energia elétrica proveniente da matriz brasileira (20%). O conjunto PET apresentou a produção do material PET, com 33%, seguido pela energia elétrica brasileira, com aproximadamente 28%, como os maiores contribuintes do impacto nessa categoria. As maiores contribuições de

impactos do conjunto GLA para a categoria de impacto EPm foram a produção do papel, com 24%, seguidos dos transportes oceânicos dos materiais até à empresa, com 22% dos impactos. O transporte oceânico das matérias-primas se destacou como o processo de maior impacto ambiental no conjunto PET, com 24% de contribuição.

Em **Ecotoxicidade (ET)** o impacto para o conjunto GLA foi inferior ao PET, com uma diferença de 14%. O processo com maior contribuição na categoria foi a destinação de resíduos plásticos. Para **Uso do Solo (LU)** os impactos mais significativos estão associados principalmente ao conjunto GLA, o qual apresentou uma diferença de 73% em relação ao PET. O principal processo que contribuiu para o LU no conjunto GLA se refere à produção do papel, representando 79% do impacto. O conjunto PET demonstrou a produção do pallet para transporte dos materiais como maior contribuinte, 19%, seguido da energia proveniente da matriz brasileira e a produção do material PET, ambas com 15%. O conjunto GLA apresentou um maior impacto ambiental referente a LU, diferença de 73% se comparado ao PET, devido aos processos florestais necessários para a produção do papel que compõe o *liner* Glassine. Os impactos referentes à **Depleção dos Recursos Hídricos (WD)** demonstraram um impacto maior para o conjunto GLA, com uma diferença de 33% em relação ao PET. A produção de papel do conjunto GLA apresentou a principal contribuição, 52% do impacto. O material PET apresentou o impacto ambiental mais representativo, 31%, para o conjunto PET. Em ambos os conjuntos o impacto da energia elétrica proveniente da matriz americana na WD representou 17% para o GLA e 26% para o PET. Na **Depleção dos Recursos Minerais, Fósseis e Renováveis (RD),** o maior impacto foi para o conjunto GLA com uma diferença de 20% em relação ao PET. Os processos de maior contribuição para o conjunto GLA foram a produção do papel com 44%, seguido pela reciclagem do alumínio proveniente das chapas offset, 17%, e produção do adesivo com 16%. Os principais contribuintes no impacto do conjunto PET são a produção do material PET 34%, seguido pela reciclagem do alumínio e produção dos adesivos, ambos representando 21%.

No **Material Particulado (PM)** o conjunto GLA apresenta maior impacto que o PET com diferença de 38% entre os produtos. A produção do papel no conjunto GLA contribui para 53% do impacto, seguido pelo consumo de eletricidade da matriz brasileira, com 11%. A produção do PET representou 26% do impacto no conjunto PET e a eletricidade da matriz brasileira, 18%. Para a categoria de **Formação de Ozônio Fotoquímico (POF)** o conjunto GLA apresentou maiores impactos ambientais que o PET, com uma diferença de 18%. A produção do papel representou 26% do impacto no conjunto GLA, seguido do transporte oceânico, com 23%, e a produção do polipropileno, 15%. O transporte oceânico das matérias-primas representou 24% do impacto no conjunto PET, seguido pela produção do material PET, com 19% e a produção do polipropileno, com 18%.

Na **Demanda de Energia Não-renovável Acumulada (CED)** observou-se que o conjunto PET apresentou maior impacto, com uma diferença de 6%. Verificou-se que o consumo de eletricidade de fonte nuclear do conjunto GLA foi maior, com uma diferença de 12%. A CED total, nuclear e fóssil, demonstrou serem as maiores contribuições provenientes das fontes fósseis em relação à nuclear. A CED fóssil do conjunto GLA foi de 0,226 MJ. A produção do polipropileno contribuiu com 44% da CED para o conjunto GLA, seguido da produção do papel, com 22%. A CED fóssil do conjunto PET foi de 0,241 MJ. A produção do polipropileno contribuiu com 41% da CED, seguida da produção do material PET, representando 31% do total. Os processos de maior impacto para energia nuclear do conjunto GLA foram a produção do papel, 32%, e a produção do polipropileno, 30%, enquanto para o PET foram a produção do polipropileno, com 34%, a produção do material PET, com 25%, e a eletricidade da matriz brasileira, 21%.

A avaliação comparativa entre as categorias de impacto demonstrou um percentual maior para o conjunto de 1 rótulo e 1 contrarrótulo de *line*r Glassine em todas as categorias, exceto para ecotoxicidade de água doce e demanda energética fóssil (CED. NR. f) conforme Tabela 15.

Tabela 15: Impacto total das categorias de impacto para 1 rótulo e 1 contrarrótulo com material autoadesivo com *liner* Glassine e 1 rótulo e 1 contrarrótulo com material autoadesivo com *liner* PET.

CATEGORIA DE IMPACTO	UNIDADE	MATERIAL AUTOADESIVO	
		Glassine (1R*+1CR**)	PET (1R+1CR)
Mudança Climática (GWP)	kg CO_2 eq	0,0153	0,013
Depleção de Ozônio (OD)	kg CFC-11 eq	9,48E-10	8,38E-10
Toxicidade Humana (cancerígenos) (HTc)	CTUh	6,35E-10	6,03E-10
Toxicidade Humana (não cancerígenos) (HTn.c.)	CTUh	5,30E-09	3,94E-09
Radiação Ionizante (Saúde Humana) (IRhh)	kBq U235 eq	0,0015	0,0011
Radiação Ionizante (Ecossistema) (IRe)	CTUe	4,07E-09	3,06E-09
Acidificação (AP)	molc H+ eq	0,00011	9,00E-05
Eutrofização Terrestre (EPt)	molc N eq	0,00023	0,00018
Eutrofização Aquática (EPa)	kg P eq	3,75E-06	2,68E-06
Eutrofização Marinha (Epm)	kg N eq	2,47E-05	1,93E-05
Ecotoxicidade Aquática (ET)	CTUe	0,1117	0,129
Uso do Solo (LU)	kg C deficit	0,0515	0,014
Depleção de Recursos Hídricos (WD)	m^3 water eq	0,0124	0,0083
Depleção de Recursos Minerais, Fósseis e Renov. (RD)	kg Sb eq	7,49E-07	5,98E-07
Material Particulado (MP)	kg PM2.5 eq	1,34E-05	8,38E-06
Formação de Ozônio Fotoquímico (POF)	kg NMVOC eq	6,99E-05	5,75E-05
Demanda Energética (Fóssil e Nuclear) (CED)	MJ	0,246	0,259

* Rótulo de material Autoadesivo

** Contrarrótulo de material Autoadesivo

Discussão

O Inventário de ciclo de vida demonstrou que aproximadamente 49% da bobina com *liner* PET e 47% da bobina com *liner* Glassine estão sendo destinadas para resíduo em alguma etapa da cadeia produtiva. Este fato corrobora com a informação de Barbosa (2009), que cita os resíduos gerados por aparas de produção, sobras de substratos, impressos ou não, durante a impressão ou acabamento como os principais contribuintes na geração de resíduos. Estas informações podem auxiliar na elaboração de programas de melhoria de eficiência e redução de resíduos. Em alguns casos, os resíduos gerados não podem ser reciclados, e são encaminhados para aterro industrial ocasionando impactos ambientais na sua fabricação, uso, transporte e tratamento.

Os consumos de água e energia também demonstraram alguns de seus impactos associados à cadeia de produtos para o conjunto de Rótulo e Contrarrótulo Glassine e PET e estão principalmente ligados aos processos de revelação da chapa e processos de lavagem dos sistemas de impressão, a exemplo das telas de serigrafia, como afirmou Matuchevski (2007). Desta forma, a execução de atividades que venham a embasar a melhoria dos processos pode ser destacada inicialmente como baseada em seus inventários. Nas avaliações foi observado que a energia foi um fator importante e que pode contribuir significativamente no impacto ambiental dos produtos finais, podendo assim, de alguma forma passar por atividades de avaliação para otimização através de projetos que envolvam eficiência energética. A busca por fontes energéticas mais limpas também se destaca como uma forma de melhoria dos aspectos ambientais. O transporte dos insumos também pode ser destacado como um importante ponto de avaliação para melhoria nos processos, através de estudos de logística para auxiliar na

estruturação de uma rede extra de fornecedores, com distâncias e modais de transportes mais eficientes. A verificação dos resíduos durante a fase de inventários na empresa demonstrou uma elevada geração, os quais devem passar por monitoramento contínuo nos processos, visando criar um banco de dados com o balanço de massa dos materiais. A busca por processos de impressão e revisão mais eficientes e que visem reduzir os resíduos gerados também contribui de forma significativa para a redução dos desperdícios.

Considerações Finais

Pode-se concluir que um conjunto de 1 rótulo e 1 contrarrótulo de MA com *liner* Glassine apresentou uma tendência de maior impacto ambiental na maioria das categorias (15 das 16) verificadas do que um conjunto com *liner* PET. A cadeia de produção da bobina Glassine é mais impactante do que a do PET e um dos responsáveis é a maior massa da bobina Glassine, resultando em maior impacto ambiental no transporte e maior massa de resíduos para tratamento. Os principais impactos identificados estão ligados principalmente à cadeia fornecedora de matérias primas (MA, tintas e verniz) e durante as fases de produção das bobinas de MA, tanto para o *liner* Glassine, quanto para o MA com *liner* PET.

O trabalho permitiu a visão integrada dos processos e levantamento de pontos-chaves para investigações posteriores, como por exemplo, o consumo de água para implementação de processos de reuso. Além disso, a geração de um banco de dados de processo para a empresa permite a utilização destas informações em futuros projetos. O estudo identificou as principais necessidades de melhorias e otimizações de processos as quais vem sendo colocadas em prática pela empresa conforme seu planejamento interno. Consequentemente, os resultados da ACV permitirão a escolha de insumos e tecnologias de menor impacto ambiental conforme as definições estratégicas da empresa.

Agradecimentos

Departamento Nacional do SENAI (SENAI DN), Departamento Regional do SENAI (SENAI DR) e Baumgarten Gráfica LTDA.

Referências Bibliográficas

ABIGRAF, 2009. Estudo Setorial da Indústria Gráfica no Brasil. São Paulo: Abigraf.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009). NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Brasil.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009). NBR ISO 14044: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

BARBOSA, D. de O. Guia técnico ambiental da indústria gráfica [2. Ed]. (2009). São Paulo: CETESB: SINDIGRAF. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/Tecnologia/produção_limpa/documentos.asp.

MATUCHEVSKI, Karine. (2007). Desempenho ambiental: estudo de caso em uma indústria gráfica. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Disponível em: http://cascavel.ufsm.br/tede/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=1701

SHERER, M. D. (2015) Avaliação do ciclo de vida (ACV) da produção de biodiesel de microalgas cultivadas em fotobiorreatores compactos industriais. 163 f. Tese (Doutorado) – Pós-Graduação em Engenharia e Ciência de Materiais - Universidade Federal do Paraná – Curitiba, 2015. Disponível em: http://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/39931/R%20-%20T%20-%20MARIS A%20DANIELE%20SCHERER.pdf? sequence=2&isAllowed=y .

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Gestão do Ciclo de Vida na concepção de novos produtos

Thais Guerra Braga[1], Céline Desaindes[2]

[1]*Universidade Federal de Uberlândia, thais.guerra@gmail.com*
[2]*Centre de Recherche Hutchinson*

Resumo. *Em um cenário econômico cada vez mais competitivo, empresas que desenvolvem novos produtos devem buscar fatores, além dos tradicionais qualidade e preço, para determinar o sucesso dos produtos e a competitividade no mercado. O conceito de sustentabilidade surge como um aspecto adicional para a diferenciação entre as empresas, e a Avaliação do Ciclo de Vida é uma de suas ferramentas, a qual aponta os impactos ambientais dos produtos em estudo e oferece uma visão das possíveis melhorias sustentáveis em um processo. O presente trabalho tem como objetivo mostrar aspectos da Gestão de Ciclo de Vida conduzida durante o desenvolvimento de um novo produto de uso aeroespacial realizada no Centro de Pesquisa e Inovação da Hutchinson, França. Os aspectos a serem tratados são relativos aos fatores gerenciais e organizacionais necessários para a boa realização de uma Análise de Ciclo de Vida, ao posicionamento da empresa no cenário mundial em relação à sustentabilidade, à repercussão no processo produtivo das melhorias preconizadas no estudo para redução dos impactos ambientais do produto, e por fim, à difusão interna e externa dos resultados obtidos.*

Palavras-chave. *Gestão de ciclo de vida, Ecodesign, sustentabilidade*

Introdução

No contexto da concepção de um novo produto, a Avaliação de Ciclo de Vida pode fornecer a um grupo de projetos uma visão de longo prazo sobre os impactos ambientais potenciais desde a produção até o fim de vida de tal produto. É possível também comparar matérias primas e processos mais impactantes e propor as medidas mais adequadas dos pontos de vista ambiental e econômico para a minimização dos impactos calculados (Rissato, 2012). Essas práticas são definidas pelo conceito de Ecodesign, prática orientada à criação de produtos e processos eco-eficientes, aliando respeito aos objetivos ambientais, de saúde e segurança, durante todo o ciclo de vida dos produtos (Fiksel, 1996)

Empresas de diversos ramos vem reconhecendo a importância da responsabilidade ambiental para seu sucesso e crescimento em uma atmosfera cada vez mais competitiva, e o Ecodesign é uma ferramenta largamente implementada. Ela é vista como uma meta estratégica em grandes empresas, uma vez que possibilita a integração entre minimização dos danos ao meio ambiente, ganho em eficiência e lucratividade, otimização de processos e parcerias, gerando resultados positivos na competitividade com concorrentes e na credibilidade com os clientes.

Renó *et al*. (2010) mostra que mesmo que muitas empresas estejam conscientes de sua responsabilidade ambiental e disposta a implementar projetos ambientais, elas enfrentam alguns desafios como a necessidade de pessoas qualificadas e de uma organização empresarial que favoreça a realização de gerenciamento ambiental. Outra dificuldade citada pelo autor é a complexidade dos fenômenos naturais e de obtenção de dados confiáveis.

O objetivo deste trabalho é mostrar a Gestão do Ciclo de Vida realizada como ferramenta para o Ecodesign de um novo produto em desenvolvimento no Centro de Pesquisas da Hutchinson – Montargis, França. O produto, bem como suas etapas de produção e matérias primas não serão tratados no presente artigo visto à natureza sigilosa de sua concepção. Os valores dos impactos ambientais obtidos via Análise de Ciclo de Vida também não serão mostrados pelo mesmo motivo. Isso posto, será tratado nesse artigo como foi a realizada a Gestão do Ciclo de Vida em uma grande empresa, os fatores gerenciais e organizacionais necessários para a boa realização de uma Análise de Ciclo de Vida, o posicionamento da empresa no cenário mundial em relação à sustentabilidade e seus objetivos com o estudo, o desenvolvimento do projeto, a repercussão no processo produtivo das melhorias

preconizadas no estudo para redução dos impactos ambientais do produto, as dificuldades encaradas para sua condução e como foram superadas, e por fim, a difusão interna e externa dos resultados obtidos.

Definição dos objetivos e estudo

Além do objetivo principal de conhecer e tentar minimizar os impactos ambientais do produto em estudo, a realização deste trabalho de pesquisa também foi motivada por outros dois questionamentos: Como a Avaliação do Ciclo de Vida pode ser utilizada como uma ferramenta importante para a tomada de decisões em empresas? Existem outros ganhos com a sua realização além da diminuição dos impactos ambientais do produto? Deste modo dois outros objetivos foram delineados: a obtenção de pistas de melhorias no processo produtivo e o ganho de competitividade do produto.

Com o objetivo de obter pistas de melhorias no processo produtivo, foi desenvolvida uma Avaliação do Ciclo de Vida do tipo cradle-to-gate, englobando todas as etapas do processo desde o uso de matérias primas até a saída do produto final da usina, seguindo as normativas e etapas da ISO14040. Para o Inventário de Ciclo de Vida foram coletados dados na planta piloto de produção, em bases de dados como a EcoInvent 2.2, patentes e pesquisa com fabricantes.

Já com objetivo de ganho de competividade do produto, foram desenvolvidas duas Avaliações de Ciclo de Vida comparativas: a primeira comparando o produto em estudo com um tradicionalmente utilizado para a mesma função, e a segunda comparando com produtos similares de 2 empresas concorrentes, através de dados obtidos nas Fichas Ambientais do Produto, que são documentos de difusão externa ao público. Estes estudos comparativos foram realizados para um mesmo fluxo de referência e mesma unidade funcional, previamente definidos e abordando as mesmas etapas do ciclo de vida. Para o primeiro estudo, foi desenvolvido uma Análise de Ciclo de Vida que contempla as etapas de uso de matérias primas até a utilização do produto.

A exigências relativas à qualidade dos dados inclui fatores temporais e geográficos. Em relação ao tempo, os dados coletados na planta são representativos da situação atual do ano de 2015. Em relação aos fatores geográficos o presente estudo é representativo para produção na França, o que inclui o transporte de matérias primas até o país e o uso de energia nuclear.

Inventario de Ciclo de Vida

Como a Avaliação do Ciclo de Vida é um estudo minucioso no qual devem ser contabilizados todas matérias primas, fontes de energia, de emissões e de dejetos, faz-se primordial o trabalho em equipe, que contemple operários, pesquisadores, engenheiros para o sucesso do projeto. Toda a equipe deve estar ciente da importância de serem obtidos dados de qualidade e quantidade para o bom resultado final, e assim, alinhada para o fornecimento de informações.

Fez-se também necessário em alguns momentos a colaboração dos fornecedores de matérias primas para compartilhar dados para o Inventário do Ciclo de Vida. No presente estudo foi realizado um intercâmbio em que os fornecedores disponibilizaram dados sobre seus produtos em retorno de receberem dados dos impactos de ciclo de vida de seus produtos. Eles foram igualmente informados de como seus produtos estavam influenciando os resultados dos impactos ambientais do produto em estudo. Foi observado assim, uma relação benéfica para ambos os lados e que colaborou para a precisão dos dados utilizados.

Avaliação dos Impactos de Ciclo de Vida

Para o presente estudo, foram escolhidos 10 categorias e métodos de cálculo de Impactos de Ciclo de Vida, os quais são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Lista dos impactos e métodos de impactos utilizados no estudo.

Categoria	Impacto	Unidade	Método
Poluição e qualidade do ecossistema	Mudança climática	g eq. CO2	IMPACT2002+ - Climate Change-Global Warming
	Esgotamento da camada de ozónio	g. eq. CFC-11	WMO-Depletion of the ozone layer (average)
	Radiações ionizantes	Bq eq. C14	IMPACT2002++ - Human Health-Ionizing Radiations
	Oxidação fotoquímica	g eq. ethylene	CML 3.9-Photochemical oxidation (high NOx)
	Acidificação do ar	g eq. SO2	CML 3.9-Air acidification
	Eutrofização	g eq. PO4	CML 3.9-Eutrophication
Riscos	Toxicidade humana	unit	USEtox – Human toxicity – 2010 (Fresh water)
	Ecotoxicidade	unit	USEtox – Eco toxicity - 2010 (Fresh water)
	Efeitos respiratórios	g. eq. PM2.5	IMPACT2002+ - Human Health-Respiratory Effects (Inorganic)
Consumo de recursos naturais	Esgotamento dos recursos abióticos (não fóssil)	kg eq. Sb	CML 3.9-Depletion of abiotic resources
	Esgotamento dos recursos abióticos fóssil)	MJ	CML 3.9- Abiotic Depletion Potential (fossil fuels)

Interpretação dos resultados dos impactos de Ciclo de Vida

A partir dos cálculos realizados no software de Avaliação do Ciclo de Vida pode-se observar que a formulação do produto é a etapa mais impactante, resultado que traz a possibilidade de busca de melhorias e mudanças. Para isso foram feitas análises de cenário com novos produtos bases, por exemplo trocando alguns produtos químicos por produtos de origem natural, e comparando se há uma redução significativa dos impactos e ponderando fatores como preço de custo e disponibilidade. Para os países europeus, carentes de matérias primas naturais, o transporte das mesmas de outros países como o Brasil gera um significativo aumento nos impactos ambientais que deve ser considerado na tomada de decisões.

Foi observado que para as mudanças propostas para diminuição dos impactos ambientais serem realmente consideradas, há que ser feito também um estudo de adequação à formulação e ao processo produtivo, ou seja, a nova matéria prima deve ser capaz de gerar o mesmo produto final com as mesmas características e propriedades. Além disso devem ser realizados estudos de custo e viabilidade financeira, ponderando a razão entre diminuição dos impactos e aumento de custo de produção.

Durante a análise dos resultados dos Impactos de Ciclo de Vida foi também observada a influência da base energética utilizada, que no caso francês é majoritariamente nuclear. Esse tipo de energia emite radiações ionizantes que são muito impactantes e perigosas. Sendo assim, estudos de diminuição de consumo de energia foram feitos em vista de diminuição de custos, mas também de redução do impacto citado.

Essas análises e propostas de melhorias foram de grande importância no estágio de preparo para a industrialização. Nota-se a diferença de realização de uma Avaliação do Ciclo de Vida na fase de desenvolvimento em centros de pesquisas e na fase de produção em industrias. Enquanto em desenvolvimento, melhorias podem ser propostas e testadas sem impactar a estrutura de produção, como ocorreria em uma fábrica. Além disso, os operários e pesquisadores ligados ao desenvolvimento de um produto já estão condicionados a prestar maior atenção ao processo e produto, e assim as mudanças são melhor analisadas do que na atmosfera de pressão industrial.

Para o estudo comparativo feito com um material tradicionalmente utilizado para a mesma função, foi obtida redução significativa dos Impactos de Ciclo de Vida após 4 anos de uso quando empregado o produto sob estudo. Produtos de maior tecnologia tem maior valor agregado, o que reflete em maiores custos para o consumidor, deste modo faz se importante buscar fatores que justifiquem o maior investimento e os aspectos de sustentabilidade tem contribuído para isso, sendo mais um fator de decisão na compra de produtos.

Já para o segundo estudo comparativo feito entre 2 concorrentes que produzem o mesmo produto, observou-se menores impactos para o produto em estudo produzido pela Hutchinson na maioria de classes de impactos estudados. A diferença de impactos é devida ao fato de cada produto ter uma formulação diferente e consequentemente processos produtivos diferentes.

Segundo Echegary (2005), a maior parte dos consumidores declaram interessar-se em adquirir produtos que não prejudiquem o meio ambiente. Em consequência, a correta divulgação de resultados comparativos, discreta e que respeite os princípios de ética, favorece a competitividade do produto em uma atmosfera que valoriza empresas que visam o respeito ao meio ambiente. No caso do produto em estudo, por ser destinado principalmente às indústrias como matéria prima e não ao público final, o ganho de competitividade é ainda maior, pois estas estão igualmente preocupadas em mostrar ao consumidor seus esforços de redução de impactos ambientais. É de primordial importância a ação em cadeia entre fabricantes para que o consumidor final tenha dados reais e confiáveis dos impactos dos produtos que utiliza e compra.

Nesse aspecto mostra-se de grande importância a confecção e difusão de documentos, chamados Fichas Ambientais do Produto. A difusão interna desta pesquisa foi realizada para sensibilizar os funcionários do Centro de Pesquisas da Hutchinson sobre a responsabilidade ambiental da empresa e estimular para que novos projetos nesse tocante sejam desenvolvidos. A difusão externa dos resultados da Avaliação do Ciclo de Vida será feita para o produto industrializado e destinada a fabricantes que o utilizam como matéria prima.

Durante a realização desta Avaliação do Ciclo de Vida foram desenvolvidas algumas análises de cenário e de sensibilidade. As análises de sensibilidade são importantes para o scale up do produto, quando o mesmo será produzido em maiores tamanhos e quantidades, e em maquinários maiores e que consomem mais energia. Deste modo, é possível se fazer uma previsão do aumento dos impactos ambientais do produto industrializado e fazer opções que serão testadas em análises de cenário. As análises de cenário são importantes instrumentos de melhorias no processo, pois nelas são analisados e comparados diferentes matérias primas e processos para a manufatura do produto.

Conclusão

Durante a realização da pesquisa de Avaliação de Ciclo de Vida descrita neste artigo observou-se como é possível e tangível produzir manufaturas mais sustentáveis e menos impactantes ao meio ambiente.

Conclui-se que é necessário em um primeiro tempo o comprometimento da empresa e a sua postura ambiental que sustentem o desenvolvimento de pesquisas como esta. Além disso, a empresa deve considerar a Avaliação do Ciclo de Vida como um fator de diferenciação em mercados competitivos e como uma ferramenta estratégica, pelo fato do Ecodesign aliar fatores como lucratividade e melhorias no processo. Partindo dessa decisão gerencial da empresa, um trabalho de Avaliação do Ciclo de Vida ganha credibilidade e pode ser tocado com uma boa equipe, uma vez que devido à confiança são feitos investimentos e dedicado o tempo necessário à pesquisa.

Durante a realização desta pesquisa foram observados alguns fatores gerenciais decisivos para o sucesso desta Avaliação do Ciclo de Vida. Entre eles destaca-se o trabalho em equipe onde todos conheçam e entendam os objetivos do projeto e como sua colaboração influencia os bons resultados finais. Outro fator importante é a

colaboração entre fornecedores e fabricantes para que a troca de informações aumente a precisão dos dados e a amplitude do estudo em cadeia.

Em relação aos questionamentos iniciais se uma Avaliação do Ciclo de Vida é importante para a tomada de decisões em empresas e se existem outros resultados, conclui-se que sim. O presente trabalho mostra como a Avaliação do Ciclo de Vida, especialmente quando realizada na fase de desenvolvimento do produto é importante na tomada de decisões quanto a mudanças de matérias primas ou processos via análises de cenário, e de suporte para a industrialização. Além de decisões estratégicas, foi possível obter dados para aumentar a competividade do produto seja em relação a produtos tradicionais e de menor custo, seja em comparação aos concorrentes.

Esses resultados obtidos demonstram como estudos de responsabilidade ambiental geram resultados positivos para empresas, e que mais empresas devem se engajar nesse movimento sustentável.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado durante um intercâmbio Brafitec cedido pela CAPES em cooperação entre a Universidade Federal de Uberlândia e a École Nationale Supérieure de Chimie, Biologie et Physique. Desta forma agradecemos as 3 instituições já citadas, e o Centro de Pesquisa da Hutchinson que possibilitou a realização desta pesquisa.

Referências bibliográficas

FIKSEL, J. (1996) Design for environment: creating eco-efficient products and processes. McGraw-Hill: New York.

ECHEGARAY, F. (205). Instituto Akatu, Pesquisa 1005: Responsabilidade Social das Empresas – Percepção do Consumidor Brasileiro. Instituto Akatu. São Paulo.

RENO, G.W.S.; ZAGO, J.E.; OMETTO, A.R. (2010) Ecodesigen – As estratégias de projeto de produtos sustentáveis e os passos que as empresas devem seguir para sua implantação. *II Congresso Brasileiro em Gestão de Ciclo de Vida de Produtos e Serviços.* pp 229-234.

RISSATO, L.B. (2012) Análise de ciclo de vida em uma empresa do setor petroquímico. (Monografia de Graduação) USP, São Carlos.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STARDARDIZATION 92201) Environmental management – Life cycle assessment: Principles and framework.

Parâmetros para estimativa de emissões decorrentes de mudança de uso da terra para inventários de ciclo de vida de produtos agropecuários

Renan Milagres L. Novaes[1], Ricardo Antônio A. Pazianotto[1], Alfredo José B. Luiz[1], André May[2], Danilo F. Bento[1], Fernando Rodrigues T. Dias[3], Marília Ieda da S. Folegatti Matsuura[1]*

[1]Embrapa Meio Ambiente,
[2]Embrapa Milho e Sorgo
[3]Embrapa Pantanal
**renan.milagres@embrapa.br*

Resumo. *Emissões decorrentes da mudança de uso da terra (MUT) relacionada à atividade agropecuária podem ter efeitos significativos em estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) de seus produtos. No entanto, entre as diversas metodologias e estimativas existentes para o Brasil, não foram encontrados até o momento dados de emissões detalhados no nível subnacional e para o período de 20 anos para muitos dos principais produtos brasileiros. Este trabalho teve como objetivo a definição e validação de fontes de dados e suas formas de tratamento para subsidiar a construção de um método que possa preencher essa lacuna. Ao fim, esse método poderá permitir a estimativa de emissões de CO2 derivadas de MUT, para os principais produtos brasileiros, em nível estadual e para o referido período, para utilização em ICV e ACV de produtos agropecuários. As definições e validações foram feitas através de revisão bibliográfica e consulta a 26 especialistas. Os usos da terra e produtos focados foram: lavouras temporárias, lavouras permanentes, cana-de-açúcar (considerada como semi-perene), silvicultura e pastagens plantadas. As principais dificuldades encontradas para a definição dos parâmetros foram: a carência de dados de uso da terra em séries temporais contínuas e abrangendo o período de 20 anos; a carência de dados discriminados por estado; a complexidade para tratamento e conciliação de dados com origem em diferentes bases, para estabelecimento dos usos da terra concorrentes entre si, e para a determinação, em escala comparável, das categorias de clima, solo e vegetação para cada estado; e a necessidade de estabelecimento de um modelo único para produtos e culturas com diferentes características. Foi possível a definição de todos os parâmetros relatados de forma que estivessem em concordância com premissas das orientações do IPCC e de publicações especializadas em ACV de produtos agropecuários.*

Palavras-chave. *MUT, soja, cana, milho, pecuária, dinâmica agrícola.*

Introdução

Mudança de uso da terra (MUT) pode ser definida como a mudança no propósito para o qual a terra é utilizada pelo homem (por exemplo, entre uso agrícola e pastagens ou florestas e uso industrial; BSI, 2011). A expansão da área utilizada para fins agropecuários pode levar ao sequestro ou emissão de gases de efeito estufa (GEE) devido a alterações no estoque de carbono da biomassa e da matéria orgânica do solo. A dimensão dessas alterações pode ser grande e emissões decorrentes de MUT relacionada à atividade agropecuária podem ter efeitos significativos em resultados de avaliação de ciclo de vida (ACV) de seus produtos (CASTANHEIRA e FREIRE, 2013). Devido à grande dimensão e heterogeneidade do território brasileiro, estimativas de emissões de GEE regionalizadas e aplicáveis à diversidade de produtos agropecuários brasileiros são necessárias para subsidiar a crescente demanda por desenvolvimento de inventários de ciclo de vida (ICV) regionalizados e específicos para estes produtos. Não há ainda uma metodologia consensual para estas estimativas (PONSIOEN e BLONK, 2012), mas orientações do IPCC (2006) e BSI (2011) têm sido comumente utilizadas. Entre essas, estão um período de amortização de 20 anos e o desejável refinamento espacial de parâmetros e estimativas. Diversos estudos focados na avaliação de emissões de GEE derivadas de MUT estão disponíveis, no entanto usualmente baseiam-se em parâmetros e reportam emissões apenas em nível nacional (p.ex.: PONSIOEN e BLONK, 2012; NEMECEK *et al.,* 2014) ou de forma recortada no tempo e no espaço (p.ex.: ADAMI *et al.,*

2012; MORTON *et al.,* 2012). Não foram encontrados resultados ou abordagens que possibilitem estas estimativas em nível subnacional, para o período de 20 anos e aplicável à gama de produtos agropecuários brasileiros. O objetivo deste trabalho foi a definição e validação de fontes de dados e seus tratamentos para contribuir para suprir essa lacuna, mais especificamente de dados de evolução da área de uso agropecuário da terra e da ocorrência dos diferentes tipos de clima, solo e vegetação, ambos no nível detalhado acima. Os resultados deste trabalho serão usados como métodos para outro estudo, que trata de um modelo de estimativas de emissões de CO2 decorrentes de MUT relacionada a atividades agropecuárias. Este último vem sendo conduzido na Embrapa Meio Ambiente, mas ainda em fase de desenvolvimento e está além do escopo desse artigo.

Métodos

Para a obtenção das fontes de dados e seu tratamento adequado, foi feita uma extensa revisão da literatura e de bancos de dados nacionais e internacionais e consulta a 26 especialistas em pesquisa e desenvolvimento de diferentes áreas do setor agropecuário. Buscou-se dados de cinco tipos de uso da terra: lavouras temporárias, lavouras permanentes (ambas discriminadas por tipo de lavoura), cana-de-açúcar (considerada como uma lavoura semi-perene), pastagens e silvicultura. O intervalo de 20 anos considerado foi de 1994 (T0) a 2013 (T1) e o nível subnacional adotado foi o nível estadual, ambos devidos à disponibilidade de dados. Compilação, comparações exploratórias e validação das diferentes fontes de dados e seus tratamentos foram feitas para a definição das que melhor representariam a realidade e atenderiam ao objetivo proposto. As possibilidades de tratamentos dos dados foram discutidas e validadas com base em consulta aos especialistas.

Resultados

A maior dificuldade enfrentada foi a obtenção de dados estatísticos de uso agropecuário do solo em nível estadual, discriminados por tipo de lavoura e para pastagens e silvicultura e disponíveis para o intervalo de 20 anos selecionado. A maioria dos estudos sobre produtos brasileiros se baseia na base de dados da FAO (faostat3.fao.org) que atende apenas às duas últimas premissas. Além disso, buscou-se dados que fossem disponibilizados de forma regular e pública e que não fossem superpostos um ao outro. As fontes de dados selecionadas estão detalhadas na Tabela 1, com um resumo sobre seu tratamento.

Tabela 1: Fontes de dados de uso da terra selecionadas e resumo sobre tratamentos realizados

Uso da terra	Fonte de dados utilizadas	Resumos de tratamentos realizados
Lavouras temporárias	PAM/IBGE e Séries Históricas CONAB	Separação das lavouras entre verão e inverno e entre primeira e segunda safra; combinação de dados da CONAB e IBGE para cálculo da segunda safra de milho e feijão; extrapolação da média da área de segunda safra do IBGE para amendoim e batata para os anos de 1993 a 1995.
Lavouras permanentes	PAM/IBGE	Eliminação da dupla contagem de café
Cana-de-açúcar	PAM/IBGE	Nenhum tratamento
Pastagens plantadas	Censo e PPM/IBGE	Combinação dos dados para extrapolação da área de pastagens do tempo T1
Silvicultura	Censo/IBGE e Anuários IBÁ	Combinação dos dados das diferentes fontes para obtenção dos tempos T0 e T1

Os dados de área ocupada por 31 lavouras temporárias e 33 permanentes foram extraídos da pesquisa "Produção Agrícola Mensal" (PAM) do Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (IBGE; disponível em

sidra.ibge.gov.br), onde já estão discriminadas por lavoura e por estado. Os valores de área estimados para o Brasil estão detalhados na Tabela 2. Os seguintes tratamentos foram definidos para adequar os dados para a necessidade do método. Definiu-se que para lavouras temporárias serão utilizados os dados de "Área colhida" e para lavouras permanentes os de "Área destinada a colheita", por serem os dados que melhor refletem a ocupação da terra pelas lavouras. Os dados disponíveis de "Área plantada" são menos adequados pois referem-se apenas às lavouras semeadas ou plantadas naquele ano e deixa de contabilizar por exemplo a área ocupada por cana-de-açúcar nos anos de soca. Já no caso de lavouras permanentes, os dados de "Área colhida" são menos adequados pois deixam de contabilizar as áreas ocupadas por fruteiras que não frutificaram aquele ano.

Mesmo com esses cuidados, a área total ocupada por lavouras provavelmente é um pouco maior que área contabilizada, pois cultivos não destinados à colheita ou não colhidos em certo ano podem não ser contabilizados. Para minimizar esse efeito e as flutuações anuais no perfil produtivo, o próximo tratamento definido foi a obtenção de dados de área através das médias dos três anos que envolvem o tempo desejado. Portanto, para obtenção dos dados para o tempo zero (T0 = 1994) e um (T1 = 2013), foram usadas as médias dos anos 1993 a 1995 e 2012 a 2014, respectivamente. A seleção dos anos de T0 e T1 foram definidas em função do ano mais recente com dados disponíveis ser 2014. Apenas duas lavouras não possuem dados para todo o período e tiveram o seguinte tratamento. Para o girassol, cujos dados estão disponíveis apenas a partir de 2005, considerou-se que apresentava área colhida nula no tempo T0. Para o palmito, estão disponíveis dados a partir de 1994 e para a obtenção da área do tempo T0 utilizou-se a média dos anos 1994 e 1995. Além disso, para o café, os dados considerados foram apenas aqueles referentes a 'Café (em grão) Total', excluindo-se os dados discriminados por espécie.

Tabela 2: Área estimada para os usos da terra agropecuários para os tempos T0, T1 e a diferença entre eles para o Brasil, após tratamentos dos dados brutos

Uso da terra	**Área estimada para o Brasil (mil ha)**		
	T0 (1994)	T1 (2013)	T1 – T0
Cana-de-açúcar	4.256	10.112	5.856
Lavouras temporárias de primeira safra	32.250	40.684	8.434
Lavouras temporárias de inverno, segunda e terceira safras	7.152	14.636	7.483
Lavouras permanentes	6.068	6.017	-51
Pastagens plantadas	99.652	106.111	6.459
Silvicultura	5.396	7.001	1.770
Total uso da terra*	147.622	169.925	22.468

* (não inclui área em segunda ou terceiras safras; para detalhes ver 'Resultados')

Outro tratamento necessário foi a separação das lavouras temporárias entre aquelas tipicamente cultivadas na safra de verão ou primeira safra (meses de setembro a março) e aquelas cultivadas na safra de inverno, período seco ou na forma de segunda ou terceira safras (meses de abril a agosto). Essa separação foi necessária para evitar a dupla contagem de área física ocupada por lavouras temporárias. O exemplo a seguir ilustra a questão: se em uma área de 100 ha temos o cultivo de soja em primeira safra e milho como segunda safra, no IBGE teríamos 100 ha colhidos de soja e 100 ha colhidos de milho, totalizando 200 ha colhidos em uma área territorial de 100 ha. Nesse caso, portanto, o uso da terra "Lavouras temporárias" ocupa efetivamente apenas 100 ha e a consideração de ambas as áreas colhidas levaria a uma dupla contagem e super estimativa da área efetivamente ocupada por esse uso da terra. Para contornar esse problema, utilizamos apenas dados de área de lavouras de safra de verão ou primeira safra, por ser a maior das safras em área. Com isso, assumimos portanto como premissa que toda a área de segunda safra ou safra de inverno é cultivada na mesma área e subsequente ao cultivo da primeira safra.

O IBGE disponibiliza dados segregados por safras para as culturas de milho, feijão, amendoim e batata, mas apenas a partir de 2003 (sidra.ibge.gov.br). Para estimativa das áreas ocupadas em segunda safra por estas lavouras no período de 1993 a 1995 dois procedimentos foram adotados. Para amendoim e batata, verificou-se que a representatividade de cada safra na área total desde 2003 variou relativamente pouco ao longo dos anos. Tendo em vista a área relativamente pequena ocupada pelas duas culturas, para estimativa da área no tempo T0, foi calculada a média de participação das diferentes safras e multiplicamos pelos dados de área total de amendoim e batata que estão disponíveis para o T0. As médias de participação das segundas safras foram: 78% para o amendoim e 50% para a batata.

Com relação a milho e feijão, houve uma grande alteração nessa representatividade das safras, com gradual aumento da participação relativa da segunda safra na área total de ambas as culturas. Para estimar a área de segunda safra destas, recorremos aos dados de séries históricas disponibilizados pela Companhia Nacional de Abastecimento (conab.gov.br). A Conab disponibiliza dados de área de segunda e terceira safras de milho e feijão desde 1976, porém adotam metodologia de pesquisa diferente do IBGE. Para evitar ao máximo a combinação de diferentes bases de dados, optamos por utilizar os dados da Conab apenas para calcular a representatividade de cada safra na área total para cada ano. As porcentagens assim obtidas foram então multiplicadas pelos valores de área total disponibilizados pelo IBGE para os anos de 1993 a 1995, resultando na estimativa usada para as áreas de primeira, segunda e terceira safra. Como os dados da Conab estão disponibilizados para o ano-safra, o ano civil considerado foi aquele da colheita, ou seja, a porcentagem obtida para o ano-safra 1992/1993 foi usada para o cálculo de áreas referentes ao ano civil de 1993 do IBGE.

Sete culturas foram consideradas como sendo completamente cultivadas na safra de inverno: trigo, aveia, centeio, cevada, triticale, sorgo e girassol. As cinco primeiras são culturas tipicamente de inverno (CONAB, 2015) e as duas últimas têm sido tipicamente plantadas em segunda safra (CAPONE *et al.,* 2012; MENEZES, 2015). Uma cultura, o algodão herbáceo, foi tratada diferentemente de acordo com a região do Brasil. No nordeste ele foi considerado como uma cultura de verão, enquanto no restante do Brasil, por ser predominantemente cultivado em segunda safra (BELTRÃO e AZEVEDO, 2008), foi considerado como tal. Com esses tratamentos e considerações, obtivemos a área de lavouras temporárias de inverno ou em segunda e terceiras safras (Tabela 2).

Dada a grande dinâmica da agricultura brasileira e a grande variação regional, há situações que fogem a essas premissas, por exemplo, trigo irrigado, sorgo e algodão têm sido cultivados como primeira safra em algumas regiões do Brasil, assim como espécies que consideramos como apenas de primeira safra têm sido cultivadas em sistemas irrigados como segunda safra, como cebola, tomate e alho. No entanto, estes dados não estão disponíveis. Assumimos portanto que estas situações ocupam uma área muito pequena relativamente à área agrícola do Brasil e que estas simplificações refletem em grande grau a situação mais comum no Brasil.

Dados oficiais em nível de estado da área ocupada por pastagens plantadas e por espécies silvícolas no Brasil estão disponíveis apenas na pesquisa Censo Agropecuário do IBGE (disponível em sidra.ibge.gov.br). Os últimos Censos disponíveis se referem aos anos de 1995/1996 e 2006, portanto não cobrindo todo o período de 20 anos. Os especialistas consultados reafirmaram a carência de dados mais recentes para esses dois usos da terra comparáveis aos dados disponíveis para o tempo T0. Iniciativas de monitoramento do uso da terra estão em curso, porém a maioria cobre apenas os anos mais recentes e não estão disponíveis para todo o Brasil. Foi necessário portanto a combinação de diferentes fontes de dados para obter estimativas destas áreas para o tempo T1.

Para a estimativa da área de pastagens, além dos dados dos Censos, foram utilizados dados referentes ao rebanho bovino, disponibilizados pela Pesquisa Pecuária Municipal (PPM) do IBGE (sidra.ibge.gov.br). Esta pesquisa está disponível para todos os anos de 1974 a 2014. Para o tempo T0, os dados de área de pastagens plantadas do Censo de 1995/1996 foram utilizados. Para T1, foi feita a seguinte extrapolação: o rebanho bovino da PPM de 2006 foi dividido pela área de pastagens plantadas do Censo de 2006 e obtida assim a lotação média em nível estadual. Com essa lotação e com os dados do rebanho de 2013, foi estimada a área de pastagens plantadas deste ano, assumindo portanto que a lotação não teria se alterado durante esse período. Essa abordagem foi composta e validada junto a especialistas da área e os resultados obtidos para Brasil estão detalhados na Tabela 2.

Para silvicultura, dados oficiais de produção de madeira estão disponíveis pela pesquisa do IBGE Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura (PEVS). No entanto, por haver grande variação no espaçamento, produtividade e idade de corte, não é possível fazer uma correlação entre produção e área. Além disso, a ocupação da terra por silvicultura apresentou comportamentos distintos no período analisado: queda nos anos 80 e 90, e aumento de 2000 em diante, dificultando a extrapolação dos dados por tendência. Desta forma para a estimativa da área deste uso da terra foi necessário combinar os dados de duas fontes. Os dados de área de "Matas plantadas" do Censo de 1995/1996 foram usados como referentes ao tempo T0 e a média dos dados de área de *Eucalyptus* e *Pinus* para os anos de 2012 a 2014, disponíveis nos relatórios da Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ, 2014, 2015), para T1.

Além de serem diferentes bases de dados, duas outras implicações surgem dessa abordagem. A primeira deve-se ao fato de os anuários disponibilizarem dados apenas para os 15 maiores estados produtores. No entanto, como estes estados respondiam em 2014 por 99,7% da área plantada de *Eucalyptus* e *Pinus* (IBÁ, 2015), assumimos que a área plantada nos demais estados no T1 era igual àquela do T0. A segunda refere-se ao objeto de pesquisa em cada fonte. No Censo, a categoria "Matas plantadas" é definida como "áreas plantadas ou em preparo para o plantio de essências florestais (acácia-negra, eucalipto, pinheiro, etc.)" (ibge.gov.br /home /estatistica /economia /agropecuaria /censoagro /1995_1996/conceitos.shtm), enquanto os dados disponibilizados pela IBÁ em nível estadual para os anos de 2012 e 2013 são apenas para os gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*. De forma semelhante, como esses dois gêneros respondiam em 2014 por 92,4% da área plantada de espécies florestais (IBÁ, 2015) e como os demais gêneros tiveram pouca variação de área nos anos recentes (IBÁ, 2014), acreditamos que isso não interferirá significativamente nos resultados (Tabela 2).

Outro grupo de parâmetros necessários para a estimativa de emissões de CO2 decorrentes de MUT está relacionado à ocorrência das diferentes classes de clima, vegetação e solo em cada estado. A estimativa da ocorrência dessas classes é necessária para o cálculo de estoques de carbono associados à biomassa vegetacional e à matéria orgânica do solo de cada tipo de uso da terra. Foram usadas como fontes de dados aquelas recomendadas pela União Europeia (2010) para cálculo de estoques de carbono: os de clima e solo foram obtidos no portal do Joint Research Centre (esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/renewable-energy-directive) e os de vegetação no portal da Food and Agriculture Organization (fao.org/geonetwork/srv/en/main.home). Os critérios para a classificação climática estão de acordo com IPCC (2006), que leva em conta informações de temperatura, precipitação, evapotranspiração e altitude. A classificação de tipos de solos também segue a metodologia do IPCC (2006) e as definições do World Reference Base for Soil Resources (WRB). As classes de vegetação são

uma generalização da vegetação original do mundo em 20 classes. Os dados geoespaciais foram analisados no software ArcGis 10.3.3 e a área de ocorrência de cada classe foi calculada para cada estado. A Tabela 3 apresenta os dados consolidados para o Brasil e para dois estados como exemplo.

Tabela 3: Área estimada para ocorrência das categorias de clima e vegetação nativa do IPCC para o Brasil e em dois estados selecionados

Tipo de clima, vegetação e solo*		Ocorrência em porcentagem da área territorial (%)		
		Brasil	Mato Grosso	Ceará
Clima	Tropical seco	11,6	0,0	79,1
	Tropical semi-úmido	49,7	74,8	20,9
	Tropical úmido	34,9	25,2	0,0
	Tropical de altitude	1,0	0,0	0,0
	Temperado quente e úmido	2,8	0,0	0,0
Vegetação	Floresta tropical seca	9,9	0,0	98,4
	Floresta tropical úmida de folha caduca	33,3	49,9	1,6
	Floresta equatorial	49,5	50,1	0,0
	Sistemas de montanha tropical	2,0	0,0	0,0
	Floresta subtropical úmida	5,3	0,0	0,0
Solos	Solos com argila de alta atividade	17,6	7,5	60,1
	Solos com argila de baixa atividade	73,0	80,6	36,1
	Solos arenosos	4,2	7,3	3,8
	Solos espódicos	1,6	0,0	0,0
	Solos de zonas úmidas	3,2	4,6	0,0

* A terminologia para tipos de clima e vegetação foi retirada de União Europeia, 2010.

Devido à complexidade do tema, estudos de ACV de produtos agropecuários geralmente têm gasto considerável energia em estimativas de MUT e suas emissões (p.ex.: Maciel *et al.* 2015 e Esteves *et al.* 2016). Com essas definições foi possível gerar um conjunto de parâmetros que está servindo de base para o desenvolvimento de um método que permitirá a estimativa inédita para o Brasil de emissões de CO2 decorrentes de MUT relacionada à atividade agropecuária em nível estadual, baseando-se apenas em estatísticas agrícolas e dados secundários. Este método está em etapa final de desenvolvimento e com a sua publicação será possível disponibilizar os dados completos de área dos diferentes usos da terra e de ocorrência das classes de clima, solo e vegetação para todos os estados Independentemente do método que está em desenvolvimento, espera-se que essas definições já possam facilitar a abordagem e tratamento de dados estatísticos agrícolas e o cálculo de emissões ou impactos derivados de MUT, tanto para estudos ligados a ACV quanto para estudos de dinâmica agrícola e uso da terra em geral.

Agradecimentos

Agradecemos aos colegas da Embrapa Aryéverton Fortes, Bruno Alves, Celso Manzatto, Davi Bungestab, Eduardo Assad, Fernando Paim, Geraldo Stachetti, José Mauro Moreira, Ladislau Skorupa, Lourival Vilela, Luis Barioni, Marcelo Morandi, Maria do Carmo Fasiaben, Miguel Gontijo Neto, Priscila de Oliveira, Sandra Furlan, Sandro Pereira e Urbano de Abreu, a Juliana Picoli (UNICAMP), Mateus Chagas e Otávio Cavallet (CTBE), Cássia Ugaya (UFTPR), Miguel Brandão (KTH), Nildo Tabosa (IPA), Victor Esteves (UFRJ) e Michelle Scachetti (USP) pelas contribuições e críticas sobre fontes e tratamento dos dados e parâmetros.

Referências Bibliográficas

ADAMI, M., RUDORFF, B. F. T., FREITAS, R. M., AGUIAR, D. A., SUGAWARA, L. M., MELLO, M. P. (2012). Remote sensing time series to evaluate direct land use change of recent expanded sugarcane crop in Brazil. *Sustainability,* 4(4), 574-58

BELTRÃO, N. E. de M.; AZEVEDO, D. M. P. de. (Ed.). O agronegócio do algodão no Brasil. 2. Ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Campina Grande: Embrapa Algodão, 2008. 2v.

BSI (2011) PAS 2050:2011 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. British Standards Institution, London, UK.

CASTANHEIRA, É. G., FREIRE, F. (2013). Greenhouse gas assessment of soybean production: implications of land use change and different cultivation systems. *Journal of Cleaner Production*, 54, 49-60.

CAPONE, A., BARROS, H. B., SANTOS, E. R., FERRAZ, E. C., SANTOS, A. F., FIDÉLIS, R .R. (2012). Times of sowing sunflower 'off season', in succession to sunflower in the cerrado tocantinense. *Journal of Biotechnology and Biodiversity.* V. 3, n. 2. Pp. 72-79.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. Séries históricas. Disponível em www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1252&. Acesso em 2016.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. (2015). Acompanhamento da safra brasileira de grãos. v. 2 - Safra 2014/15, n. 10 - Décimo levantamento, julho 2015. Brasília.

ESTEVES, V. P., ESTEVES, E. M. M., BUNGESTAB, D. J., LOEBMANN, D. G. S. W., VICTORIA, D. C., VICENTE, L. E., ARAÚJO, O. Q. F., MORGADO, C. R. V. (2016). Land use change (LUC) analysis and life cycle assessment (LCA) of Brazilian soybean biodiesel. *Clean Technologies and Environmental Policy*, First online: 02 April 2016

FAO. Global Ecological Zones (2nd edition). Disponível em fao.org/geonetwork/srv/en/main.home. Acesso em 2015.

IBA (2014). Relatório Ibá 2014. Disponível em iba.org/pt/biblioteca-iba/publicacoes. Acesso em 2015.

IBA (2015). Relatório Ibá 2015. Disponível em iba.org/pt/biblioteca-iba/publicacoes. Acesso em 2015.

IBGE. Sistema IBGE de Recuperação Automática. Disponível em www.sidra.ibge.gov.br. Acesso em 2016.

IPCC. (2006) 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.

JRC. Climatic Zones and Soil Types maps. Disponível em eusoils.jrc.ec.europa.eu/projects/RenewableEnergy/. Acesso em 2015.

MACEDO, M. N., DEFRIES, R. S., MORTON, D. C., STICKLER, C. M., GALFORD, G. L., , Y. E. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(4), 1341-1346.

MACIEL, V. G., ZORTEA, R. B., da SILVA, W. M., CYBIS, L. F. A., EINLOFT, S., SEFERIN, M. (2015). Life Cycle Inventory for the agricultural stages of soybean production in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, 93, 65-74.

MENEZES, C. B. de (Ed.). (2015). Sorgo granífero: estenda sua safrinha com segurança. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2015. 65 p. (Embrapa Milho e Sorgo. Documentos, 176)

NEMECEK, T., SCHNETZER, J., REINHARD, J. (2014). Updated and harmonised greenhouse gas emissions for crop inventories. The International Journal of Life Cycle Assessment, 1-18.

PONSIOEN, T. C., BLONK, T. J. (2012). Calculating land use change in carbon footprints of agricultural products as an impact of current land use. *Journal of Cleaner Production*, 28, 120-126.

UNIÃO EUROPEIA (2010) Directrizes para o cálculo das reservas de carbono nos solos para efeitos do anexo V da Directiva 2009/28/CE. *Jornal Oficial da União Europeia* (PT) *de* 17.6.2010. 21-41.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Desenvolvimento de base de dados ambiental para a cadeia de transformação de plástico no Brasil: primeiros avanços

Adilson Moacir Becker Jr.[1,3], Ricardo Dias[1,4], Giovanna Chiumento[1,5], Felipe Lion[1,6], Luiz Gustavo Ortega de Almeida[2,7], Yuki Kabe[2,8], Tiago Barreto Rocha[1,9]

[1]ACV Brasil, [2]Braskem.
[3]adilson.becker@acvbrasil.com.br, [4]ricardo.dias@acvbrasil.com.br, [5]*giovanna.chiumento@acvbrasil.com.br,*
[6]felipe@acvbrasil.com.br, [7]luiz.ortega@braskem.com, [8]yuki.kabe@braskem.com, [9]tiago@acvbrasil.com.br

Resumo

A busca por informações dos impactos ambientais gerados pelas atividades e setores econômicos tem aumentado. Adicionalmente, a pressão por parte de consumidores e de diretivas ambientais mais rígidas tem levado empresas públicas e privadas a buscarem meios para a gestão e comunicação do desempenho ambiental dos seus produtos e serviços. Neste contexto a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem se consolidado como a técnica mais indicada para comunicações do desempenho ambiental de produtos e no auxílio à gestão ambiental estratégica. Por outro lado, a dificuldade na obtenção de dados nacionais representativos ainda é um obstáculo ao amplo uso da ACV no Brasil. A fim de reduzir a dependência da utilização de bases de dados internacionais em estudos de ACV no país, iniciativas estão sendo tomadas por diferentes instituições acadêmicas, governamentais e empresariais. Tendo em vista a importância do setor de plásticos no país, a ACV Brasil está coordenando projeto para a construção de uma base de dados de transformação de plástico no Brasil. O objetivo deste artigo é relatar os avanços na construção da base dados, apresentando os fluxos de materiais e de energia em diversos processos de transformação de plástico. Os dados dos processos de transformação por injeção, extrusão de perfis planos, moldagem por sopro, extrusão de filmes e extrusão do tipo granulação úmida e granulação seca, empregando as resinas mais utilizadas no Brasil: PP, PEAD, PEBD, PE, ABS, PET e PVC foram coletados em máquinas de escala industrial. Com exceção do consumo de água que foi estimado conforme especificações técnicas, os demais dados são de natureza primária (medidos ou calculados). Os dados coletados permitem uma primeira aproximação para consumo energético e indicadores ambientais dos processos de transformação de plásticos no Brasil.

Palavras-chave. Base de dados, Transformação de plásticos, sustentabilidade, mapeamento ambiental

Introdução

A escassez de recursos naturais, associada à preocupação com as mudanças climáticas e demais problemas ambientais, tem influenciado governo e sociedade a repensar conceitos sobre desenvolvimento socioeconômico e responsabilidade ambiental. Nesse sentido, a busca por informações dos impactos ambientais gerados pelas atividades e setores econômicos tem se intensificado como importante elo das estratégias atuais.

A busca por sustentabilidade, através da sinergia entre meio ambiente, economia e ambiente social, em todas as esferas, é traduzida em melhoria na qualidade de vida e na adaptação por um sistema que não utilize os recursos além da sua capacidade (IBICT, 2014). Em um contexto econômico-ambiental, a sustentabilidade também é interpretada como busca pela resiliência: empresas que desenvolvam suas atividades em direção à sustentabilidade tornam-se mais competitivas e melhor preparadas para desafios, pois têm operações mais eficientes, são capazes de administrar riscos e aproveitar as oportunidades às quais estão expostas (Waycarbon et. al., 2015).

Room (2004) compara a busca por processos limpos e sustentáveis com o avanço da gestão da qualidade nas últimas décadas: erros eram equivocadamente considerados inevitáveis e, hoje, são vistos como indicadores de ineficiência. Neste sentido, a poluição é igualmente vista como indicador de ineficiência, e o campo do desenvolvimento sustentável não pode considerá-la como inevitável consequência da produção.

Sidkar (2003) destaca que a preocupação com o meio ambiente foi aos poucos sendo incorporada em projetos e operações; focava-se inicialmente no tratamento de resíduos, como parte fundamental do pensamento *end-of-pipe*. Hoje, todavia, a sustentabilidade já abrange dimensão maior e metodologia mais complexa, com análise, planejamento, operações e integração em processos, cadeias de fornecimento e distribuição, em linha com o desenvolvimento alicerçado em conceitos sustentáveis e na visão de futuro.

Entretanto, o maior desafio para as organizações recai sobre a implementação prática do conceito e da gestão da sustentabilidade (Finkbeiner et. al., 2010). Destaca-se, portanto, a necessidade de avaliar, mensurar e diagnosticar processos produtivos e sua relação com os impactos ao meio ambiente, bem como desenvolver alternativas para reduzi-los. Além disso, os impactos de produtos e serviços devem ser avaliados de maneira holística, considerando suas mais diversas fases de produção e uso (IBICT, 2014).

Nesse contexto, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) apresenta-se como a técnica mais indicada para este tipo de abordagem, possibilitando quantificar os impactos ambientais de um produto ou serviço, desde a extração da matéria-prima até a disposição final. Por outro lado, para o avanço e a aplicação adequada dessa técnica, bases de dados ambientais confiáveis e representativas da realidade nacional necessitam ser desenvolvidas e disponibilizadas. Tal feito é alcançado por meio da coleta de informações sobre o consumo de recursos naturais, de energia e matérias-primas e da geração de efluentes, resíduos e de emissões para água, ar e solo ao longo do ciclo de vida. Desta forma, torna-se possível a correlação de inventários de entradas e saídas em processos produtivos para posteriores monitoramento e estabelecimento de indicadores de sustentabilidade, com vistas à avaliação, à mensuração e à melhor contínua.

No Brasil, dentro do escopo do Programa Brasileiro de ACV (PBACV), algumas iniciativas têm sido tomadas para o desenvolvimento do banco de dados nacional. O projeto aprovado pelo CNPq sob coordenação da empresa de consultoria ACV Brasil busca somar esforços e colaborar ao avanço dessas iniciativas, uma vez que reúne dados primários dos processos de transformação de plástico no Brasil. O objetivo deste artigo é mostrar os avanços na construção da base de dados, apresentando também um mapeamento dos parâmetros a serem considerados e uma primeira aproximação dos fluxos de materiais e energia em diversos processos de transformação.

Revisão bibliográfica

O setor de transformadores plásticos é representado como sendo o terceiro elo da cadeia petroquímica e é responsável pela transformação da resina em produtos plásticos de aplicações diversas, por meio de processos como injeção, extrusão, sopro e outros. No Brasil, o setor é representado por mais de 11 mil empresas instaladas, impulsionado por um consumo anual médio no país 30 kg/hab (Amaral et al., 2012). De acordo com dados da ABIPLAST (2014) as resinas PP, PVC, PEAD, PEBD, PET e os plásticos de engenharia representam 90% dos plásticos utilizados no Brasil sendo que os processos de extrusão de filmes, perfis e chapas, seguidos dos processos de injeção, representam aproximadamente 94% da transformação nacional.

O processo de extrusão, que funciona em fluxo contínuo, consiste em forçar passagem do material granulado por dentro de um cilindro aquecido. Este cilindro pode possuir uma ou duas roscas, as quais transportam, homogeneízam e compactam o material plástico. No processo de extrusão de perfis, o material é comprimido contra uma matriz que possui o perfil desejado. Na extrusão de filme balão, logo após o material ser extrudado, é soprado ar no interior do filme, com intuito de fornecer pressão suficiente para a formação de um balão. O filme é soprado de baixo para cima para resinas de PE, enquanto que, nas máquinas para PP, o balão é soprado de cima para baixo e resfriado com água. Na extrusão de filme plano, por sua vez, o filme é resfriado por cilindros e estirado na longitudinal. Já o processo de sopro consiste em produção inicial de uma pré-forma (parison), que é colocada dentro de um molde com a forma da peça (Amaral et al., 2012).

No processo de injeção, a resina é direcionada para um cilindro e homogeneizada em máquina injetora. Neste mesmo cilindro, o material é aquecido até seu ponto de fusão e injetado no molde da máquina. O processo funciona por ciclos de injeção, e, após alguns segundos, o molde se abre e libera a peça pronta, após atingir a conformação do molde projetado (Amaral et al., 2012).

Diversas base de dados contemplam processos de transformação de plástico. A base de dados dos Estados Unidos, *U.S. Life Cycle Inventory Database* do *National Renewable Energy Laboratory* (NREL), contém os processos de compressão de materiais compósitos rígidos, injeção de polipropileno e polietileno e

termoformagem, todos provenientes de relatórios de inventário de ciclo de vida de compósitos poliméricos e fabricação de plásticos. Os *datasets* publicados pela CPM@SPINE apresentam dados primários coletados em uma empresa na Suécia e referem-se à produção de filmes plásticos e filmes não plastificados de PVC. De todo modo, os *datasets* do ecoinvent são as principais fontes utilizadas atualmente e compreendem os seguintes processos de transformação: extrusão de plástico filme e perfis em PVC, injeção, moldagem por sopro, moldagem por sopro com estiramento, calandragem, termoformagem e expansão de polímero. Hischier (2007), no relatório elaborado para os *datasets* do ecoinvent, destaca que todos estes processos consideram como unidade funcional 1 kg de plásticos utilizados. Além disso, o autor também salienta a importância do levantamento de informações de cunho energético e identifica ainda os seguintes parâmetros como contribuintes para o consumo de energia: tipo de resina processada, temperatura de processamento, velocidade rotacional da rosca, força de fechamento, tempo de ciclo de produção, massa dos produtos transformados e porcentagens de perda. De acordo com Galdamez (2004), o tempo de ciclo representa a duração da etapa de injeção, incluindo dosagem da resina, fusão (até obter a fluidez necessária), injeção do material fundido no molde fechado, resfriamento e extração do produto transformado.

A representatividade dos processos do ecoinvent varia de acordo com o *dataset* em análise. De acordo com Hischier (2007), a extrusão de filmes, versão APME (associação europeia de produtores de plásticos), foi mapeada conforme média de até 8 empresas, em que BOPP, PEBD ou UPVC foram utilizados. Já a transformação por injeção representa média de até 2 empresas e refere-se ao processamento de PVC e PP (APME). Para as versões BUWAL, foram considerados os processos de injeção de PET e extrusão de PE para empresas da Suíça no ano de 1993.

No Brasil, merecem destaque os estudos de Dos Santos (2011) e Valt (2004). Dos Santos (2011) realizou um levantamento ambiental da cadeia produtiva das embalagens PET de refrigerantes. O estudo concluiu elevado consumo elétrico em todos os processos do ciclo de vida, sendo que aproximadamente 47% do consumo energético está relacionado ao processo de fabricação de pré-formas. Obteve-se indicador de 2,9 watts-h de eletricidade consumida para cada unidade produzida (0,058 kWh/kg).

Valt (2004) comparou três embalagens para refrigerantes por meio da ACV: PET, alumínio e vidro. Os dados foram coletados, através de formulários aplicados, em vinte empresas nacionais atuantes na área. Desta forma, os autores identificaram consumo de recursos naturais e de materiais secundários, consumo de energia elétrica e de demais dados sobre geração de efluentes líquidos e resíduos sólidos. O estudo avaliou a influência das taxas de reciclagem nas embalagens.

A revisão bibliográfica aponta para escassez de dados dos processos de transformação no Brasil, desta forma, estratégias de cooperação entre consultorias, institutos de pesquisa, indústrias e universidades são necessárias para superar tais desafios e obter êxito na coleta de dados primários. Além disso, a revisão também aponta parâmetros sensíveis para os aspectos ligados à energia, massa e água, como por exemplo, diâmetro de rosca, duração do ciclo, tipo de resina e tecnologia de transformação. Este artigo busca contribuir para o desenvolvimento de inventários de transformação por meio da coleta de dados primários de consumo de energia e de materiais no processo de transformação de plástico.

Metodologia

Os dados apresentados neste artigo foram coletados em processos de transformação de plástico executados nas instalações do Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial (SENAI) Mário Amato e Conde Alexandre Siciliano no Estado de São Paulo. A coleta de dados foi realizada presencialmente através de formulário desenvolvido e padronizado para os processos de transformação de plástico.

O formulário para coleta de dados foi dividido entre dados de máquinas e operação (idade da máquina, capacidade média de produção etc.) e dados do processo (consumo de energia, água etc.). Em visitas técnicas ao SENAI, os formulários para coleta de dados foram preenchidos com dados dos processos de injeção, extrusão por sopro, extrusão de perfis planos, extrusão de filmes, extrusão do tipo granulação úmida e granulação seca, em máquinas de escala industrial. Com exceção do consumo de água que foi estimado conforme especificações técnicas (Alpina Equipamentos, 2015), os demais dados são de natureza primária (medidos ou calculados) e cada

ponto de dado representa um ensaio. O tratamento estatístico se dará futuramente com o agrupamento/blocagem de ensaios/dados por tipo de processo de transformação.

A representatividade de cada bloco de dados será definida na segunda etapa desse projeto. Iremos utilizar os dados mais atualizados do estudo da Revista Plástico Industrial (GORNI, 2014) que desenvolve um perfil da indústria a cada dois anos, dessa forma, com um perfil etário e de capacidade das máquinas, poderemos desenvolver um modelo de perfil médio das máquinas no Brasil.

A demanda de energia elétrica das máquinas foi medida com um wattímetro de marca AKROM modelo KR3000. Esse equipamento funciona com dois sensores: sensor de corrente (alicate) e sensor de tensão (garras). A equação abaixo demonstra a relação entre tensão (V), corrente (I) e potência instantânea (P).

$$P = I \cdot V$$

O equipamento faz o cálculo internamente e envia dados coletados sobre potência instantânea para um arquivo de base de dados sob uma determinada periodicidade. No caso desse estudo, foi utilizada a média dos pontos obtidos a cada 5 segundos ao longo de, no mínimo, 4 minutos para cada fase. Para medir a massa de material entrando e saindo do processo, uma balança de marca METTLER TOLEDO foi utilizada. Os dados sobre embalagens secundárias foram calculados conforme a massa da sacaria das resinas. Os dados de consumo de água e de refrigeração foram estimados conforme informações repassadas por especialistas do SENAI, sendo em média considerado 2 m^3/h de circulação no molde e 2 m^3/h de circulação na máquina. Além disso, conforme especificações técnicas, foi considerada uma perda de 2% da vazão de água em circulação, incluindo as perdas da evaporação, do arrastamento de gotas finas pelo ventilador e da purga de desconcentração (Alpina Equipamentos, 2015) A Tabela 1 apresenta resumidamente o formulário utilizado para coleta de dados.

Tabela 1 – Planilha para obtenção de dados

Processo	Item	Descrição da coleta	Unidade	Fonte
Dados operacionais	Matéria prima	Resina	kg	Primário
	Energia	Demanda elétrica da máquina	kWh	Primário
	Água	Demanda de água de resfriamento (makeup)	litros	Estimado
	Resíduos Sólidos	Rebarbas, purgas e embalagens	kg	Primário
	Produto	Produto plástico transformado	kg	Primário
Dados de Máquina	Ano da máquina		Ano	Primário
	Capacidade máxima de produção		kg/h	Primário
	Diâmetro de rosca		Mm	Primário
	Tipo de resina		Nome da resina	Primário
	Tecnologia		Especificação	Primário

Resultados e Discussões

O Quadro 1 apresenta o consumo de energia e demais aspectos ambientais por processo de transformação. No caso de mais de um ponto de dado, a média foi considerada.

Quadro 1 – Média dos processos para o balanço energético e de materiais.

Dados	Unidade	Extrusão de perfil/tubo	Extrusão Filme	Extrusão granulação	Injeção	Sopro
Energia elétrica	kWh/kg	0,16	0,45	0,78	3,08	1,53
Água de resfriamento	l/kg	0,43	2,67	1,22	9,60	5,27
Masterbatch	kg/kg	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Embalagem secundária	Unidade/kg	0,05	0,05	0,08	0,05	0,06
Perdas por entrada (%)	%/kg entrada	1,0%	1,0%	1,3%	5,7%	12,3%
Máquinas consideradas	-	2	2	3	8	4
Resinas	-	PP, PEAD e PEBD	PEAD	PE, PEBD e PVC	PP e ABS	PEBD, PEAD e PET
Ano da Máquina	Ano	2002-2013	1982	1974-2004	1985-2013	1982-2013
Capacidade de Produção	kg/h (cm^3/h)	100	40-60	50-150	100-1770 (cm^3/h)	50
Diâmetro de Rosca (mm)	mm	25-60	40	60-90	25-75	50-60

Com a média de 3,08 kWh/kg, o processo de injeção apresentou uma variação entre 1,25 e 5,38 kWh/kg. Essa variação decorre principalmente devido às diferentes capacidades de produção e também às configurações de processo, como pontos de fusão da resina (130°C e 105°C, respectivamente para PP e ABS) e tipos de molde. O ciclo de injeção, que varia entre 30 e 60 segundos, interfere no consumo de energia elétrica, sobretudo, porque o sistema de aquecimento funciona de forma diferente em um cenário de baixa produtividade (ciclo alto) e em casos de alta produtividade (ciclo baixo). Por outro lado, o próprio atrito da resina com a rosca em alta produtividade gera uma parcela significativa do calor necessário para manter o ponto de fluidez ideal do processo, evitando alguns segundos de acionamento da resistência. Na literatura, os dados variam entre 1,49 kwh/kg, como valor médio para PP, PVC e PET, referente ao relatório do ecoinvent (Hischier, 2007) e 1,79 kwh/kg para PP, PEBD e PEAD (Franklin Associates, 2011).

Os processos de extrusão estão divididos conforme descrito anteriormente na revisão e são apresentados separadamente. A extrusão sopro apresenta o maior consumo, equivalente a 1,53 kWh/kg, enquanto que a extrusão de perfil/tubos, o menor dos consumos, equivalente a 0,16 kWh/kg. A extrusão de filmes e granulação apresentam, respectivamente, 0,45 e 0,78 kWh/kg. Dentre os distintos tipos de processo de extrusão, existem muitas variantes de processo que não devem ser comparadas, por representarem diferentes tecnologias e que possam resultar em conclusões equivocadas, se agregados em um mesmo indicador. Esses processos contam com sistemas bastante singulares, mantendo em comum apenas o conceito de extrusão por rosca aquecida.

Os resultados de extrusão sopro são influenciados pelo tipo e ano de máquina e presença de cortador automático de rebarbas e de esteiras automáticas. No caso da produção de filmes, o consumo energético depende fortemente do tamanho do balão formado, o que demandará proporcional fluxo de ar e troca de calor/desumidificação necessários. Para a extrusão de perfis, a espessura do perfil e o resfriamento nas bobinas têm alto potencial de

consumo de energia elétrica. Outros parâmetros já citados no caso de injeção também afetam a extrusão, como idade das máquinas e capacidade de produção. Como base de comparação, Hischier (2007) identificou consumos de energia elétrica de 0,67 kWh/kg e 0,51 kWh/kg respectivamente para extrusão de filme e extrusão de perfis PVC.

Estima-se que o consumo de água, em unidade de consumo por hora, não varie entre os processos, principalmente porque a água para resfriamento do molde e das máquinas circula de uma forma fechada e em automação. Por outro lado, foi constatada variação de produtividade por hora, decorrente de diferentes processos de transformação analisados, bem como características das máquinas. Desta forma, nota-se variação do consumo de água por massa de plástico produzida, conforme visualizado no Quadro 1. Esses dados são comumente utilizados pelo setor para dimensionar trocadores de calor para máquinas de porte compatível.

Em relação a diferentes tipos de resina, nos processos de transformação a demanda de energia elétrica para o processamento de cada resina tende a ser proporcional a seu ponto de fluidez, uma vez que existe a necessidade de diferentes configurações de aquecimento. Em relação ao diâmetro da rosca, os dados de injeção demonstram uma variação de 25 mm até 75 mm, já para as extrusoras, esse valor varia entre 25 mm e 90 mm. O diâmetro da rosca implica um delicado equilíbrio em energia. Quanto maior a rosca, maior será o torque necessário para movimentá-la; ainda assim, usualmente, roscas de maior diâmetro refletem maiores produtividades, o que dilui o indicador de consumo energético para o plástico processado.

É importante ressaltar que todo o parque de máquinas é composto por máquinas hidráulicas, usualmente menos eficiente que máquinas híbridas e puramente elétricas. No caso dos dados coletados, existem máquinas com fabricação entre 1974 e 2013. Especialistas do setor ratificam a afirmação de estudos científicos (Thiriez, 2006) que colocam em evidência a melhoria de eficiência das máquinas ao longo das últimas décadas.

Considerações finais

Em relação à coleta de dados, foram relacionadas as entradas e saídas do fluxo de materiais para uma mesma referência. Desta forma, a coleta de dados em diversas máquinas e de processos e resinas possibilita a obtenção de dados operacionais para uma primeira aproximação do consumo energético e indicadores ambientais dos processos de transformação por injeção, extrusão e sopro no Brasil. Na segunda fase do projeto, a mesma metodologia de coleta de dados será executada em empresas de transformação, permitindo maior representatividade e tratamento estatístico dos dados. Ademais, os dados e conhecimentos adquiridos durante a coleta em ambiente controlado permitirão uma análise crítica mais qualificada em relação aos dados coletados em empresas de transformação, o que propiciará uma forma adicional de validação.

Apesar do consumo de energia ser o principal fluxo no processo de transformação, é preciso atentar-se às emissões atmosféricas durante os processos de transformação, como por exemplo, compostos orgânicos voláteis. A segunda etapa do projeto prevê ensaios laboratoriais para estimar as emissões durante o aquecimento de diversas resinas.

Os dados apresentados neste artigo, somados às estimativas de emissões, podem ser utilizados como uma primeira aproximação para os processos de transformação de plástico no Brasil, considerando as limitações do presente estudo. Além disso, a continuação do estudo prevê um maior número de dados que permitam uma amostragem estatística e cálculos de incerteza, uma vez que os dados informados no presente artigo têm o objetivo primário direcionado a comunicar a ordem de grandeza de indicadores, que ainda se encontram em fase de desenvolvimento.

Agradecimentos

Ao SENAI Mário Amato e Conde Alexandre Siciliano pela disponibilização de máquinas e especialistas para coleta de dados e ao CNPq pelas bolsas concedidas ao projeto.

Referências

ABIPLAST – Associação Brasileira da Indústria de Plástico (2014) Perfil 2014 - Indústria Brasileira de Transformação de Material Plástico. São Paulo.

ALPINA EQUIPAMENTOS (2015) Perdas de Água em torres de resfriamento.

AMARAL, Gilmar, et al. (2011) Guia Ambiental da indústria de transformação e reciclagem de materiais plásticos. São Paulo: CETESB e SINDIPLAST.

BAITZ, Marina, et al. (2012) LCA's theory and practice: like ebony and ivory living in perfect harmony? International Journal of Life Cycle Assessment, Editorial. Springer.

DOS SANTOS, Bruno C. M. (2011) Análise do Ciclo de Vida da Embalagem de Polietileno Tereftalato. VII Congresso Nacional de Excelência em Gestão.

FINKBEINER, Matthias, et al. (2010) Toward Life Cycle Sustainability Assessment. ISSN 2071-1050. Sustainability 2010, 2, 3309-3322; doi:10.3390/su2103309

FINNVEDEN, Göran, et al. (2009) Recent Developments in Life Cycle Assessment. Journal of Environmental Management 91, pp. 1-21.

FRANKIN ASSOCIATES (2011) Final Report – Life Cycle Inventory of Plastic Fabrication Processes: Injection Molding and Thermoforming. Submitted to: Rigid Plastic Packaging Group (RPPG).

GALDAMAZ, Edwin V. Cardoza e CARPINETTI, Luiz C. Ribeiro (2004). Aplicação das técnicas de planejamento e análise de experimentos no processo de injeção plástica. Gestão & Produção v.11, n.1, p.121-134.

GORNI, Antonio Augusto. (2014) Pesquisa traça o perfil produtivo do parque de transformação no Brasil. Plástico Industrial. 48 – 81.

HISCHIER, Roland (2007) ECOINVENT - Life Cycle Inventories of Packaging and Graphical Paper as part of Final Report of a National Life Cycle Inventory Database (Part II – Plastics). Swiss Center for Life Cycle Inventories.

IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (2014) Coordenação de conteúdo: LAMP, Celina M. S. e NASS, N. T. P. Desenvolvimento sustentável e avaliação do ciclo de vida. Brasília, CNI.

IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (2015) Coordenação de conteúdo: CHERUBINI, Edivan e RIBEIRO, Paulo Trigo. Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil. Brasília.

IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (2015) Manual do Sistema ILCD: Sistema Internacional de Referência de dados do ciclo de vida de produtos e processos. Brasília.

NREL - National Renewable Energy Laboratory (2015). U.S. Life Cycle Inventory Database. Disponível em: <https://www.lcacommons.gov/nrel/search>. Acesso em: 16 jul. 2015.

PINSKY, Vanessa Cuzziol, DIAS, João Luiz e KRUGLIANSKAS, Isak (2013) Gestão estratégica da Sustentabilidade e Inovação. Revista ADM. UFSM, Santa Maria v.6, número 3, pp 465-480.

RACK, Mireille, VALIDIVIA, Sonia e SONNEMANN, Guido (2013) Life Cycle Impact Assessment—where we are, trends, and next steps: a late report from a UNEP/SETAC Life Cycle Initiative workshop and a few updates from recent developments. International Journal of Life Cycle Assessment 18, pp. 1413-1420. DOI 10.1007/s11367-013-0569-1

RECIPE - REDUCED ENERGY CONSUMPTION IN PLASTICS ENGINEERING (2005) European Benchmarking Survey Of Energy Consumption And Adoption Of Best Practice.

ROOM, Joseph J. (2004) Empresas Eco-Eficientes. Como ser uma empresa verde e planejamento estratégico na estufa. Editoria Signus.

SIDKAR, Subhas K. (2003) Sustainable Development and Sustainability Metrics. Environmental Protection Agency. AIChE Journal.

SPINE@CPM Database – Center for Environmental Assessment of Product and Material Systems. Disponível em: <http://cpmdatabase.cpm.chalmers.se/AboutDatabase.htm>.

THIRIEZ, Alexandre. (2006) An Environmental Analysis of Injection Moulding. Master of Science in Mechanical Engineering. Massachusetts Institute of Technology.

VALT, Renata B. G. (2004) Análise do Ciclo de Vida de Embalagens de PET, de alumínio e de vidro para refrigerantes no Brasil variando a taxa de reciclagem dos materiais. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação na Universidade Federal do Paraná, para obtenção do título de Mestre em Engenharia. Curitiba.

WAYCARBON, et al. (2015) Guia de Sustentabilidade da cadeia produtiva da indústria de transformação plástica. São Paulo, 48p.

Estudo sobre os Métodos de Avaliação da Qualidade de Dados de ICV

Thiago Oliveira Rodrigues[1]

[1]*Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia – Ibict,* thiagorodrigues@ibict.br

Resumo. A qualidade é uma forma de aferir o grau de atendimento aos requisitos definidos por uma norma para um determinado produto, processo ou serviço. A avaliação da qualidade é preocupação constante em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). As normas que regem a ACV sempre se referenciam à qualidade dos dados, que corroboram para a confiabilidade e validade dos estudos. A norma ISO 14040 determina 10 Requisitos de Qualidade de Dados (RQD) que devem ser atendidos nas pesquisas em ACV. Porém, a norma não indica como estes devem ou podem ser mensurados. Outros documentos surgiram após a normatização e propuseram métodos de medir os RQDs. Esta pesquisa tem como objetivo principal analisar os principais documentos elaborados após a publicação da norma ISO 14040 a fim de identificar o que têm em comum em relação a pontos críticos e em quê diferem. Apesar de a norma determinar 10 RQDs, em geral, os documentos pós-norma concentram-se na representatividade agregada (temporal, geográfica e tecnológica), consistência, completude e precisão/incerteza. Todos buscam medir a qualidade de forma quantitativa, atribuindo pontos a indicadores e determinando valores mínimos que a pontuação dos RQDs deve atingir para atestar a qualidade, ou ainda realizando a verificação do atendimento ou não de determinado RQDs. No entanto, a subjetividade destes métodos continua evidente. A avaliação da qualidade de dados de Inventários de Ciclo de Vida (ICVs) ainda continua bastante dependente do julgamento de especialistas.

Palavras-chave. Qualidade, ICV, RQD, ISO 14040.

Introdução

O Banco Nacional de Inventários de Ciclo de Vida – SICV Brasil – está se consolidando como um importante banco de dados em Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no mundo. Neste sentido, uma das ações em prol do aprimoramento do sistema é a avaliação prévia da qualidade da informação que entrará na forma de inventários de produtos brasileiros. Tais inventários são compostos de uma expressiva quantidade de dados, como fluxos de massa e energia e processos, que devem ser qualificados a fim de se explicitar seus efeitos nos resultados de Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida dos produtos.

Em um dos primeiros documentos produzidos para o desenvolvimento da ACV, a agência ambiental norte americana (EPA, 1993) estabeleceu a importância em atender aos requisitos de qualidade. Os autores ressaltam a influência significativa da qualidade dos dados nos resultados dos estudos ACV e precisam a necessidade de considerar fatores como a idade e a frequência de coleta dos dados, além de indicadores mais "tradicionais", como acurácia, precisão, limites e completude. Guinée *et al* (2004) afirmam que os requisitos de qualidade referem-se tanto à confiabilidade quanto à validade dos dados de um processo.

Portanto, este trabalho tem como objetivo analisar as diferentes formas de avaliação da qualidade dos dados de ICV nos principais documentos elaborados após a publicação da norma ISO 14040.

Requisitos de Qualidade de Dados – RQDs

A própria norma que rege as diretrizes de um estudo de ACV – ISO 14044/2006 – com vistas à qualidade reconhece que, na prática, os dados de um inventário formam uma mistura de informações medidas, calculadas ou estimadas (ISO, 2006). Portanto, a qualificação dos dados faz-se mister, justamente para que seja possível avaliar o grau de interferência que um dado possa ter nos resultados de um estudo de ACV, e assim determinar

se há a necessidade de novo levantamento daquela informação. A norma determina alguns Requisitos de Qualidade de Dados (RQDs) que devem ser atendidos (item 4.2.3.6). Estes buscam garantir, sobretudo, a transparência na construção dos inventários e o cumprimento dos Objetivos e Escopo do estudo ACV. Os requisitos apresentados na ISO 14044 são:

- Cobertura temporal – idade dos dados ou série de anos à qual os dados pertencem;
- Cobertura geográfica – área geográfica onde a coleta de dados deve ser realizada;
- Cobertura tecnológica – tecnologias específicas ou "mix" tecnológico do sistema sob avaliação;
- Precisão/Incerteza – medida da variabilidade dos valores dos dados (variância, desvio padrão, etc.);
- Completude – porcentagem dos dados que são medidos ou estimados;
- Representatividade – grau de compatibilidade do dado com a população de interesse;
- Consistência – grau de uniformidade da aplicação da metodologia;
- Reprodutibilidade – grau de facilidade em reproduzir um estudo utilizando os dados levantados;
- Fontes dos dados – origem da informação coletada;
- Incerteza – interferência nos resultados devido às imprecisões na modelagem e à variabilidade dos dados (fluxos).

Metodologia

A determinação de quais RQDs são importantes na validação de dados de ICV está descrita na norma, mas a forma como medi-los, não. Para tanto, alguns guias metodológicos foram desenvolvidos para orientar pesquisadores quanto às melhores práticas na execução de estudos ACV, incluída a avaliação da qualidade dos dados. Esta pesquisa identificou os principais documentos dedicados à ACV que tratam da qualidade de dados. Para serem selecionados, tais documentos devem ser recentes e de reconhecimento mundial na comunidade de ACV. Assim, quatro documentos foram selecionados e discutidos:

- Manual do Sistema ILCD – International Reference Life Cycle Data System (EC, 2010);
- Guia Global de Princípios para bases de dados de ACV – Shonan Guidance Principles (UNEP, 2011);
- Princípios de Modelagem do software de ACV GaBi (BAITZ, 2013);
- Orientação de qualidade de dados para o Ecoinvent – banco de dados versão 3 (WEIDEMA *et al,* 2013).

Além dos guias metodológicos elaborados por instituições que promovem o tema ACV (EC, 2010 e UNEP, 2011), as empresas desenvolvedoras de softwares e instituições que gerenciam bases de dados também disponibilizam diretrizes e requisitos para realização de ACV (BAITZ, 2013 e WEIDEMA *et al*, 2013).

Manual do Sistema ILCD

O manual do ILCD (International Reference Life Cycle Data System) surgiu do compromisso da Comissão Europeia de produzir um manual de boas práticas para estudos ACV para auxiliar na promoção dos Padrões de Consumo e Produção Sustentáveis (EC, 2010). Assim, em 2010 foram lançados cinco documentos que compõem o handbook, um guia geral detalhado sobre ACV, um específico para construção de ICVs e três documentos que tratam da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida.

Segundo o handbook, a qualidade dos dados de um ICV deve ser medida pela representatividade, adequação e consistência metodológica, completude, precisão/incerteza. A representatividade agrega aspectos tecnológicos, geográficos e temporais dos dados de ICV. Esta varia em função de uma realidade estática, quando da abordagem atribucional, ou de um prognóstico de uma situação futura alterada por decisões marginais, em uma abordagem consequencial.

No handbook, a completude está associada aos critérios de corte. A completude tem relação direta com as fronteiras de um estudo ACV, na medida em que estas definem quais processos tecnológicos estão incluídos no sistema analisado. Assim, a completude será medida dentro destes limites. Desta forma, todos os fluxos que não são quantitativamente relevantes podem ser cortados da análise, portanto fica claro que não pode haver completude 100%. A completude mínima é definida pelos critérios de corte, em concordância com os objetivos e escopo do estudo.

O handbook ILCD recomenda que haja iteração no processo de coleta dos dados para atingir a qualidade exigida. As quatro fases principais de um estudo ACV se relacionam e se influenciam constantemente, por isso, em geral, a coleta dos dados provoca a revisão do escopo e objetivo, em que serão redefinidos os limites do estudo e critérios de corte, a fim de refinar a precisão dos dados. A precisão de um ICV está inversamente relacionada à incerteza inerente aos dados coletados. Há um grau máximo de incerteza que é definido no escopo do estudo e esta deve ser mensurável. Ela deve ser aferida com o apoio de métodos estatísticos de medida de dispersão, como o desvio padrão.

Portanto, o handbook define níveis e pontos para completude e incerteza (desvio padrão) (EC_a, 2010). Os níveis de qualidade variam entre muito ruim, ruim, razoável, bom até muito bom. Para cada nível há uma pontuação, de 1 a 5. A pontuação é crescente em relação ao decaimento dos níveis de qualidade, que variam em função da completude – de ≥ 95% à < 50% – e do desvio padrão – de ≤ 7% à > 25%. Ainda há pontuação máxima (5) para dados não avaliados. Esta configuração pode ser melhor compreendida na tabela 1.

Tabela 1: Níveis e classes de qualidade para os indicadores de qualidade dos dados (EC_a, 2010).

Nível de qualidade	Pontuação	Definição	Completude de impacto ambiental global	Precisão/Incerteza impacto ambiental global (desvio padrão - %)
Muito bom	1	Cumpre o critério para um grau muito elevado, não há necessidade relevante para a melhoria*.	≥95%	≤7%
Bom	2	Cumpre o critério a um alto grau, com pouca necessidade ainda significativa de melhoria*.	85% a 95%	7% a 10%
Razoável	3	Cumpre o critério para um grau ainda suficiente, apesar de ter a necessidade de melhoria*.	75% a 85%	10% a 15%
Ruim	4	Não atende ao critério para um grau suficiente, tendo a necessidade de melhoria relevante*.	50% a 75%	15% a 25%
Muito ruim	5	Não satisfaz o critério, tendo a necessidade de melhoria muito substancial*.	<50%	>25%
Opções adicionais que não são níveis de qualidade				
Não avaliado/desconhecido	5	Este critério não foi julgado / revisado ou sua qualidade não pode ser verificada / é desconhecida	---	---
Não se aplica	0	Este critério não se aplica a este conjunto de dados	---	---

* *Isso deve ser julgado, tendo em vista a contribuição do critério para o conjunto de dados de potencial de impacto ambiental global e em comparação com a qualidade dos dados ideal hipotética.*

Os pontos são utilizados em uma equação para aferir a qualidade geral dos dados (*QGD*). Nesta equação, há a soma dos indicadores de qualidade, além da completude (C) e incerteza/precisão (P) (representatividades temporal – *Rtemp*, tecnológica – *Rtec,* e geográfica – *Rgeo,* e adequação metodológica e consistência – *M*), mais o produto do pior indicador obtido (X_p) por quatro. Esta soma é dividida pelo total de indicadores (*i*) usados mais quatro. A fórmula 1 resume esta descrição.

$$QGD = \frac{Rtec + Rgeo + Rtemp + C + P + M + X_p}{i+4} \qquad \text{Equação 1}$$

O resultado desta equação definirá o nível de qualidade dos dados em três possibilidades:

- Alta qualidade: $QGD \leq 1{,}6$;
- Qualidade básica: $> 1{,}6$ a ≤ 3;
- Dado estimado: > 3 a ≤ 4.

Além da *QGD*, o handbook ainda demanda a descrição do método de construção do ICV, da nomenclatura e terminologia, dos aspectos de revisão e de documentação.

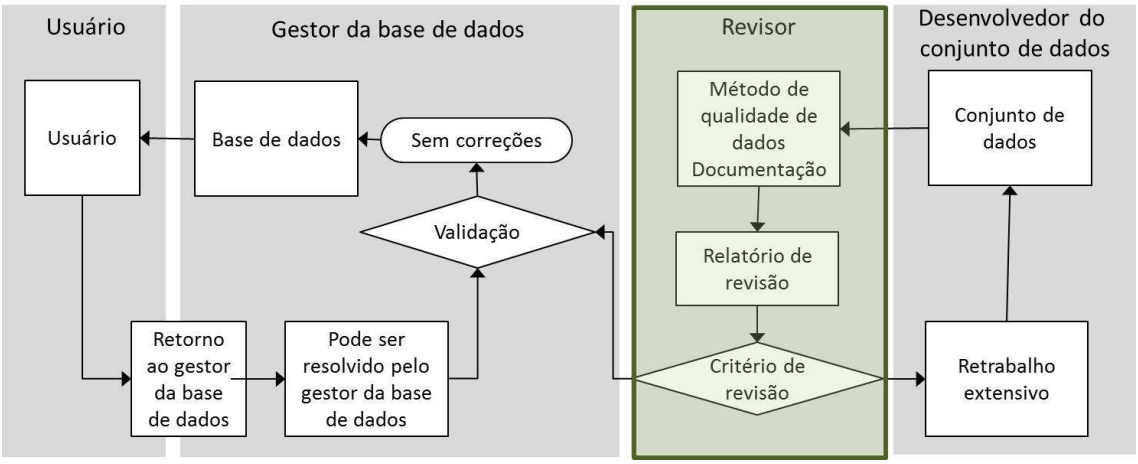
Guia global em ACV – Shonan

Em 2011, 48 pesquisadores de 23 países se reuniram em Shonan Village, Japão, para discutir os princípios orientadores à criação, ao gerenciamento e à disseminação de conjuntos de dados que serviriam de apoio a estudos ACV. Este evento foi coordenado pela Iniciativa do Ciclo de Vida ou *Life Cycle Initiative* (em inglês), uma organização conjunta do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e da Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental (SETAC, em inglês). O produto desta reunião foi a elaboração de um guia global de princípios para bases de dados de ACV (UNEP, 2011). O propósito deste guia (guia UNEP) é promover a intercambialidade de bases mundiais, incrementar a credibilidade e o acesso aos dados de ACV e complementar iniciativas de bases em escalas nacionais e regionais, em especial para países em desenvolvimento.

O guia UNEP destaca que a credibilidade da ACV depende fortemente da qualidade dos dados de processos unitários. Estes devem ser considerados no desenvolvimento de conjuntos de dados de processos agregados. O guia considera que há uma sequência lógica na coleta dos dados, em ordem decrescente de qualidade: medidos > calculados > estimados. Estes últimos devem ser evitados, mas caso não seja possível, as estimativas devem ser amparados por medidas e cálculos secundários baseados em dados de literatura técnico científica.

A informação sobre a qualidade dos dados deve ser quantificada ou submetida à análise de especialistas. O guia UNEP recomenda os RQDs definidos pela norma ISO. Estes devem ser checados em relatórios de revisão, conforme ilustrado na figura 1.

Figura 1: Fluxograma do gerenciamento de uma base de dados (UNEP, 2011).



Após a revisão, os dados passam à validação para atestar a confiabilidade. Esta etapa está de acordo com a norma ISO 14040, que determina a identificação de questões significativas, a checagem de completude, a análise de sensibilidade, a avaliação de incerteza e a checagem de consistência. Estas ações fazem parte da fase de interpretação, mas referem-se estritamente aos dados coletados (ICV) e seus efeitos nos resultados da ACV. As checagens de completude e consistência podem ser verificadas através de *checklists*, enquanto que a sensibilidade e a incerteza são avaliadas com o auxílio de métodos matemáticos e estatísticos.

A completude é checada pela verificação se a informação do conjunto de dados coletados é suficiente para obter conclusões em concordância com o objetivo e escopo. A consistência é checada pela verificação se os pressupostos, os métodos e os dados são uniformemente aplicados na coleta e processamento de dados e da concordância dos processos com o objetivo e escopo.

Princípios de Modelagem do GaBi

No final de 2013, foi lançado o GaBi Database & Modelling Principles (BAITZ *et al*., 2013). Este documento, como o próprio nome declara, foca na gestão de bases de dados e nos princípios de modelagem utilizados no software. Neste há uma extensa discussão sobre a abordagem da qualidade dos dados.

Há duas formas de discussão sobre qualidade dos dados: qualidade técnica e qualidade metodológica. Mas para a avaliação destas, não há uma abordagem definida como a melhor prática. Mas, em geral, as abordagens baseiam-se no julgamento de especialistas ou são amparadas por métodos matemáticos. A abordagem da qualidade dos dados no GaBi busca ser precisa e específica, conforme a necessidade, simples e aplicável a todas circunstâncias possíveis.

Os RQDs considerados pelo GaBi são as representatividades tecnológica, geográfica e temporal, completude, consistência e precisão/incerteza. Para todos eles há uma escala de qualidade, variando de muito ruim, ruim, razoável, bom a muito bom, como proposto pelo handbook ILCD.

A representatividade tecnológica avalia se a tecnologia é a única existente no mercado, ou se é um mix, ou a principal, ou uma das tecnologias disponíveis. Para a representatividade geográfica há três critérios, relacionados à representatividade da tecnologia, dos materiais precursores e das energias precursoras na região/país sob estudo. Além destes, há um critério sobre a representatividade do mix e do tipo de local, em relação ao indicado na documentação. A representatividade temporal é atestada pela idade dos dados e o mais representativo deve

ser do ano corrente do estudo, sem evidências de mudanças nos processos tecnológicos em questão. Ainda são considerados dados muito bons ou bons com até três anos de idade, sem qualquer alteração evidente. Acima de três anos, os dados mudam de razoáveis a muito ruins, de acordo a representatividade dos processos tecnológicos avaliados.

Na completude, a qualidade dos dados é determinada pela abrangência no levantamento dos dados. Assim, há uma perda gradual de qualidade, que vai desde a situação de processos com todos os dados de fluxos levantados, seguido por processos com todos os fluxos relevantes coletados, passando a processos com fluxos individuais relevantes, até processos com fluxos relevantes não coletados. Para uma classificação dos dados, faz-se necessária revisão por especialistas, que determinarão a qualidade entre muito ruim, quando não há qualquer declaração sobre completude, e muito bom, para o caso de todos os fluxos levantados.

A consistência também deve ser avaliada por especialistas e varia entre muito bom e muito ruim, de acordo com a coerência de aplicação da metodologia ou padrão de coleta de dados, se esta está bem definida ou não. O caso extremo negativo (muito ruim) é a aplicação de uma metodologia com deficiências conhecidas.

A precisão indica níveis decrescentes de qualidade (de muito bom a muito ruim) se os dados são medidos, da literatura, calculados ou estimados. No GaBi, a incerteza é contabilizada em duas partes: incerteza dos dados e incerteza do modelo. Como regra geral, esta deve estar por volta de 10%. Para medir a incerteza, o GaBi se auxilia de algumas ferramentas próprias e sugere ainda um teste de robustez dos resultados do modelo através de simulação Monte Carlo, com a qual pode-se obter um valor médio e o seu desvio padrão. Portanto, a incerteza é um reflexo do desvio padrão associado à distribuição de probabilidade gerada pela simulação. O documento GaBi ainda sugere a determinação do coeficiente de variação como uma forma mais imparcial de avaliar a variabilidade dos conjuntos de dados.

A qualidade geral dos dados (QGD) é calculada através da mesma equação sugerida pelo handbook ILCD, ou através de outra muito semelhante, utilizada no Guia de Pegada Ambiental de Produto (EC_b, 2013), na qual há a soma dos seis RQD's discutidos, dividida por 6. Ao final, a QGD variará entre $\leq$ 1,6 (excelente qualidade) e > 4 (qualidade ruim).

Orientação de qualidade de dados para o Ecoinvent

O guia do Ecoinvent dedica oito capítulos à discussão de diretrizes de qualidade, desde a coleta dos dados, passando pelos tipos de conjuntos de dados, o nível de detalhe requerido, a garantia da completude, documentação, nomenclatura e incerteza (WEIDEMA *et al*., 2013). A completude é confirmada através de cálculos estequiométricos, balanços de massa, energia e financeiros. A incerteza tem relação com uma distribuição de dados dentro de uma população, causada por uma variação aleatória. Na base de dados Ecoinvent, existem dois tipos de incerteza. O primeiro tipo surge da variação e erro estocástico dos valores dos dados. O segundo tipo advém do uso de estimativas sem verificação, incompletude na amostra ou extrapolação em diferentes condições temporais, geográficas e tecnológicas.

A base Ecoinvent ainda considera a incerteza de indicadores de qualidade de dados, baseada em uma abordagem de matriz "pedigree", de acordo com o trabalho de Weidema (1998). As fontes de dados são avaliadas em referência a cinco características independentes: confiabilidade, completude, correlação temporal, correlação geográfica, e correlação tecnológica. Cada característica tem cinco níveis de qualidade, pontuados de 1 a 5, de acordo com um gradiente decrescente de qualidade da informação. Para tais pontos são atribuídos fatores de incerteza (variâncias). Esta base também se utiliza da simulação Monte Carlo.

Conclusões

Esta revisão identificou o que a norma ISO 14044 determina para a avaliação da qualidade de dados e quais os procedimentos e diretrizes propostos pelos principais e atuais documentos disponíveis sobre o tema ACV.

Após a última edição da norma, quatro documentos se destacaram e trouxeram sugestões e orientações de como agir em relação à avaliação da qualidade dos dados.

Apesar de a norma determinar 10 RQDs, em geral, os documentos pós-norma concentram-se na representatividade agregada (temporal, geográfica e tecnológica), consistência, completude e precisão/incerteza.

Para os casos de requisitos de caráter subjetivo, como a representatividade ou a consistência, recomenda-se considerar o julgamento de especialistas. Os checklists também são indicados, desde que se determinem os critérios a serem verificados, de forma a averiguar se atendem ou não às exigências de consistência e representatividade.

A incerteza está bem amparada por métodos quantitativos. Embora com maior complexidade, os resultados das análises são mais facilmente discutidos, pois podem simplesmente ser equiparados a um limite pré-determinado.

Embora se busque a avaliação quantitativa, a questão da subjetividade não está superada, pois a atribuição de pontos está relacionada a um entendimento do que é bom ou ruim. O consenso sobre as pontuações entre os principais atores da ACV, associado a periódicas revisões e atualizações destas, são provavelmente as melhores formas de garantir uma avaliação justa da qualidade de dados de ICVs.

Referências Bibliográficas

BAITZ, M. et al.(2013). GaBi Database & Modelling Principles 2013 – version 1.0. Thinkstep: Echterdingen, Germany, 162 p.

EPA – Environmental Protection Agency (1993). Life-Cycle Assessment: Inventory guidelines and principles. EPA: Cincinnati, EUA. 128 p.

EC – EUROPEAN COMMISSION (2010). General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance. EC-JRC-IES: Ispra, Italy. 417 p.

ECa – EUROPEAN COMMISSION (2010). Specific guide for Life Cycle Inventory data sets. EC-JRC-IES: Ispra, Italy. 142 p.

ECb – EUROPEAN COMMISSION (2013). Commission recommendation of 9 april 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations (2013/179/eu) – Annex II Product Environmental Footprint (PEF) guide official journal of the european union volume 56, L 124.

GUINÉE, J. B., et al. (2004). Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards. Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers,. 687 p.

ISO – International Organization for Standardization. (2006). International Standard 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. ISO: Geneva, Switzerland. 54 p.

UNEP – United Nations Environment Programme. (2011). Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment databases – A basis for greener processes and products. UNEP-SETAC: Paris, France. 160 p.

WEIDEMA, B. P. (1998). Multi-User Test of the Data Quality Matrix for Product Life Cycle Inventory. International Journal of Life Cycle Assessment 3(5). p. 259-265.

WEIDEMA, B. P. et al. (2013). Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Centre: St. Gallen, Switzerland. 169 p.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Análise do intercâmbio de datasets entre diferentes softwares de ACV e o banco de dados nacional SICV Brasil: principais limitações e soluções

Diogo A. Lopes Silva[1], Carla G. Lutosa[2], Thiago O. Rodrigues[2 e 3], Tiago E. N. Braga[2, 3]

[1]*Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de São Carlos, campus de Sorocaba/SP,* diogo.apls@ufscar.br
[2]*Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, Brasília/DF*
[3]*Universidade de Brasília, Brasília/DF*

Resumo. *Para subsidiar a condução de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) existem diversos bancos de dados públicos e privados, os quais, e em geral, podem ser acessados via o uso de softwares de ACV. Esses softwares dispõem de centenas de datasets em seus bancos de dados (BDs), contudo, os datasets podem apresentar diferentes formatos de saída de dados, sendo que os dois principais formatos mundialmente adotados são o ecoSpold e o ILCD. No caso do Brasil, atualmente encontra-se disponível o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida - SICV Brasil. Assim, o presente trabalho tem como objetivo apresentar os resultados de um estudo sobre a análise do intercâmbio de datasets quando importados ao SICV Brasil nos formatos ecoSpold e ILCD. O ILCD é formato padrão para importação e exportação de dados utilizado pelo SICV Brasil, assim, para os testes realizados, os datasets em formato ecoSpold precisaram passar por um processo prévio de conversão antes de sua importação no SICV Brasil. Foi selecionada uma amostra de 10 datasets para o estudo, e os softwares escolhidos foram GaBi, ecoEditor, OpenLCA e SimaPro. Foi observada a possível perda de informações dos datasets armazenados no SICV Brasil comparativamente a versão original dos mesmos quando gerados pelos respectivos softwares de ACV. Um checklist foi desenvolvido para permitir a avaliação da perda das informações de cada dataset. Os resultados mostraram que a perda de informações dos datasets variou de 4% a 43%. Datasets oriundos de softwares que não exportam diretamente no formado ILCD apresentaram maior nível de perda de informações relativamente aos datasets já exportados diretamente no formato ILCD. Assim, foi sugerido que todos os softwares de ACV disponibilizem como opção de importação/exportação de dados o formato ILCD, evitando a necessidade de conversões intermediárias no processo. Também, foi sugerida a utilização de ferramentas computacionais para a verificação do formato ILCD dos datasets encaminhados ao SICV Brasil, o que poderia facilitar o processo de análise da perda de informações. E por fim, foi proposto que seja feita uma análise detalhada para verificar se o formato ILCD adotado tanto pelos softwares de ACV avaliados quanto pelo SICV Brasil são os mesmos.*

Palavras-chave. *SICV Brasil, banco de dados, inventário do ciclo de vida, metadados, software de ACV.*

Introdução

O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é a etapa da metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) onde ocorre a aferição quantitativa dos aspectos ambientais do ciclo de vida de um produto (ABNT, 2009), sendo que uma das limitações básicas deste processo são o acesso e a disponibilidade de dados de inventário confiáveis e com alta qualidade (UNEP, 2007). Deve-se criar mecanismos que facilitem o acesso às informações de ICV dos mais diversos produtos, já que empresas interessadas em realizarem estudos de ACV necessitarão quase sempre de dados que não estão sob sua alçada (CHERUBINI e RIBEIRO, 2015). Por exemplo, uma empresa pode precisar de dados de ICV da produção das matérias-primas utilizadas na manufatura de seus produtos, os quais são dados normalmente de responsabilidade de fornecedores externos.

Existe uma demanda mundial no tocante ao desenvolvimento de bancos de dados (BDs) para subsidiar estudos de ACV com dados consistentes de acordo com as realidades geopolíticas de cada país. E, no caso do Brasil, recentemente foi lançado o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida – SICV Brasil.

Existem BDs públicos e privados, e em geral, eles podem ser acessados por meio de softwares de ACV. Cada *dataset* disponível em um BD representa um conjunto de dados envolvendo todas as informações de caráter qualitativo (ou metadados) e quantitativo do ciclo de vida de um produto. Os *datasets* podem apresentar diferentes formatos de saída de dados, sendo que os dois principais adotados são o ecoSpold e o ILCD. Esses

formatos foram desenvolvidos como padrões para o armazenamento virtual de *datasets* nos BDs. No caso do SICV Brasil, o formato padrão adotado é o ILCD, e a ideia é que o banco brasileiro seja acessível via *web* e *webservices*, e que os *datasets* existentes ali sejam provenientes de softwares de ACV.

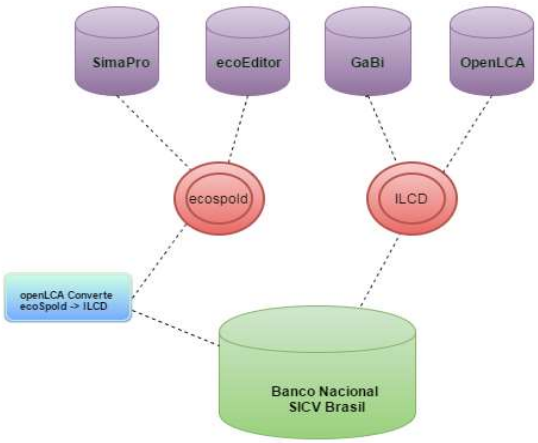
Assim, este artigo objetiva analisar o nível de perda de informações de *datasets* em processos de intercâmbio de dados entre softwares de ACV e o SICV Brasil.

Metodologia

Primeiramente foi planejado um conjunto de testes de intercâmbio de *datasets*, conforme esquematicamente ilustrado na Figura 1. Para isso, foram selecionados diferentes softwares de ACV, sendo: **ecoEditor**, **GaBi**, **openLCA**, e **SimaPro**. A escolha destes softwares se justificou pelo fato deles estarem entre os principais utilizados no Brasil e no mundo. Além disso, os responsáveis pelo desenvolvimento destes *softwares* participam de iniciativas internacionais ligadas a ACV, tais como o *Life Cycle Initiative* e a *Global LCA Data Access*, o que indica que estarão alinhados com os futuros desenvolvimentos do SICV Brasil, também participante de tais iniciativas. Também, se destaca o fato das ferramentas openLCA e do ecoEditor serem de acesso livre, enquanto que o GaBi e o SimaPro serem softwares fechados.

- **ecoEditor:** desenvolvido para a geração de *datasets* visando uma posterior publicação no BD ecoinvent. O software permite salvar *datasets* em formatos ecoSpold v1 e v2. Neste trabalho, foi utilizada a versão 3.3.65.10842 do software, e foram gerados arquivos ecoSpold v1 para posterior conversão para formato ILCD;
- **GaBi:** foi utilizado o software versão 6.4.0.3 e o seu BD versão profissional 6.107 como referência. Esta ferramenta possibilita a geração de *datasets* em formatos ecoSpold v1 e ILCD;
- **OpenLCA:** foi utilizada sua versão 1.4.0 e o BD ELCD v.3 como referência. Esta ferramenta possibilita a geração de *datasets* em formatos ecoSpold v1 e v2, e ILCD. Além disso, o OpenLCA também foi utilizado como conversor dos *datasets* em formato ecoSpold para ILCD (ver Figura 1);
- **SimaPro:** foi utilizada a versão 7.3.3 do software e o BD Industry Data 2.0, PlasticsEurope. Esta ferramenta possibilita a geração de *datasets* em formato ecoSpold v1.

Figura 1: Representação esquemática dos testes delineados para o intercâmbio de *datasets*



Na Figura 1, todos os *datasets* formato ecoSpold foram gerados com base na versão v1. Além disso, é importante destacar que os softwares analisados também possibilitam a importação de arquivos em formatos diferentes do ecoSpold e do ILCD. Por exemplo, o SimaPro possibilita também a geração de arquivos em

formato Excel, e o GaBi, permite a geração de arquivos em formato GPR. Porém, esses e os demais formatos pré-disponíveis nos softwares analisados se mostraram fora do escopo do presente estudo.

Ao todo foram selecionados 10 *datasets* (ver Tabela 1), sendo que cada um foi importado ao SICV Brasil e a perda de informações durante o intercâmbio de dados foi avaliada conforme o *checklist* da Tabela 2.

O *checklist* foi desenvolvido para servir de referência para a organização, mapeamento do fluxo de informações e padronização dos resultados da análise do processo de intercâmbio de dados. Ao todo, o *checklist* apresenta 38 itens distribuídos pelas categorias: **"*Process information*"**, ***"Modelling and validation"***, ***"Administrative information"***, ***"Inputs/Outputs"***, e **"Outros"**. Tais categorias foram organizadas a partir dos requisitos do formato ILCD, conforme consta nos documentos EC/JRC/IES (2010; 2011).

Por fim, é importante mencionar que o *checklist* da Tabela 2 não apresenta todos os 38 itens estabelecidos devido a limitações de espaço no texto, mas é mostrada uma síntese com os seus principais tópicos e conteúdo.

Tabela 1: Amostra de *datasets* selecionados para o estudo

Descrição do *dataset*	**Software de ACV**	**Banco de dados**	**Formato original do *dataset***
GLO: Diesel Production, low sulfur	ecoEditor	ecoinvent version 3	ecoSpold v1
EU-27: Landfill of plastic waste	GaBi	GaBi Professional DB 6.107	ecoSpold v1 e ILCD
EU-25: Corrugated board boxes	OpenLCA	ELCD v.3	ILCD
GLO: PVC pipe E	SimaPro	Industry Data 2.0, Plastic Europe	ecoSpold v1
CH: Cement (average) PE	GaBi	GaBi Professional DB 6.107	EcoSpold v1e ILCD
GLO: Natural gas	SimaPro	Industry Data	ecoSpold v1
GLO: Planks	SimaPro	Industry Data	ecoSpold v1
RER: Acetone dimethylceton	Gabi	GaBi Professional DB 6.107	ILCD
GLO: Excavator PE	Gabi	GaBi Professional DB 6.107	EcoSpold v1
CN: Elevator average utilization	Gabi	GaBi Professional DB 6.107	EcoSpold v1

Tabela 2: *Checklist* utilizado para a avaliação da perda de informações durante o intercâmbio de dados

TÓPICOS	**ITEM**	Critério de avaliação	Notas			Software de ACV e BD escolhido		Nome original do *dataset*
		NÃO ATENDE: O item não foi identificado. **ATENDE PARCIALMENTE:** O item não foi totalmente atendido. **OK:** O item foi atendido satisfatoriamente.	**NÃO ATENDE**	**ATENDE PARCIALMENTE**	**OK**	De formato	Para formato	Responsável
Process information		*Key data set information*				Comentários		
	1	*Location*						
	2	*Geographical representativeness description*						
	3	*Reference year*						
	...	...						
		Quantitative reference						
	8	*Reference flow(s)*						

		Time representativeness				
	9	*Data set valid until:*				
	10	*Time representativeness description*				
	...	...				
		TOTAL DE NOTAS NO TÓPICO				
Modelling and validation		*LCI method and allocation*				
	13	*Type of data set*				
	14	*LCI method principle*				
	...	...				
		Data sources, treatment, and representativeness				
	18	*Data cut-off and completeness principles*				
	...	...				
	22	*Data collection period*				
		Completeness				
	23	*Completeness product model*				
		TOTAL DE NOTAS NO TÓPICO				
Administrative information		*Commissioner and goal*				
	...	...				
	25	*Data set generator / modeler*				
		Data entry by				
	26	*Time stamp (last saved)*				
	27	*Data set format(s) (source data set)*				
		Publication and ownership				
	...	...				
	33	*Access and use restrictions*				
		TOTAL DE NOTAS NO TÓPICO				
Inputs/outputs		*Inputs*				
	34	*Todos os campos existentes no SICV Brasil foram preenchidos corretamente (type of flow, classification, flow, variable, etc.) ?*				
		Outputs				
	35	*Todos os campos existentes no SICV Brasil foram preenchidos corretamente (type of flow, classification, flow, variable, etc.) ?*				
	...	...				
		TOTAL DE NOTAS NO TÓPICO				
TOTAL GERAL DE NOTAS						

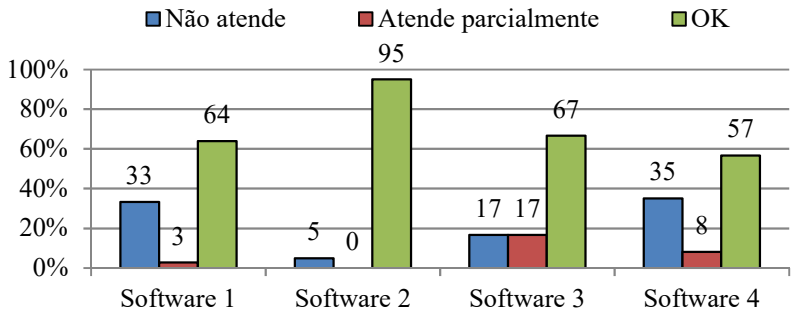
Para efeito da análise da perda de informações dos *datasets*, ao final da avaliação de cada tópico do *checklist*, foi realizada a contagem dos itens atendidos, parcialmente atendidos e não atendidos. Quanto maior a quantidade de itens enquadrados nos critérios **"não atende"** e/ou **"atende parcialmente"**, maior foi o nível de perda de

informações do *dataset* importado ao SICV Brasil. O nível de 100% (sem perda de informações) foi utilizado como referência para o *dataset* que viesse a atender a todos os 38 itens do *checklist*.

Resultados e Discussão

Na Figura 2 é mostrado um gráfico com os resultados gerais da análise de perda de informações dos 10 *datasets*, incluindo o percentual de itens atendidos, parcialmente atendidos e não atendidos. Para preservar a marca dos softwares de ACV avaliados, seus nomes oficiais foram substituídos por Software 1, 2, 3 e 4.

Figura 2: Nível da perda de informações dos *datasets* importados para o SICV Brasil.



Pela Figura 2, percebe-se que os *datasets* apresentaram um nível de perda de informações variando de 5 a 43% (ou 57 a 95% de itens atendidos), sendo que os *datasets* mais completos foram obtidos quando o arquivo original foi gerado a partir do software 2. A maior perda de informações foi obtida ao se utilizar o software 4. Já o software 1 e software 3 apresentaram performances similares.

Sobre os itens não atendidos ou apenas parcialmente atendidos pelos *datasets* analisados, se ressalta principalmente a perda de informações para as categorias "***Process information***" e "***Modelling and validation***". Assim, a seguir, são discutidos os principais destaques durante a análise de intercâmbio dos *datasets*.

Considerando o Software 1, o item que **não foi atendido** no tópico **"*Process information*"** foi: "*use advice for data set"*, pois este item não existe em nenhum dos campos do software. Já os itens que não foram atendidos no tópico "***Modelling and validation***" foram: "*modelling constants*", "*data cut-off and completeness principles*", "*data selection and combination principles*", "*deviation from data selection and combination principles / explanations*", "*data source(s) used for this data set (source data set)*", e "*completeness product model*"; e no tópico "***Administrative information***", os itens "*intended applications*", "*permanent data set URI*", e "*workflow and publication status*" não foram atendidos, pois todos estes itens citados não existem no software. No tópico **"*Inputs/outputs*"**, os seguintes itens não foram atendidos: "*data source type*" e "*data derivation type/status*", pois tais itens estavam em branco no *dataset* importado para o SICV Brasil, ainda que na sua versão original do Software 1, os mesmos estivessem todos preenchidos. Portanto, isso caracteriza perda de informações no processo de intercâmbio, e isso pode ser explicado pelo fato dos formatos ecoSpold e ILCD não serem totalmente compatíveis quanto aos itens que cada formato tem como requisito durante a construção de *datasets*.

Sobre o Software 2, a grande maioria dos itens do *checklist* foram atendidos ao se importar os *datasets* em formato ILCD para o SICV Brasil. A exceção ocorreu apenas para o item "*permanent dataset URI*", localizado no tópico "***Administrative information***", pois este item não existe no software. A baixa perda de informações

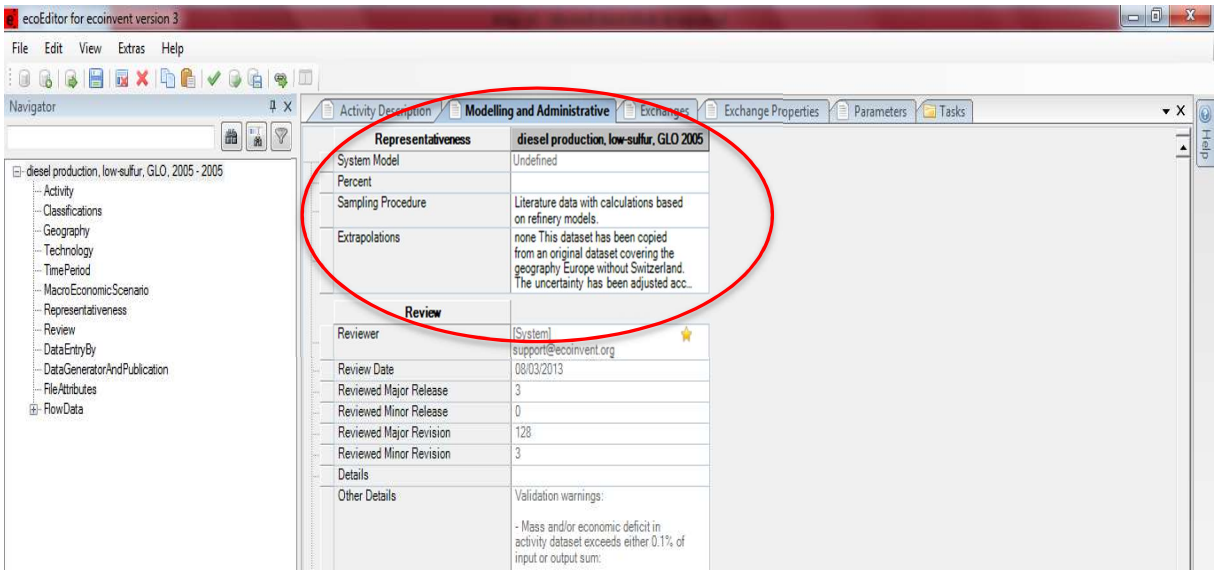
dos *datatsets* importados a partir do Software 2 indica que, provavelmente, tanto o SICV Brasil quanto o Software 2 utilizam a mesma plataforma para implementação do formato ILCD.

Sobre a avaliação dos *datasets* oriundos do Software 3, os itens que não foram atendidos no tópico "***Process information***" foram: "*use advice for data se*t", pois este item não existe em nenhum dos campos do software; e "*technology description including background system*", pois não é possível incluir o diagrama de fluxo de processo, o qual representa um esquema gráfico do sistema de produto. Outros softwares como o Software 1 e Software 2 permitem a inserção de imagens, ou de esquemas gráficos, porém, essa é uma limitação no Software 3. No tópico "***Modelling and validation***" não foram atendidos os campos: "*deviation from LCI method principle/explanations*", "*deviation from data selection and combination principles/explanations*", e "*Completeness product model*"; no tópico "***Administrative information***", os itens "*permanent data set URI*", e "*workflow and publication status*" também não foram atendidos; e no tópico "***Inputs/outputs***", os itens "*data source type*" e "*data derivation type/status*" também não foram atendidos, pois todos estes itens citados não existem no software. Portanto, verificaram-se limitações nos *datasets* em formato ILCD gerados a partir Software 3, e isso pode estar relacionado as diferenças existentes na forma como o Software 3 implementa o formato ILCD comparativamente ao SICV Brasil. Também, como destacado anteriormente, nem todos os itens contemplados pelos *datasets* em formato ecoSpold estão presentes no formato ILCD, e vice-versa, logo, perda de informações ocorrerão durante a conversão ecospold para ILCD.

Em relação ao Software 4, foi verificado no tópico "***Process information***", que os seguintes itens não foram atendidos "*use advice for data se*t", e "*general comment on dataset*"; no tópico "***Modelling and validation***", não foram atendidos os campos "*LCI method approaches*", "*modelling constants*", "*data cut-off and completeness principles*", "*data selection and combination principles*", "*deviation from data selection and combination principles/explanations*", "*data treatment and extrapolations principles*", e "*completeness product model*"; enquanto que no tópico "***Administrative information***", os itens "*intended applications*", "*permanent data set URI*", e "*workflow and publication status*" não foram atendidos; e por fim, no tópico "***Inputs/outputs***", os itens "*data source type*" e "*data derivation type/status*" não foram atendidos, pois todos estes itens citados não estão disponíveis no Software 4.

Como foi visto, a maior parte dos itens não atendidos durante a análise se deu pela não existência dos mesmos nos formatos originais dos *datasets*, previamente ao processo de importação para o SICV Brasil. A maior parte dos itens não contemplados estão associados aos metadados, ou seja, a descrição das fontes de dados, do escopo geográfico, tecnológico, e temporal dos *datasets*, e informações administrativas. Todavia, a partir do exemplo da Figura 3, verifica-se que a não existência dos itens destacados não implica que os mesmos, necessariamente, não tenham sido contemplados de alguma forma por cada *dataset* em seu formato original.

Figura 3: Itens destacados no software ecoEditor para o tópico "*Representativiness*".



Por exemplo, para a categoria "***Modelling and validation***" do *checklist*, itens como "*data cut-off and completeness principles*", e "*data source(s) used for this data set (source data set)*" podem ser contemplados de formas diferentes segundo o formato ecoSpold do software ecoEditor. Assim, a Figura 3 mostra o caso do *dataset* intitulado "*GLO: Diesel Production, low sulfur*", e nele, tais itens do *checklist* foram incluídos no *dataset* a partir do preenchimento dos itens do tópico "*Representativiness*". Contudo, esses itens da Figura 3 não existem no *checklist* da Tabela 2, e por isso que quando ocorreu a conversão do *dataset* para formato ILCD que ocorreram essas perdas de informações no processo de intercâmbio. Além disso, é importante destacar que esta mesma problemática também foi verificada para os demais softwares de ACV estudados.

Conclusões

Foi realizada a análise do intercâmbio de *datasets* importados para o SICV Brasil a partir de alguns dos mais representativos softwares de ACV existentes, e os resultados mostraram que entre todos os softwares avaliados, aquele que apresentou o menor nível de perda de informações foram os *datasets* gerados a partir do Software 2. Os *datasets* importados gerados a partir do Software 4, foram aqueles que apresentaram os maiores níveis de perda de informações, enquanto que os *datasets* gerados a partir do software 1 e do software 3, apresentaram resultados similares e intermediários de perda de informações.

Foi destacado que a maior parte das informações perdidas durante o processo de intercâmbio de dados foi relacionada aos metadados, e isto resulta em limitações de conteúdo especialmente no escopo dos *datasets* convertidos, podendo inclusive comprometer o uso desses *datasets* em aplicações práticas, como em estudos de ACV realizados pela indústria e academia.

Como a maior parte dos itens não atendidos durante a análise de perda de informações dos *datasets* se deu devido a não existência dos mesmos no formato ILCD utilizado pelo SICV Brasil, como ação, se sugere realizar uma comparação entre as formas de implementação do formato ILCD adotados tanto pelo SICV Brasil quanto pelos softwares de ACV. Assim, será possível averiguar com mais detalhes se as diferenças nos resultados apresentam, de fato, dependência da forma como o formato ILCD foi implementado.

Outra sugestão seria a utilização de uma ferramenta para verificação automática do formato ILCD dos *datasets* previamente a importação definitiva deles ao SICV Brasil. Tal ferramenta poderia ser o ILCD Editor, disponível

em EU/JRC/EPLCA (2016). Assim, tal verificação poderia ser feita pelos gestores do SICV Brasil, e no caso de haver inconsistências no *dataset* gerado, o usuário (*data provider*) poderia ser informado sobre as informações faltantes/incompletas no *dataset* submetido e sobre as necessidades de melhoria no mesmo.

Por fim, seria também importante que todos os softwares de ACV apresentassem a possibilidade de exportar diretamente os *datasets* para formato ILCD, sem a necessidade de realizar conversões intermediárias (e.g., de ecoSpold para ILCD), pois isso auxiliaria na redução de parte do problema de perda de informações durante o intercâmbio de dados.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao apoio financeiro fornecido pelo "Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico" – CNPq, processo Nº 170101/2015-0. Diogo A. Lopes Silva também agradece ao Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia – IBICT pelo suporte técnico durante à pesquisa conduzida, e à "Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo" – FAPESP, processo N° 2013/06736-9.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009). NBR ISO 14044: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro

CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T. (2015). Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, Brasília: 2015. ISBN: 9788570131058.

EUROPEAN COMISSION – JOINT RESEARCH COUNCIL. INTERNATIONAL –INSTITUTE FOR ENVIRONMENT SUSTAINABILITY. (2010). International reference life cycle data system (ILCD) Handbook – nomenclature and other conventions. Luxembourg: European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environmental and Sustainability.

_____. (2011). International reference life cycle data system (ILCD) – Documentation of LCA datasets. Version 1.1 Beta. Luxembourg: European Commission – Joint Research Centre – Institute for Environmental and Sustainability.

EUROPEAN COMISSION – JOINT RESEARCH COUNCIL. INTERNATIONAL – EUROPEAN PLATFORM ON LIFE CYCLE ASSESSMENT. (2016). Life cycle inventory datasets related tools. Disponível em: http://eplca.jrc.ec.europa.eu/?page_id=140. Acesso em 11 Abr 2016.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. (2007). Life cycle management - a business guide to sustainability, Paris: UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Influência do método de avaliação de impacto na determinação de processos elementares prioritários para adaptação de bases de dados

Giovanna Chiumento[1], Cássia Maria Lie Ugaya[2]

[1]Universidade Tecnológica Federal do Paraná, giovannachiumento@hotmail.com
[2]Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Bolsista Produtividade CNPq

Resumo. *A necessidade de dados regionais em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é comum a muitos países em desenvolvimento, que buscam resultados mais representativos dos processos locais. O desenvolvimento de uma base de dados consolidada, no entanto, exige investimentos em capacitação técnica, tempo e recursos. Como solução para este problema está a adaptação de bases de dados já existentes. Estudos foram realizados ao redor do mundo com diferentes abordagens de priorização de processos elementares para a adaptação. No Brasil, um método foi desenvolvido para priorizar os processos de maior contribuição para os impactos ambientais. Uma vez que a escolha do método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) pode levar a diferentes resultados, o objetivo deste trabalho é realizar uma análise de sensibilidade dos resultados de priorização obtidos por meio de diferentes métodos de AICV. A base de dados usada para a realização deste estudo foi ecoinvent v.3.1. Utilizando o software SimaPro v.8.1.0 os resultados de contribuição foram obtidos para 55 diferentes produtos, relevantes para a produção industrial brasileira. Cinco métodos de avaliação de impacto endpoint foram considerados: IMPACT World+ (beta), IMPACT 2002+, ReCiPe (E), ReCiPe (H) e ReCiPe (I). O número encontrado de processos relevantes foi distinto para cada método de AICV avaliado, embora a diferença entre os extremos seja de 18%. Os métodos IMPACT WORLD+ e IMPACT 2002+ apresentaram o mesmo número de processos elementares, mas apenas 75% deles são comuns aos dois métodos. Poucos processos elementares são relevantes para mais de uma área de dano, o que mostra a diversidade nos resultados de contribuição. Quase 28% dos processos são relevantes para apenas uma das quinze áreas de dano, ao passo que apenas quatro processos aparecem nos resultados de mais de 60% das áreas avaliadas. A avaliação dos 5 processos de maior contribuição para a área de qualidade do ecossistema, obtidos pela aplicação dos diferentes métodos, mostrou que há mais semelhanças quando se compara os métodos ReCiPe (H) e ReCiPe (I), enquanto que os resultados obtidos com o IMPACT 2002+ são completamente distintos daqueles apontados pelo IMPACT WORLD+. Mesmo em face de tais inconsistências, a metodologia para priorização de processos com viés ambiental se mostra eficiente, já que de 11332 processos elementares atualmente contidos na versão 3.1 do ecoinvent, foi possível priorizar 137 pontos críticos para os impactos ambientais.*

Palavras-chave. *Adaptação de bases de dados; Priorização; ICV; AICV.*

Introdução

Para o desenvolvimento de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) conjuntos de dados (datasets) são necessários para representar cada processo do sistema do produto envolvido. A coleta e a compilação dos dados são geralmente as etapas que requerem maior tempo e esforços ao realizar uma ACV (REBITZER et al. 2004). Usualmente, estes dados são inseridos em bases de dados a fim de minimizar novas coletas. Além disso, as bases de dados permitem a inclusão, conservação e manutenção dos datasets nelas inseridos. É importante que os dados sejam uniformes e representativos, o que faz com que seja possível obter resultados consistentes (SONNEMANN et al, 2011).

Embora a importância desta ferramenta já seja declarada, países em desenvolvimento ainda sentem a necessidade de dados representativos dos seus processos (HERTWICH, 2005). Isto faz com que dados não regionais sejam utilizados nos estudos, muitas vezes representando processos que são geralmente distintos em termos de tecnologia, matriz energética e consumo de recursos.

A criação de uma base de dados, portanto, é recomendada. No entanto, sabe-se que para isso são requeridos investimentos financeiros, capacidade técnica e tempo (DE EICKER, 2010). Uma solução alternativa para este

problema, proposta pelos autores, é a adaptação de bases de dados já existentes, para a qual alguns estudos já foram feitos ao redor do mundo (LESAGE e SAMSON, 2013).

No Brasil, um método para determinar os conjuntos de dados de processos elementares que merecem ser priorizados na adaptação foi proposto por Chiumento e Ugaya (2014). As autoras calcularam os resultados de impacto ambiental utilizando o método CML 2000 e avaliaram algumas categorias de ponto médio do método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) citado. Assim, foram estabelecidos alguns processos elementares que merecem atenção na adaptação.

De acordo com o método proposto pelas autoras, a priorização deve levar em conta os processos elementares de maiores contribuições para os impactos ambientais. Uma vez que a escolha do método de AICV pode levar a diferentes resultados (DREYER, NIEMANN e HAUSCHILD, 2003), o objetivo deste trabalho é realizar uma análise de sensibilidade dos resultados de priorização obtidos por meio de diferentes métodos de avaliação de impacto.

Método

Produtos a serem avaliados

A seleção dos produtos avaliados para a priorização de processos elementares foi feita de maneira análoga à proposta por Chiumento e Ugaya (2014), agora utilizando a versão 3.1 da base de dados do ecoinvent. O relatório dos 100 maiores produtos e/ou serviços industriais de acordo com a posição nacional de 2011, publicado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) foi o ponto de partida para determinar os produtos avaliados.

As considerações para a determinação da correspondência entre os produtos e a base de dados são idênticas às propostas por Chiumento e Ugaya (2014). Em alguns casos, os produtos do IBGE tiveram que ser agregados e relacionados a uma correspondência principal da base de dados. O contrário também ocorreu, pois para alguns casos um único produto do relatório é encontrado de diversas formas na base de dados. Estas diferenças são causadas principalmente pelo fato de o nível de detalhamento do relatório do IBGE ser distinto do da base de dados, conforme já explicado no estudo anterior.

Determinação dos processos elementares a serem priorizados

Os métodos de avaliação de impacto de ponto final selecionados foram: (*i*) IMPACT 2002+, (*ii*) IMPACT WORLD+ versão beta, (*iii*) ReCiPe (E), (*iv*) ReciPe (H) e (*v*) ReCiPe (I). As áreas de dano avaliadas para cada método são apresentadas na Tabela 16. Os resultados de contribuição dos processos elementares foram obtidos utilizando o software SimaPro, v. 8.1.0.

Tabela 16 - Áreas de dano avaliadas

Método	Área de dano
IMPACT 2002+	Saúde Humana Qualidade do Ecossistema Mudanças Climáticas Recursos
IMPACT WORLD+ (versão beta)	Saúde Humana Qualidade do Ecossistema
ReCiPe (E), (H) e (I)	Saúde Humana Qualidade do Ecossistema Recursos

Foi aplicado um corte para selecionar os processos elementares que representam 80% do resultado de impacto de cada área de dano, com o objetivo de reduzir o número de prioridades para a adaptação. Após o corte, o número de processos restantes para cada método foi contabilizado. Além disso, os resultados para saúde humana e qualidade do ecossistema, áreas de dano comuns a todos os métodos, foram comparados.

Resultados e Discussões

Produtos avaliados

A pesquisa contemplou os produtos cuja correspondência com a base de dados foi encontrada. Dos cem produtos apresentados no relatório do IBGE, a correspondência foi encontrada para sessenta e seis. Devido às considerações de agregação e desagregação, estes produtos foram relacionados a cinquenta e quatro *datasets* da base de dados do ecoinvent. Neste caso, trinta e quatro produtos não foram avaliados. Em trabalho anterior, Chiumento e Ugaya (2014) avaliaram 3 produtos a menos, pois a base de dados não continha a produção de carnes de bovinos e leite. A Tabela 17 mostra os sessenta e seis produtos contemplados na pesquisa.

Tabela 17 - Produtos contemplados na pesquisa
FONTE: Adaptado de IBGE (2016)

Produtos contemplados		
Minérios de ferro em bruto ou beneficiados	Adubos ou fertilizantes com nitrogênio, fósforo e potássio (NPK)	Querosenes de aviação
Óleo diesel	Açúcar Cristal	Massa de concreto preparada para construção
Automóveis, jipes ou camionetas (cilindrada entre 1500 e 3000 cm3)	Açúcar VHP (*very hight polarization*)	Naftas para petroquímica
Automóveis, jipes ou camionetas (cilindrada menor/ igual a 1000 cm^3)	Óleos combustíveis, exceto diesel	Caixas de papelão ondulado ou corrugado
Partes, peças e acessórios para veículos automotores	Tortas, farelos e outros resíduos da extração do óleo de soja	Leite esterilizado / UHT/ Longa Vida
Automóveis, jipes ou camionetas (cilindrada entre 1000 e 1500 cm^3)	Cimentos Portland compostos (CP - II)	Biodiesel
Peças ou acessórios para o sistema de motor de veículos automotores	Televisores (receptores de televisão)	Computadores pessoais portáteis
Eixos, semieixos, engrenagens ou outras peças para transmissão	Pastas químicas de madeira, processo sulfato	Óleo de soja refinado
Peças ou acessórios para os sistemas de marcha ou transmissão	Rações e outras preparações para alimentação de animais	Gás natural
Peças ou acessórios de plástico para veículos automotores e similares	Motocicletas (cilindrada entre 50 e 250 cm3)	Polipropileno (PP)
Pneumáticos novos de borracha	Peças e acessórios para motocicletas, e outros	Ferro-gusa
Freios (travões) e servo freios	Lingotes, blocos, tarugos ou placas de aços ao carbono	Óleo de soja em bruto, mesmo degomado

Jogos de fios para velas de ignição e outros chicotes elétricos	Bobinas a quente de aços ao carbono, não revestidos	Alumínio não ligado em formas brutas
Óleos brutos de petróleo	Vergalhões de aços ao carbono	Papel para usos na escrita, impressão e outros fins gráficos
Minérios de ferro pelotizados ou sinterizados	Tubos, canos ou perfis ocos de aço com costura	Barras, perfis ou vergalhões de cobre ou de ligas de cobre
Gasolina automotiva ou para outros usos, exceto para aviação	Fio-máquina de aços ao carbono	Óxido de alumínio (alumina calcinada)
Álcool etílico anidro ou hidratado para fins carburantes	Bobinas ou chapas de aços zincadas (galvanizadas)	Ouro em formas brutas, semimanufaturadas ou em pó
Carnes de bovinos frescas ou refrigeradas	Bobinas a frio de aços ao carbono, não revestidos	Computadores pessoais de mesa
Carnes de bovinos congeladas	Chapas, bobinas, fitas e tiras de aço, relaminadas	Sabões ou detergentes em pó outras formas semelhantes
Caminhões, com motor diesel	Barras de aços ao carbono	Polietileno de alta densidade (PEAD)
Pneumáticos novos de borracha, usados em ônibus ou caminhões	Artefatos diversos de ferro e aço	Tintas ou vernizes dissolvidos em meio aquoso
Motores diesel ou semidiesel para ônibus ou caminhões	Gás liquefeito de petróleo (GLP)	Caixas ou outras cartonagens de papel-cartão ou cartolina

Os produtos derivados do aço, apresentados na Tabela 17, como bobinas, chapas, barras e outros, foram agregados e associados à produção de aço bruto. Outros produtos agregados foram o açúcar cristal e VHP e carnes bovinas congeladas e refrigeradas. Como exemplo de produtos desagregados pode-se citar os óleos brutos de petróleo, que foram separados de acordo com a produção *onshore* e *offshore.*

Processos elementares priorizados

Os resultados de contribuição dos processos foram gerados para as quinze áreas de dano avaliadas. Para cada método, o número total de processos elementares foi contabilizado, excluindo aqueles que se repetem para mais de uma categoria. O número de processos diferentes para todos os métodos também foi levado em conta, conforme se pode notar na Tabela 18.

Tabela 18 - Número de processos elementares relevantes para cada método.

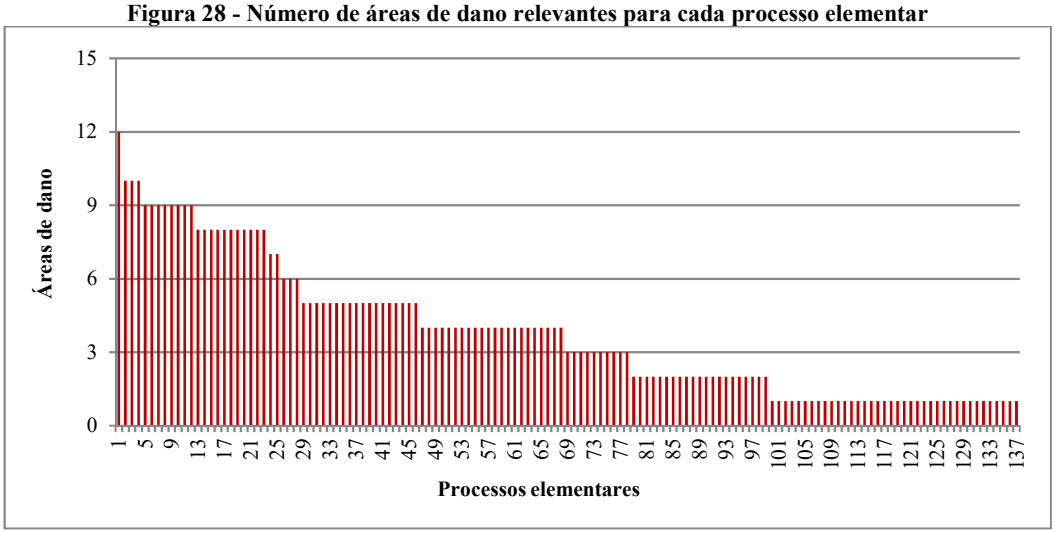
Método	Número total de processos elementares que ultrapassam o critério de corte
IMPACT 2002+	90
IMPACT WORLD+	90
ReCiPe (E)	79
ReCiPe (H)	82
ReCiPe (I)	74
Todos os métodos	137

Diferenças foram encontradas no número de processos elementares relevantes para cada método de AICV avaliado, embora a diferença entre os extremos seja de apenas 18%. Os métodos IMPACT 2002+ e IMPACT WORLD+ apresentaram o mesmo número de processos ao se contabilizar as áreas de dano envolvidas em cada um. Vale ressaltar, contudo, que os itens não são exatamente os mesmos. Ao todo, sessenta e sete processos (75%) são comuns aos dois métodos, fazendo com que vinte e três não sejam avaliados quando se trabalha com os resultados de apenas um deles. Avaliando os dois métodos é possível observar que estas diferenças são provavelmente causadas pela regionalização dos fatores de caracterização atrelada ao IMPACT WORLD+. Este método surgiu como atualização dos métodos IMPACT 2002+, EDIP e LUCAS e foi desenvolvido com o intuito de suprir a necessidade de uma avaliação de impacto regionalizada, envolvendo todo o mundo (IMPACT WORLD+, 2016).

Em relação aos resultados obtidos pelos métodos ReCiPe, a variação em número de processos foi menor. Apenas um processo elementar relevante para o ReCiPe (I) não está incluído nos resultados obtidos pelo ReCiPe (H), por exemplo. A comparação entre ReCiPe (E) e ReCiPe (H) mostra que aproximadamente 23% dos processos listados pelo primeiro não estão contidos nos resultados do segundo. Uma avaliação nestes dois métodos mostrou que 8 das 17 categorias de impacto *midpoint* apresentaram fatores de caracterização distintos. Para a categoria de mudanças climáticas, por exemplo, os fatores de caracterização de todas as substâncias avaliadas são diferentes.

Ao todo, 137 processos diferentes foram obtidos utilizando todos os métodos, descontando os processos que são relevantes para mais de uma área de dano. A Figura 28 mostra o número de áreas de dano relevantes para cada processo elementar.

Figura 28 - Número de áreas de dano relevantes para cada processo elementar



A maioria dos processos elementares são relevantes para mais de uma área de dano, o que mostra a diversidade nos resultados de contribuição. Quase 28% dos processos são relevantes para apenas uma das quinze áreas de dano, ao passo que apenas quatro processos aparecem nos resultados de mais de 60% das áreas avaliadas.

Ao se comparar os resultados obtidos individualmente por área de dano para todos os métodos (Tabela 19), as discrepâncias são ainda maiores. O número de processos relevantes para saúde humana obtidos pelo método ReCiPe (H) chega a ser quase 5 vezes maior que o número de processos obtidos utilizando o IMPACT 2002+ ou o ReCiPe (E). A área de saúde humana do IMPACT 2002+ leva em conta as seguintes categorias de impacto *midpoint*: toxicidade humana (efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos), efeitos respiratórios, radiação ionizante, depleção da camada de ozônio e oxidação fotoquímica (HUMBERT et al., 2014). Já para os métodos

ReCiPe o cálculo desta área de dano envolve, além das categorias *midpoint* já citadas, a categoria de mudanças climáticas (GOEDKOOP et al., 2013). A abordagem para as três perspectivas dos métodos ReCiPe (E, H e I) apresenta diferenças de escolhas para os mecanismos ambientais. No que diz respeito à área de dano de saúde humana, os resultados são afetados pelo horizonte de tempo selecionado para a categoria de mudanças climáticas, cujos fatores de caracterização são diferentes para todas as substâncias quando se comparam os três métodos. Este fato pode explicar as diferenças nos resultados de processos elementares relevantes obtidos quando se utiliza uma ou outra perspectiva deste método.

Tabela 19 - Número de processos elementares relevantes para cada área de dano para todos os métodos

	IMPACT 2002+	IMPACT WORLD+	ReCiPe (E)	ReCiPe (H)	ReCiPe (I)
Saúde Humana	13	34	13	62	57
Qualidade do Ecossistema	13	78	69	37	39

Analisando os resultados para a qualidade do ecossistema, o método IMPACT WORLD+ apresentou o número mais elevado de processos elementares relevantes para a priorização. Este método é o que leva em conta o maior número de categorias *midpoint* para o cálculo dos resultados de dano, considerando o impacto em curto e longo prazo. Novamente, o método IMPACT 2002+ apresentou o menor número de processos elementares relevantes, uma vez que a contribuição de cada processo para esta área de dano é maior. O número de processos elementares relevantes é um indicador dos diferentes resultados que podem ser obtidos ao se escolher um método de avaliação de impacto. A fim de avaliar a consistência entre os resultados de contribuição dos processos de cada método, os 5 processos mais impactantes para a área de qualidade do ecossistema foram avaliados (Tabela 20).

Tabela 20 - 5 processos elementares de maior contribuição para a Qualidade do Ecossistema

	IMPACT 2002+	IMPACT WORLD+	ReCiPe (E)	ReCiPe (H)	ReCiPe (I)
1º	A	F	K	L	L
2º	B	G	L	A	J
3º	C	H	M	N	A
4º	D	I	A	B	N
5º	E	J	F	M	B

As diferentes abordagens para cada método de avaliação de impacto ocasionaram a variação nos processos elementares de maior contribuição quando se avalia uma mesma área de dano. Nota-se que os 5 processos mais relevantes para o método IMPACT WORLD+ são totalmente diferentes dos obtidos pela aplicação do IMPACT 2002+. O processo elementar "A" é relevante para os resultados de quatro dos cinco métodos avaliados. A maior semelhança entre os resultados pode ser observada na comparação entre os métodos ReCiPe (H) e ReCiPe (I), em que quatro dos cinco processos são iguais. Os processos "G", "H" e "I" são relevantes apenas para método IMPACT WORLD+, o que pode caracterizar a influência da regionalização dos fatores de caracterização.

Bovea e Gallardo (2004) ressaltaram a importância de validar os resultados aplicando diferentes métodos de AICV em estudo sobre a escolha de materiais para eco-design. Diferenças significativas entre os métodos foram encontradas na comparação das contribuições ambientais de cada material avaliado. Pizzol et al. (2011) compararam os resultados de nove diferentes métodos de AICV para avaliar o impacto de metais na saúde

humana. Os autores afirmam que não houve conformidade entre os métodos na avalição dos impactos de metais para esta área de dano e apontam que muitos fatores estão contribuindo para estas diferenças, mas que a etapa de caracterização é a mais crítica na causa das divergências. Os autores salientam a importância de realizar análises de sensibilidade nos resultados de AICV usando diferentes métodos, recomendando que este procedimento seja feito em todos os estudos de ACV.

Conclusões

A análise de sensibilidade utilizando diferentes métodos de AICV mostrou que o número de processos relevantes depende do método utilizado. Discrepâncias foram encontradas quando se avaliaram os cinco processos elementares de maior contribuição para a área de qualidade do ecossistema por meio da aplicação de diferentes métodos. Mesmo em face de tais diferenças, a metodologia para priorização de processos com viés ambiental se mostra eficiente, uma vez que de 11332 processos elementares atualmente contidos na versão 3.1 do ecoinvent, foi possível priorizar 137 processos críticos para os impactos ambientais.

É importante que os resultados de contribuição sejam avaliados por meio de diferentes métodos a fim de auxiliar a tomada de decisão dos praticantes de ACV, uma vez que as distintas abordagens metodológicas podem favorecer determinadas categorias de impacto em alguns métodos e não em outros. Além disso, os fatores de caracterização utilizados em cada método afetam os resultados de impacto de modo que os resultados podem se tornar completamente distintos.

Ressalta-se que este trabalho não tem como objetivo determinar qual método deve ser utilizado para cada caso, mas sim levantar os processos elementares que devem ser priorizados na adaptação de uma base de dados, considerando os diversos métodos de AICV.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES pelo auxílio financeiro, à PRé Consultants pela licença do software e ao ecoinvent pela licença da base de dados.

Referências Bibliográficas

BOVEA, M. D. E GALLARDO, A. (2006) The influence of impact assessment methods on materials selection for eco-design. *Materials & Design*, v. 27, n. 3, p. 209-215.

CHIUMENTO, G. E UGAYA, C. M. L. (2014) Identificação de processos elementares prioritários para adaptação de base de dados de Inventário de Ciclo de Vida (ICV). *IV Congresso Brasileiro Sobre Gestão Pelo Ciclo de Vida*. Anais.

DE EICKER, M. O. et al. (2010) Using non-local databases for the environmental assessment of industrial activities: The case of Latin America. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 30, n. 3, p. 145-157.

DREYER, L. C., NIEMANN, A. L., E HAUSCHILD, M. Z. (2003) Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99. *The international journal of life cycle assessment*, v. 8, n. 4, p. 191-200.

GOEDKOOP, M. et al. (2013) ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, v. 1.08. *Report I: Characterisation*.

HERTWICH, E. G. (2005) Life cycle approaches to sustainable consumption: a critical review. *Environmental science & technology*, v. 39, n. 13, p. 4673-4684.

HUMBERT, S. et al. (2014) Impact 2002+: user guide.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – Pesquisa Industrial – Produto. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/industria/pia/produtos/produto2011/defaulttabzip_xls.shtm> Acesso em: 30 mar 2016.

IMPACT WORLD+ (2016) Disponível em: http://www.impactworldplus.org/en/presentation.php. Acesso em: 30 mar 2016.

LESAGE, P. E SAMSON, R. (2013) The Quebec Life Cycle Inventory Database Project. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. p. 1-8.

PIZZOL, M. et al. (2011) Impacts of "metals" on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). *Journal of Cleaner Production*, v. 19, n. 6, p. 646-656.

REBITZER, G. et al. (2004) Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment international*, v. 30, n. 5, p. 701-720.

SONNEMANN, G. et al. (2011) Process on "global guidance for LCA databases". *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 16, n. 1, p. 95-97.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Avaliação das novas premissas para contabilização da água do Ecoinvent v3: um estudo para o bloco de concreto

Rachel Horta Arduin[1], Fernanda Belizario Silva[1], Alessandra Lorenzetti de Castro[2], Laís David Vinhal[3], Olga Satomi Yoshida[1], Luciana Alves de Oliveira[1], Cláudia Echevenguá Teixeira[1].

[1]Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo – rachel@ipt.br
[2]Universidade de São Paulo – Escola de Engenharia de São Carlos
[3]Universidade Federal de São Carlos – Programa de Pós Graduação em Estruturas e Construção Civil

Resumo. *Na versão 3 da base de dados Ecoinvent foi apresentada uma nova forma de contabilização da água, que visa modelar todas as entradas e saídas de água para possibilitar o "balanço de água" em cada processo elementar. Além disso, para grande parte dos processos industriais, foram propostas taxas de evaporação padrão. Neste contexto, este artigo tem como objetivo analisar as novas premissas de contabilização de água do Ecoinvent, utilizando como objeto de estudo o processo de produção de 1 kg de bloco de concreto no Estado de São Paulo, bem como discutir o impacto dessas novas premissas nos resultados de ACV. O sistema de produto "bloco de concreto" foi escolhido por envolver diversos fluxos de água nos processos de fabricação, inclusive com reações químicas de hidratação. O procedimento metodológico envolveu a coleta de dados primários em fábricas, além da obtenção dos dados de água incorporada nos insumos com base em literatura. Para a estimativa dos fluxos de água de saída, adotaram-se dois procedimentos, considerando: (1) as taxas de evaporação padrão indicadas pelo Ecoinvent; (2) a reação de hidratação do cimento, a umidade do bloco e estimativas para evaporação e infiltração de água no solo. Compararam-se os fluxos de água modelados para o bloco de concreto conforme os dois procedimentos. Para cálculo de depleção de água utilizou-se o método ReCiPe Midpoint (versão 1.12 - Hierarchist). Verificou-se que a forma de modelagem implica em diferenças nos fluxos de água no âmbito da fábrica, pois as taxas de evaporação são muito distintas, mesmo considerando-se as incertezas associadas a estes fluxos. Entretanto, os resultados de depleção de água obtidos para as duas abordagens foram muito próximos e, além disso, os coeficientes de variação associados a estes resultados são muito altos. Isso se deve ao fato que grande parte do impacto em termos de depleção de água é proveniente dos processos à montante da fábrica de blocos, em particular da produção de energia hidroelétrica, sendo que estes processos possuem valores de incerteza altos declarados pelo Ecoinvent.*

Palavras-chave. *Pegada hídrica, Inventário de Ciclo de Vida, Bloco de concreto.*

Introdução

A avaliação da pegada hídrica tem sido alvo de interesse crescente nos estudos de avaliação do ciclo de vida (ACV), devido à preocupação com a escassez de recursos hídricos, tanto em termos de quantidade quanto de qualidade da água. Além da publicação da norma ISO 14046 (ISO, 2014), que estabelece diretrizes gerais para estudos de ACV voltados à avaliação de pegada hídrica, diferentes métodos de avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) foram desenvolvidos visando avaliar o impacto do uso da água (FLURY *et al*. 2012; BERGER; FINKBEINER, 2010) em termos de quantidade e/ou qualidade da água, por meio de categorias de impacto de ponto médio (*midpoint*) ou final (*endpoint*).

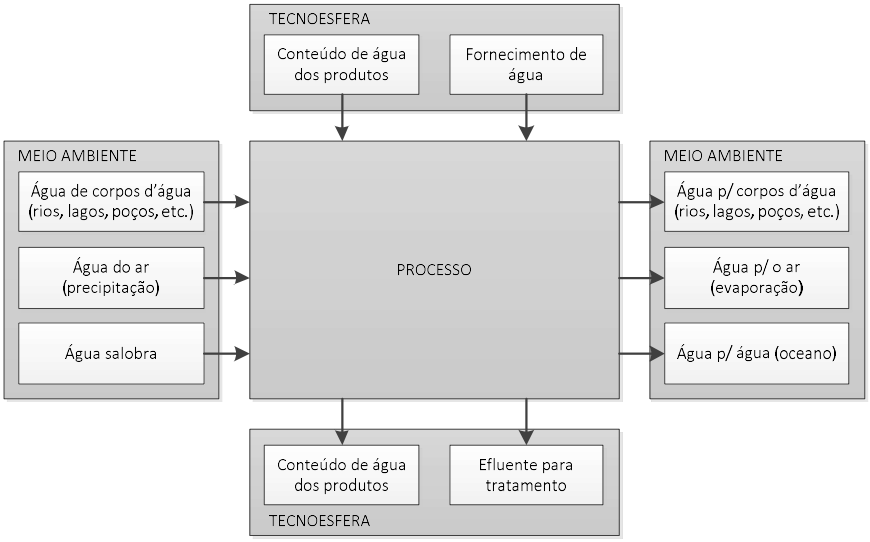
Considerando este contexto, a versão três (v3) da base de dados Ecoinvent propõe uma nova forma de modelagem dos fluxos de água, visando garantir o balanço entre as entradas e saídas de água (o que é denominado como "balanço de água") ao longo de todos os processos elementares, de modo a permitir uma melhor compreensão dos impactos dos processos nos recursos hídricos. Em versões anteriores desta base de dados, apenas parte dos fluxos de água se encontrava modelada e, assim, não se garantia o balanço de água em parte dos sistemas de produto inventariados (PFISTER *et al*., 2015).

No que diz respeito aos fluxos, as "entradas de água" em um processo podem ser oriundas de água inserida diretamente no processo, seja da natureza ou por serviços de fornecimento de água (tecnoesfera), e da água incorporada aos insumos, motivo pelo qual o Ecoinvent solicita a declaração da massa úmida e do conteúdo de

água dos produtos, que é levado em consideração no cálculo do balanço de água (PFISTER *et al.*, 2015). As "saídas de água", por sua vez, referem-se à água que é emitida ao ar (evaporada) ou para corpos d'água (superficiais ou subterrâneos), à água encaminhada para processos de tratamento de efluentes e ao conteúdo de água disponível no produto (umidade). A Figura 1 sintetiza estes fluxos de água.

Como o Ecoinvent revisou sistematicamente os inventários para garantir o balanço de água em cada processo elementar, e não havia disponibilidade para nova coleta de dados de cada um dos inventários constantes da base individualmente, adotou-se como fonte de dados principal o relatório desenvolvido pela consultoria Quantis (VIONNET *et al*., 2012), que contempla taxas de evaporação padrão conforme determinados setores industriais.

Figura 1: Fluxos de água conforme novas premissas de modelagem do Ecoinvent.



Fonte: Adaptado de Pfister *et al*., 2015.

O cálculo do balanço de água feito pelo Ecoinvent, embora considere a água incorporada nos produtos, não contempla a formação química de água que ocorre em alguns processos (por exemplo, combustão de celulose), nem a ligação química da água em determinados produtos (por exemplo, concreto), pois se alega que em geral estes volumes não são significativos (PFISTER *et al.*, 2015). Dessa forma, os fluxos de água inventariados não correspondem exatamente à realidade física dos processos que se enquadram nestas categorias.

No caso do concreto, a água é um componente fundamental, possuindo duas funções: uma química, que consiste em produzir as reações de hidratação do cimento Portland, o que confere a resistência ao concreto; e outra física, que estabelece determinadas características reológicas ao concreto necessárias para sua manipulação no estado fresco, o que é comumente denominada água de trabalhabilidade (AÏTCIN; NEVILLE, 2003). A água de trabalhabilidade, entretanto, evapora em quase sua totalidade com a secagem do concreto ao longo do tempo.

No concreto endurecido, a água pode estar presente de várias formas na pasta de cimento que o constitui (MEHTA; MONTEIRO, 2014). O cimento hidratado consiste em produtos sólidos da hidratação mais a água que é retida fisicamente ou é adsorvida nas superfícies dos hidratos. Essa água é denominada água de gel e está localizada entre os produtos da hidratação, nos chamados poros de gel (espaços interlamelares). A água química ou fisicamente combinada com os produtos de hidratação fica fortemente retida na pasta de cimento hidratada, sendo sua quantidade considerada como o teor de água não-evaporável. De acordo com Taylor (1997) e Neville e Brooks (2013), em pastas de cimento típicas totalmente hidratadas, a água não-evaporável representa cerca de

23% em relação à massa de cimento anidro. A água capilar é descrita como o volume de água livre da influência das forças de atração exercidas pela superfície sólida, sendo dividida em água livre, presente em grandes vazios, e água retida por tensão capilar em pequenos capilares (NEVILLE; BROOKS, 2013).

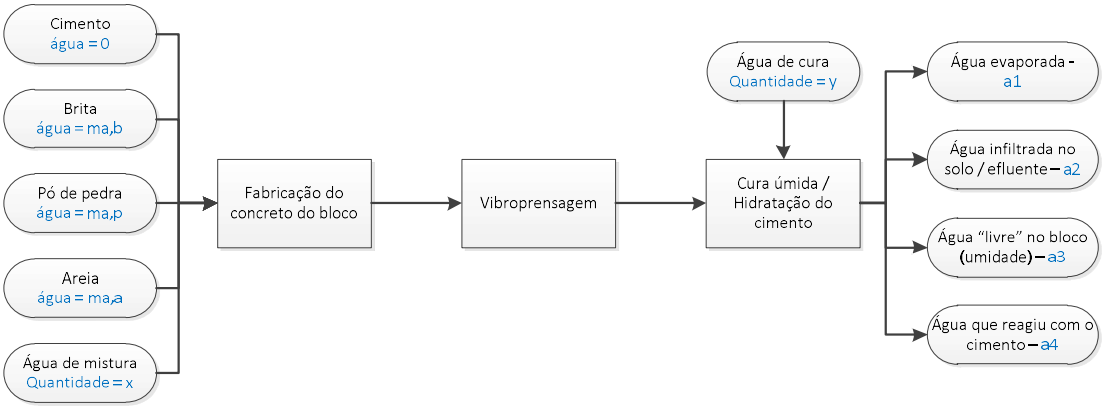
Além da água adicionada à mistura do concreto, é necessário garantir uma cura adequada do elemento de concreto, para que a reação de hidratação do cimento ocorra de forma adequada, o que leva ao ganho de resistência e durabilidade do concreto. Assim, a cura tem como objetivos principais evitar a perda de umidade e controlar a temperatura por um período suficiente para atingir o nível de resistência desejado (MEHTA; MONTEIRO, 2014). No caso de blocos de concreto, produzidos com cimento Portland de alta resistência inicial, é necessário garantir esta cura adequada nas primeiras idades, evitando que o concreto perca água para o meio ambiente. Isso pode ser feito por meio da aspersão de água em câmara úmida ou em câmaras com vapor de água em alta temperatura, em que o efeito térmico acelera as reações de hidratação do cimento, favorecendo o ganho inicial de resistência mecânica. Nestas câmaras, a função da água é manter a umidade relativa do ar próxima de 100%, sendo irrisória a absorção da água pelo bloco nesta etapa do processo de produção.

Considerando-se a importância da água para os produtos de base cimentícia e as novas premissas do Ecoinvent relativas aos fluxos de água, o objetivo deste trabalho é comparar dois procedimentos para modelagem destes fluxos: o primeiro, considerando-se as taxas de evaporação padrão e o balanço de água proposto pelo Ecoinvent; e o segundo, considerando-se a reação de hidratação do cimento e taxas de evaporação representativas do processo; tendo como objeto de estudo o bloco de concreto. A comparação é feita tanto por meio dos dados de inventário de ciclo de vida, quanto pelo cálculo do indicador de impacto ambiental relacionado à quantidade de água, de modo a verificar as implicações das opções de modelagem dos fluxos de água também no resultado final de AICV, considerando-se como fronteira do sistema do berço ao portão da fábrica.

Metodologia

Foi elaborado o inventário de ciclo de vida do sistema de produto "bloco de concreto", do berço ao portão, ou seja, desde a extração de recursos naturais até o bloco pronto estocado em fábrica. A unidade declarada adotada foi de 1 kg de bloco de concreto de resistência característica à compressão 4 MPa. Foram coletados dados primários da produção de blocos em dois fabricantes localizados no Estado de São Paulo, com processos semelhantes. Foram também coletados dados primários para elaboração de inventários de ciclo de vida da areia e da brita, ambas matérias-primas do bloco de concreto. Para as demais informações necessárias ao inventário, utilizaram-se dados da base Ecoinvent versão 3.1, realizando-se algumas adaptações, conforme detalhado em Silva *et al.* (2015). A Figura 1 sintetiza os fluxos de água no sistema de produto estudado, indicando também os conteúdos de água de cada material na condição de entrada no processo de fabricação do bloco de concreto.

Figura 1: Fluxos de água no sistema de produto "bloco de concreto".



Fonte: Elaborado pelos autores.

Os fluxos de água das entradas foram modelados com base em dados primários (traço do concreto e consumo de água para cura informados por um dos fabricantes) e em dados de literatura (índices médios de umidade dos agregados). Dado que o traço do concreto foi expresso para uma batelada do misturador, em massa de agregados úmidos, o cálculo da quantidade de água proveniente dos agregados foi feito de acordo com a equação 1 (eq. 1).

$$m_a = (m_u \times h)/(1 + h) \qquad \text{eq. 1}$$

Onde: m_a: massa de água do agregado; h: índice de umidade (%); m_u: massa úmida do agregado.

Para a estimativa dos fluxos de água de saída, adotaram-se dois procedimentos:

1. De acordo com as taxas de evaporação padrão apresentadas em Pfister *et al.* (2015);
2. Considerando-se a reação de hidratação do cimento, a umidade do bloco e estimativas para evaporação e infiltração de água no solo.

No primeiro procedimento, Pfister *et al.* (2015) recomendam para o setor industrial uma taxa de 10% de evaporação, não havendo orientação específica para produtos cimentícios. Este valor coincide com a taxa de evaporação adotada no inventário do bloco de concreto (*concrete block production*) da versão 3 do Ecoinvent (VIONNET *et al.*, 2012). O restante da água foi considerado como efluente e, portanto, os fluxos de água a_3 e a_4 descritos na figura 1 foram considerados como zero. Sendo assim, tem-se nas equações 2 e 3 (eq. 2 e eq. 3):

$$a_1 = 0{,}10 \times \left(m_{a,b} + m_{a,p} + m_{a,a} + x + y\right) \qquad \text{eq. 2}$$

$$a_2 = 0{,}90 \times (m_{a,b} + m_{a,p} + m_{a,a} + x + y) \qquad \text{eq. 3}$$

No segundo procedimento, adotou-se a taxa de 23% da massa de cimento para cálculo da água quimicamente combinada ao cimento e que, portanto, integra a massa do bloco de concreto (a_4) (eq. 6). Considerou-se a quantidade de água capilar como sendo zero, pois sua quantidade é muito pequena comparada aos demais fluxos de água e sua determinação experimental é de difícil execução (a_3). Considerou-se que toda a água adicionada ao concreto (quantidade "x" da figura 1 e água presente nos agregados) excedente à quantidade de água para hidratação do cimento, ou seja, a água de trabalhabilidade, é evaporada durante a secagem e endurecimento do concreto (a_1) (eq. 4). Considerou-se a totalidade da água de cura como efluente, pois ela condensa dentro da câmara úmida e é coletada por meio de canaletas e volta a infiltrar no solo no terreno da fábrica (a_2) (eq. 5):

$$a_1 = m_{a,b} + m_{a,p} + m_{a,a} + x - a_4 \qquad \text{eq. 4}$$

$$a_2 = y \qquad \text{eq. 5}$$

$$a_4 = 0{,}23 \times m_{cimento} \qquad \text{eq. 6}$$

A estimativa das incertezas, incluindo a definição do parâmetro estatístico e da distribuição de probabilidade, foi feita da seguinte forma: para os fluxos de entrada de água no processo de produção do bloco de concreto, a estimativa baseou-se em opinião de especialista; para os fluxos de saída de água calculados de acordo com o procedimento 1, adotou-se a matriz de Pedigree (WEIDEMA *et al.*, 2013); para os fluxos de saída de água calculados de acordo com o procedimento 2, os valores de incerteza foram calculados em função da incerteza das entradas e de opinião de especialista; e para os demais fluxos (entradas e saídas), bem como para os processos à montante e à jusante, a incerteza foi estimada com base na matriz de Pedigree.

Comparou-se então a influência das opções de modelagem dos fluxos de água, tanto do ponto de vista de análise de dados de inventário, quanto para o resultado da avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV). Utilizou-se o método de AICV "ReCiPe *Midpoint* - versão 1.12 - *Hierarchist*" e a categoria de impacto de depleção de água (m^3). Este indicador avalia a quantidade de água tornada indisponível, ou seja, os fluxos de água não retornados à mesma bacia hidrográfica, devido à evaporação ou transpiração, à integração a um produto ou à liberação da

água líquida em outra bacia hidrográfica ou no mar (GOEDKOOP *et al*., 2013). A ISO 14046 (ISO, 2014) denomina isto como "consumo de água". Uma vez que o objetivo do presente trabalho consiste em identificar alterações no resultado de ACV decorrentes das opções de de modelagem de fluxos de água em termos quantitativos, categorias de impacto que avaliam danos à qualidade do ecossistema, ou que correlacionam a depleção de água com a disponibilidade hídrica de determinado local, não fizeram parte do escopo deste estudo.

Realizou-se também o cálculo do coeficiente de variação do indicador de depleção de água, por meio de simulação de Monte Carlo com 1000 iterações, utilizando-se para isso o software Simapro (versão 8.2.0.0). Destaca-se, entretanto, que o cálculo do indicador (valor médio) e o cálculo do coeficiente de variação foram feitos de forma separada, o que será justificado na apresentação dos resultados do presente artigo.

Resultados

A Tabela 1 apresenta os fluxos de entrada de água no bloco de concreto. O valor médio de teor de umidade da areia foi extraído de Oliveira (2015). Devido à falta de informações específicas para o teor de umidade dos agregados graúdos, considerou-se por simplificação o mesmo valor da areia. Além disso, apesar dos fabricantes informarem o uso de aditivo plastificante, este item não foi declarado no inventário por se enquadrar nos critérios de corte de massa, energia e significância ambiental.

A Tabela 1 apresenta também as incertezas dos fluxos de água. A incerteza da quantidade de água dos agregados é baseada nos teores de umidade mínimos e máximos estimados por especialista (3% a 7%), assim como a variação da água de cura (± 20% de variação máxima). A incerteza da quantidade de água adicionada ao concreto foi estimada em função da variação na quantidade de água dos agregados e da variação máxima do teor de umidade do concreto admitida pela ABNT NBR 7212 (ABNT, 2012), de ± 3% em relação ao valor nominal.

Tabela 1: Fluxos de entrada de água para a fabricação do bloco de concreto.

	Quantidade de material úmido (kg por kg de bloco)	Teor de umidade (%)	Quantidade de água (kg por kg de bloco)	**C. V. (%)**
Cimento	0,042	0	0,000	-
Pó de pedra	0,239	5	0,011	23% (1)
Brita	0,401	5	0,019	23% (1)
Areia	0,316	5	0,015	23% (1)
Água (concreto)	-	-	0,002	70% (2)
Água (cura)	-	-	0,036	12% (1)

(1) Distribuição normal; (2) Distribuição lognormal

A Tabela 2 apresenta os fluxos de saída de água, calculados conforme os dois procedimentos, além da porcentagem que aquela saída representa em relação à quantidade total média de água que entra no processo (0,084 kg/kg bloco). Apresentam-se também os valores de incerteza. Para o procedimento 1, em ambos os fluxos, adotou-se incerteza básica de 1,5 e as seguintes notas da matriz de Pedigree: confiabilidade 5; abrangência 1; correlação temporal 1; correlação geográfica 1 e correlação tecnológica adicional 5. Para o procedimento 2, adotou-se: variação de 1% para a água de hidratação do cimento; variação de +20% a -30% na quantidade de efluente (considerando-se a possibilidade de evaporação de parte da água de cura); e variação da quantidade de água evaporada em função da variação dos fluxos de água de entrada e da quantidade adicional de água eventualmente evaporada na cura (considerando-se uma taxa de evaporação da água de cura de 30%).

Tabela 2: Fluxos de saída de água para a fabricação do bloco de concreto.

	Procedimento 1			**Procedimento 2**		
	Qtde. de água (kg/kg de bloco)	C.V. (%)	% da água de entrada	Qtde. de água (kg/kg de bloco)	C. V. (%)	% da água de entrada
Evaporação	0,008	48% (1)	10%	0,038	18% (1)	44,9%
Efluente	0,075	48% (1)	90%	0,036	15% (1)	43,5%
Hidratação do cimento	-	-	-	0,010	1% (2)	11,6%

(1) Distribuição lognormal; (2) Distribuição uniforme

Observam-se algumas diferenças entre os dois procedimentos. Além da inclusão da reação de hidratação do cimento, que subtrai 11,6% da quantidade de água das saídas; a taxa de evaporação média obtida ao se considerar que toda a água de cura do bloco vira efluente é superior à considerada pelo Ecoinvent para este tipo de indústria (44,9%, contra 10% do Ecoinvent). Esta diferença tende a se acentuar se considerarmos que, na prática, uma parcela da água de cura evapora pelas frestas existentes na câmara úmida, conforme incorporado na incerteza associada a este fluxo. Ou seja, do ponto de vista de análise dos dados de inventário da fábrica, os procedimentos apresentados levam a diferenças importantes entre os valores médios dos fluxos de água, havendo um consumo de água superior no procedimento 2 (0,047 kg/kg de bloco, ou 56% da água que entra na fábrica) em relação ao procedimento 1 (0,008 kg/kg de bloco, ou 10%,). Mesmo se forem consideradas as incertezas, as diferenças observadas entre ambos os procedimentos são relevantes.

Os resultados de depleção de água, do berço ao portão, são apresentados na Tabela 3, juntamente com sua incerteza. Para modelagem da ACV, considerou-se por simplificação a totalidade do efluente como emissão de água para o compartimento água (subcompartimento água subterrânea). Conforme mencionado, essa água é lançada no terreno da fábrica de blocos e sabe-se que ao menos parte da água que atinge o solo infiltra e percola no interior do subsolo, atingindo o lençol freático após um período de tempo indeterminado.

Tabela 3: Resultados de AICV para 1 kg de bloco de concreto.

Sistema de produto	ReCiPe - Depleção de água (m^3/kg de bloco)	C. V. (%)
Procedimento 1	3,25E-03	5614%
Procedimento 2	3,29E-03	14533%

Comparando-se os resultados médios de depleção de água, observa-se que o procedimento 1 resultou em um impacto ligeiramente inferior (1,2%), pois, conforme mencionado anteriormente, a quantidade de água tornada indisponível desta forma de cálculo é menor. Entretanto, apesar das diferenças observadas nos fluxos de água no âmbito da fábrica, os valores obtidos para ambos os procedimentos são muito próximos. Isso se deve ao fato que grande parte do impacto em termos de depleção de água é proveniente dos processos à montante da fábrica de blocos, em particular da produção de energia, devido à evaporação de água nos reservatórios de usinas hidroelétricas (este processo responde por 92,5% da depleção de água para a abordagem "Ecoinvent" e 91,2% para o presente estudo"). Além disso, a incerteza associada ao indicador de AICV é muito alta, pois a incerteza declarada pelo Ecoinvent para os processos à montante (sobretudo no processo de produção de energia) é altíssima, o que afeta a confiabilidade do resultado de AICV como um todo.

Conclusão

A análise dos dados de inventário de ciclo de vida dos dois procedimentos considerados neste trabalho permitiu observar diferenças nos fluxos de água relatados para a fabricação do bloco de concreto. A água combinada ao cimento correspondeu, no presente estudo, a 11,6% da quantidade de água que entra no processo de fabricação do bloco (incluindo a água de cura). Além disso, a taxa de evaporação obtida pela consideração da água de cura como efluente (44,9%) resultou em uma quantidade muito diferente da taxa padrão indicada pelo Ecoinvent para este tipo de indústria (10%). Mesmo ao se considerarem as incertezas dos dados de inventário, estas diferenças nos fluxos de saída de água calculados de acordo com os dois procedimentos permanecem.

Contudo, as diferenças observadas nos consumos de água da fábrica pouco influenciaram os resultados de depleção de água considerando-se a fronteira do estudo (do berço ao portão), devido à predominância dos impactos dos processos à montante, em particular do processo de geração de energia hidroelétrica. Observa-se ainda que as incertezas declaradas pelo Ecoinvent para os fluxos de água são muito altas, resultando em um coeficiente de variação excessivamente elevado para o resultado final de AICV.

Constata-se, assim, que a consideração feita pelo Ecoinvent de que os fluxos de água combinada ou formada não sejam significativos perante os demais é procedente, ao menos no presente estudo, em que o processo predominante em termos de depleção de água está na geração de energia elétrica. Apesar disso, havendo a disponibilidade de dados primários, considera-se plausível realizar a modelagem dos fluxos de água de modo a refletir a realidade dos processos de produção envolvidos. Além disso, recomenda-se avaliar as taxas de evaporação caso a caso, pois o índice obtido no presente estudo se mostrou bem diferente da taxa padrão indicada pelo Ecoinvent. Considera-se necessário também uma revisão gradativa dos fluxos de água relatados pelo Ecoinvent, de modo a refinar os valores e reduzir os valores de incerteza, que se mostraram excessivamente altos no presente estudo.

Agradecimentos

À Fundação de Apoio ao IPT (Fipt), pelo financiamento da pesquisa.

Referências Bibliográficas

AÏTCIN, P.-C.; NEVILLE, A. (2003) How the water-cement ratio affects concrete strength. *Concrete International*, v. 25, n. 8, p. 51-58.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2012) ABNT NBR 7212 - Execução de concreto dosado em central — Procedimento. 16p,

BERGER; FINKBEINER (2010) Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment?. *Sustainability* v. 2, p. 919-944

FLURY, K. *et al.* (2012) Recommendation for Life Cycle Inventory Analysis for Water Use and Consumption. 16 p.

GOEDKOOP, M. *et al*. (2013). Recipe 2008 – First Edition (version 1.08) – Report I: Characterisation. pp. 108-109.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. (2014) ISO 14046 – Environmental Management – Water Footprint – Principles, Requirements and Guidelines. 33p.

MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. (2014) Concreto: microestrutura, propriedades e materiais. IBRACON, 742p.

NEVILLE, A. M.; BROOKS, J. J. (2013) Tecnologia do concreto. Bookman, 448p.

OLIVEIRA, L. (2015). Avaliação do ciclo de vida de blocos de concreto do mercado brasileiro: alvenaria e pavimentação. Dissertação (Mestrado), 155p.

PFISTER, S. *et al.* (2015). Ecoinvent 3: assessing water use in LCA and facilitating water footprinting. *International Journal of Life Cycle Assessment,* DOI: 10.1007/s11367-015-0937-0. pp 1-12 .

SILVA, F. B., *et al.* (2015). Development of a method for adapting international LCI data for Brazilian building products. In.: *Proceedings of the Sixth International Conference on Life Cycle Assessment.* pp. 21-27.

TAYLOR, H. F. W. (1997) Cement chemistry. 2 ed. Thomas Telford, 437p.

VIONNET, S. et al. (2012). Quantis Water Database – Technical Report. 89p.

WEIDEMA, B. P. et al. (2013). Overview and methodology: Data quality guideline for the Ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1 (v3). St. Gallen: The Ecoinvent Centre. pp. 70-79.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Análise comparativa de procedimentos para a estimativa de incertezas em ACV: um estudo baseado na produção de blocos cerâmicos de alvenaria

Fernanda Belizario Silva[1], Olga Satomi Yoshida[1], Rachel Horta Arduin[1], Laís David Vinhal[2], Cláudia Echevenguá Teixeira[1], Luciana Alves de Oliveira[1]

[1]*Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo* - fbsilva@ipt.br
[2]*Universidade Federal de São Carlos – Programa de Pós Graduação em Estruturas e Construção Civil*

Resumo. *O presente trabalho tem como objetivo discutir a estimativa de incertezas em ACV, utilizando-se três procedimentos de cálculo, a partir de dados de inventários da produção de blocos cerâmicos de uma fábrica localizada no Estado de São Paulo (berço ao portão). O primeiro procedimento para a estimativa de incertezas consistiu na atribuição de modelos probabilísticos e seus parâmetros aos valores obtidos na fábrica. As distribuições de probabilidade foram selecionadas dentre as disponíveis no Simapro (versão 8.1.1.16). O segundo procedimento consistiu na aplicação das diretrizes do Ecoinvent versão 3.1 relativas a incertezas, adotando-se valores padronizados de incerteza básica e incertezas adicionais da matriz Pedigree, com distribuição lognormal. O terceiro procedimento consistiu em uma mescla dos procedimentos prévios: adotou-se o primeiro procedimento para o cálculo da incerteza básica e a matriz Pedigree para a atribuição da incerteza adicional. Os ICVs foram inseridos com as suas respectivas incertezas no Simapro e foram feitas simulações de Monte Carlo com parâmetros equivalentes para as três situações. Realizaram-se também análises de variância (ANOVA) para verificar a distribuição das incertezas entre o processo principal e os processos à montante. Observou-se que os procedimentos 1 e 2 são passíveis de adoção em estudos de ACV, a depender da disponibilidade de recursos e do nível de detalhamento do estudo em questão, sendo que o primeiro procedimento, que envolve o cálculo direto das incertezas associadas, tem potencial de agregar maior confiabilidade ao estudo de ACV, enquanto o segundo requer menor esforço para a estimativa de incertezas. Ambas as abordagens melhoram a qualidade do resultado final a ser comunicado em relação à divulgação de um valor determinístico único.*

Palavras-chave. *Incertezas; Matriz Pedigree; Inventário de Ciclo de Vida; Blocos Cerâmicos.*

Introdução

A elaboração de estudos de avaliação do ciclo de vida (ACV) requer cuidados em relação à qualidade e à representatividade dos dados. Sendo assim, além de garantir que as quantidades dos fluxos declarados nos inventários sejam compatíveis com o sistema de produto considerado, é também importante declarar sua incerteza. A estimativa de incertezas fornece informações fundamentais para a tomada de decisão baseada em ACV, pois permite julgar a significância das diferenças em comparações entre produtos, na busca de opções para melhoria de processo ou para a atribuição de selos verdes (HUIJGBREGTS *et al.*, 2001).

De acordo com Lloyd e Ries (2007), existem três categorias de incerteza em estudos de ACV: parâmetros, cenário e modelo. A incerteza de parâmetro envolve as quantidades de entrada e saída dos processos, bem como características tecnológicas. A incerteza de cenário envolve escolhas relativas à unidade funcional, horizontes de tempo, procedimentos de alocação, entre outros. A incerteza de modelo inclui os modelos matemáticos e fatores de caracterização para cálculo dos indicadores na fase de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV).

De acordo com o ILCD *Handbook* (EUROPEAN COMISSION, 2010), tanto as incertezas de parâmetro como as de modelo são de natureza estocástica e, portanto, podem ser representadas por parâmetros estatísticos, tais quais: a média, uma medida da variação em torno da média e o tipo de distribuição assumido pelos dados. A incerteza de cenário, por sua vez, compreende um número limitado de escolhas possíveis, que devem ser avaliadas separadamente por meio da análise de sensibilidade.

Em relação às incertezas de parâmetro, Weidema e Wesnaes (1996) propõem uma subdivisão em duas outras fontes: a incerteza básica, presente em todos os dados e relacionada a erros de medida e a flutuações normais da variável; e a incerteza adicional, devido ao uso de dados de qualidade inferior à ótima – por exemplo, o uso de

uma amostra com representatividade estatística inferior à necessária. A incerteza básica pode ser calculada a partir da série de dados disponível ou, quando da ausência de uma série de dados, estimada com base em opinião de especialistas. A incerteza adicional é mais difícil de ser estimada por meio de cálculos e, por isso, os autores propõem sua avaliação por meio de indicadores de qualidade dos dados, os quais são convertidos em parâmetros estatísticos através da matriz de Pedigree (WEIDEMA; WESNAES, 1996).

A base de dados Ecoinvent adota esta última abordagem para a incerteza de parâmetros, utilizando valores padronizados de incerteza básica e incerteza adicional estimada pela matriz de Pedigree, por meio de indicadores de qualidade dos dados, para os seguintes critérios de avaliação: confiabilidade, abrangência, correlação temporal, correlação geográfica e correlação tecnológica adicional. Valores de variância padronizados para a incerteza adicional, propostos por especialistas, são associados a estes indicadores de qualidade dos dados, considerando a distribuição lognormal (WEIDEMA *et al.*, 2013). De acordo com Gregory, Montalbo e Kirchain (2013), esta metodologia é a mais amplamente utilizada em estudos de ACV.

Entretanto, apesar do seu amplo uso, a adoção da metodologia proposta pelo Ecoinvent para a estimativa de incertezas deve ser avaliada caso a caso. Conforme Huijbregts et al. (2001), a relevância da análise de incertezas pode ser questionada, se não houver justificativa empírica dos fatores e intervalos de incerteza aplicados aos dados de inventário. Weidema e Wesnaes (1996), quando da proposição da matriz de Pedigree, apontam a necessidade de desenvolver diferentes "matrizes de incertezas padrão", para representar adequadamente os diferentes tipos de dados, interações ambientais e tipos de indústria. Em estudo mais recente, Ciroth *et al*. (2013) analisam o embasamento empírico para os fatores de incerteza da matriz de Pedigree e concluem que, em determinados casos, pode ser necessária uma reavaliação destes fatores – por exemplo, os padrões de emissões atmosféricas de transportes marinhos se alteraram menos ao longo do tempo do que os padrões de transportes terrestres, o que requereria fatores de incerteza diferentes para a categoria "correlação temporal".

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo discutir diferentes procedimentos para a estimativa de incertezas dos parâmetros de inventário, contemplando: 1) o cálculo de parâmetros estatísticos diretamente a partir dos dados primários; 2) a aplicação da metodologia proposta pelo Ecoinvent 3) um procedimento misto, baseado na primeira abordagem para o cálculo da incerteza básica e na matriz Pedigree para a atribuição da incerteza adicional. Como estudo, adotou-se a elaboração do inventário de ciclo de vida da produção de blocos cerâmicos de uma fábrica no Estado de São Paulo, do berço ao portão da fábrica, que integra o escopo de um projeto de pesquisa mais amplo, que tem como objetivo estabelecer um método para avaliação do desempenho ambiental de produtos de construção com base em ACV.

Metodologia

O sistema de produto consiste na produção de 1 kg de bloco cerâmico estrutural, do berço ao portão da fábrica. Para a construção do inventário do ciclo de vida, adotou-se um inventário de referência do Ecoinvent versão 3.1 (*brick production*) e fez-se sua adaptação para as condições brasileiras, com base no método descrito em Castro et al. (2015) e em Silva et al. (2015), utilizando-se o *software* Simapro (versão 8.1.1.16). Os dados da produção do bloco cerâmico foram obtidos em uma fábrica no Estado de São Paulo, a partir de controles referentes a três meses de produção (03/2015 a 05/2015). Além disso, algumas entradas do processo foram alteradas, por exemplo, a adoção da matriz energética brasileira.

A estimativa de incertezas teve como objetivo expressar as variações que ocorrem no âmbito da fábrica, devido a desvios inerentes aos processos de produção, medição, entre outros; bem como abarcar os erros decorrentes da extrapolação de dados de três meses para representar um período de 12 meses, que seria o período mínimo de coleta de dados recomendado para uma Declaração Ambiental de Produto conforme a DIN EN 15804 (DIN, 2014). Desta forma, não se buscou extrapolar os dados obtidos na fábrica para representar, por exemplo, a

produção de bloco cerâmico em uma determinada região geográfica, ou de uma tecnologia específica, pois essas generalizações exigiriam procedimentos diferentes para estimativa de incertezas.

De posse do ICV adaptado, foram conduzidos três procedimentos para a estimativa de incertezas referentes aos fluxos que ocorrem na fábrica de bloco cerâmico (processo principal) – não foram feitas alterações nas incertezas dos processos à montante disponíveis no Ecoinvent. Estes procedimentos são descritos a seguir.

Procedimento 1- Estimativa de incertezas baseada nos dados primários

Este procedimento consistiu em adotar distribuições de probabilidade, entre normal, uniforme e lognormal, e estimar os respectivos parâmetros estatísticos com base nas informações sobre os fluxos de entrada e saída obtidas na visita à fábrica. A correlação das entradas/saídas à unidade declarada (1 kg de bloco cerâmico) foi feita a partir da razão da soma das quantidades mensais de entrada/saída pela soma das produções mensais (em kg), dado que o critério adotado de alocação foi por massa. As fontes de incertezas afetam tanto os quantitativos das entradas e saídas (fluxos) como os dados de produção. Para cada item do inventário, consideraram-se duas fontes de erro: (i) os erros que são inerentes aos processos na fábrica, e (ii), os erros advindos da extrapolação de dados de poucos meses para representar o período de um ano. Utilizando a lei de propagação de incertezas, tem-se que a incerteza padrão quadrática da razão destas somas pode ser desagregada como (eq. 1):

$$u^2 = \underbrace{u^2_{inerente_fluxo} + u^2_{inerente_produção}}_{u^2_{inerente}} + \underbrace{u^2_{extrapolação_fluxo} + u^2_{extrapolação_produção}}_{u^2_{extrapolação}}. \quad \text{(eq. 1)}$$

As incertezas padrão associadas aos quantitativos devido aos erros inerentes foram estimadas a partir dos dados mensais das entradas da seguinte forma (eq. 2):

$$u_{inerente_fluxo} \approx \frac{\frac{desvio\ padrão_{fluxo}}{\sqrt{n^*}}}{média_{fluxo}} = \frac{\frac{desvio\ padrão_{fluxo}}{\sqrt{\frac{n}{12}\times 30}}}{média_{fluxo}} \quad \text{(eq. 2)}$$

As incertezas associadas aos fluxos devidas aos erros decorrentes da extrapolação dos n meses para 12 meses foram estimadas por (eq. 3):

$$u_{extrapolação_fluxo} \approx \left(1 - \frac{n}{12}\right) \times \frac{Semi\ Amplitude_{fluxo}/\sqrt{12}}{média} \quad \text{(eq. 3)}$$

Onde n é o número de meses com dados, $média$, $desvio\ padrão$ e $semi\ amplitude$ são calculados com base nos n meses com dados. As incertezas padrão associadas às produções, $u_{inerente_produção}$ e $u_{extrapolação_produção}$, foram estimadas da mesma forma a partir de dados mensais de produção.

A estimativa da incerteza padrão, u, da razão das somas foi normatizada pela média, portanto é a estimativa do coeficiente de variação (C.V.) da distribuição de probabilidades escolhida para representar a incerteza dos fluxos de um dado item do inventário. Desta forma (eq. 4):

$$u = \sqrt{u^2_{inerente} + u^2_{extrapolação}} \quad \text{(eq. 4)}$$

Procedimento 2 – Estimativa de incertezas baseada no método do Ecoinvent

Neste caso, adotou-se o procedimento padrão do Ecoinvent, com as incertezas básicas tabeladas e atribuindo-se as notas da matriz de Pedigree, com distribuição lognormal, conforme descrito em Weidema et al. (2013), em função da qualidade dos dados primários e secundários obtidos para o sistema de produto em questão.

Procedimento 3 – Estimativa de incerteza básica baseada nos dados primários e incerteza adicional baseada no método do Ecoinvent

Adotou-se como incerteza básica (segundo nomenclatura do Ecoinvent) a denominada "incerteza inerente", $u_{inerente}$, do primeiro procedimento, uma vez que o parâmetro "*completeness*" (abrangência) do Pedigree já contempla a extrapolação de dados de um período curto. Adotaram-se as mesmas notas da matriz de Pedigree atribuídas no segundo procedimento, além também da distribuição lognormal.

Cálculo da incerteza total e análise comparativa

Os ICVs foram inseridos no Simapro e foi conduzida a análise de incertezas pelo método de Monte Carlo para as três situações, com 1000 iterações. O indicador de impacto ambiental selecionado para o cálculo foi o potencial de aquecimento global (em kg $CO_{2,eq}$), pelo método do IPCC 2013, com 100 anos de horizonte.

Além disso, para cada um dos procedimentos de estimativa de incertezas, foi conduzida uma análise de variância (ANOVA), de modo a identificar, em termos porcentuais, a parcela da incerteza proveniente dos processos à montante e a parcela atribuída às variações ocorridas no processo principal. Realizou-se ainda uma ANOVA para identificar quais entradas/saídas do inventário mais contribuem para a incerteza final. Para ambas as análises, fez-se necessário calcular a incerteza de cada processo à montante, utilizando-se também neste caso o método de Monte Carlo por meio do Simapro com 1000 iterações.

Resultados

A Tabela 1 apresenta os parâmetros de incerteza obtidos nos três procedimentos de cálculo, representados pelos coeficientes de variação da distribuição de probabilidade. São apresentadas também as notas da matriz Pedigree atribuídas aos itens do inventário. As incertezas totais u u_{iner} u_{ext} do primeiro procedimento também estão listadas na Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros de incerteza calculados conforme os três procedimentos.

Itens de inventário	Distri-buição	Procedimento 1			Procedimento 2		Proc. 3.**	Notas Pedigree
		Componentes da incerteza		**Incerteza total C.V.**	Incerteza básica	**Incerteza total**	**Incerteza total**	
		u_{iner}	u_{ext}	$\boldsymbol{u}$	C.V.	**C.V.**	**C.V.**	
ENTRADAS								
*Water, well, in ground, BR**	Normal	3,7%	2,9%	**4,7%**	2,4%	**3,4%**	**4,2%**	(1,3,1,1,1)
EUR-flat pallet production	Normal	3,5%	2,6%	**4,3%**	2,4%	**4,3%**	**4,8%**	(2,3,1,1,1)
*Market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3**	Uniforme	3,7%	2,9%	**4,7%**	35,7%	**36,3%**	**6,3%**	(3,3,1,1,1)
Market for polyethylene, high density, granulate	Normal	3,4%	2,6%	**4,3%**	2,4%	**4,8%**	**5,4%**	(2,3,1,1,2)
Clay pit operation	Normal	3,4%	2,6%	**4,3%**	2,4%	**4,3%**	**4,8%**	(2,3,1,1,1)
*Market for steel, low-alloyed, hot rolled**	Lognormal	3,7%	2,9%	**4,7%**	1,5%	**31,2%**	**31,4%**	(5,5,5,5,1)
Wood chips production,	Normal	3,5%	2,6%	**4,3%**	2,4%	**4,3%**	**4,8%**	(2,3,1,1,1)

softwood, at sawmill								
*Market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3**	Uniforme	3,7%	2,9%	**4,7%**	35,7%	**37,1%**	**10,1%**	(4,3,1,1,1)
Market for lubricating oil	Lognormal	3,8%	2,9%	**4,8%**	2,4%	**4,8%**	**5,7%**	(2,3,1,1,2)
*Refractory production, fireclay, packed**	Normal	3,7%	2,9%	**4,7%**	2,9%	**10,0%**	**10,1%**	(4,3,1,1,1)
*Market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3**	Normal	3,7%	2,9%	**4,7%**	35,7%	**37,1%**	**10,1%**	(4,3,1,1,1)
Diesel, burned in building machine	Normal	3,0%	2,4%	**3,8%**	2,0%	**10,0%**	**10,2%**	(2,3,1,1,3)
Market for electricity, medium voltage {BR}	Normal	2,6%	2,2%	**3,4%**	2,4%	**4,3%**	**4,2%**	(2,3,1,1,1)
SAÍDAS								
Water - emission to air	Uniforme	3,7%	2,9%	**4,7%**	20,5%	**20,8%**	**6,0%**	(2.3,1,1,1)
Carbon dioxide, biogenic – emission to air	Normal	3,5%	2,6%	**4,3%**	2,9%	**10,0%**	**10,0%**	(4,3,1,1,1)
Water - emission to air	Uniforme	3,7%	2,9%	**4,7%**	20,5%	**21,2%**	**6,5%**	(3,3,1,1,1)

* itens de inventário para os quais se obtiveram apenas dados pontuais

** incerteza básica do procedimento 3 = u_{iner} do procedimento 1

No procedimento 1, as distribuições de probabilidade foram selecionadas com base na experiência dos autores, pois a série de dados não permitiu traçar as curvas de distribuição de probabilidade. Para a maioria dos itens, adotou-se distribuição normal. Para os transportes terrestres a pequenas distâncias (transporte do pallet e da serragem), adotou-se distribuição uniforme, pois se entende que os trajetos estão sujeitos a maior variação. Para os itens que não foram alterados do ICV original do Ecoinvent, adotou-se a distribuição lognormal.

Em relação às notas do Pedigree, os parâmetros de correlação geográfica, temporal e tecnológica tiveram notas 1,0, devido ao levantamento direto de dados na fábrica em data recente, exceto para os dados extrapolados do Ecoinvent. Para o parâmetro de abrangência foi atribuída nota 3, pois o período de obtenção dos dados foi menor do que o recomendado em norma. Para o parâmetro de confiabilidade, as notas variaram conforme a qualidade do dado.

Observa-se na Tabela 1 que as incertezas finais calculadas de acordo com os três procedimentos resultaram em valores próximos, na faixa de 4 a 5%, exceto para: (i) os itens de transporte, que apresentam incerteza básica alta tabelada pelo Ecoinvent (35,7%) e que tiveram notas desfavoráveis de confiabilidade do Pedigree atribuídas nos itens em que não se obteve o endereço do fornecedor; (ii) o aço, cujo consumo foi adotado idêntico ao inventário de referência do Ecoinvent e, por isso, penalizado com notas 5 no Pedigree; (iii) o diesel, porque se adotou um módulo de combustão do diesel disponível na base; (iv) as emissões de água, que possuem incertezas básicas

altas (20,5%) atribuídas pelo Ecoinvent. Sendo assim, mesmo com o conservadorismo dos autores no procedimento 1, as incertezas atribuídas resultaram menores do que as demais.

A Tabela 2 apresenta os resultados finais de incerteza para os três procedimentos, em termos de coeficiente de variação, resultantes da simulação de Monte Carlo. São apresentados também os resultados da ANOVA, com as parcelas de incerteza atribuídas aos processos à montante e ao processo principal.

Tabela 2: Resultados das simulações de Monte Carlo e distribuição da incerteza entre o processo principal e processos à montante (ANOVA).

	Procedimento 1	Procedimento 2	Procedimento 3
Coeficiente de variação (%)	10,8%	11,4%	11,2%
Parcela da incerteza atribuída aos processos à montante	97%	85%	90%
Parcela da incerteza atribuída aos processos da fábrica	3%	15%	10%

A partir da análise dos coeficientes de variação finais, observa-se que o procedimento 1 resultou na menor incerteza (10,8%), seguida pelo procedimento 3 (11,2%) e procedimento 2 (11,4%), embora todos os valores estejam relativamente próximos. Analisando-se os resultados da ANOVA, verifica-se que, pelo procedimento 1, 97% da incerteza final tem origem nas incertezas dos processos à montante; pelo procedimento 2, na qual uma incerteza maior às entradas de fábrica é atribuída pela utilização da matriz Pedigree, 85% da incerteza final tem origem nas incertezas dos processos à montante, e, finalmente, pelo procedimento 3, 90 % da incerteza final tem origem nos processos à montante.

A Tabela 3 apresenta os resultados da ANOVA para análise da participação de cada item de inventário (entrada ou saída) na incerteza final do processo, considerando a variação nas quantidades daquele item no processo principal e a incerteza que cada item carrega do seu processo à montante. Os itens que não contribuíam significativamente com a emissão de gases de efeito estufa não foram incluídos nesta tabela.

Tabela 3: Participação dos itens de inventário na emissão de $CO_{2,equivalente}$ e distribuição de incerteza entre os itens de inventário (ANOVA).

Item de inventário	% no resultado de AICV (kg $CO_{2,eq}$)	CV processo montante	Procedimento 1		Procedimento 2		Procedimento 3	
			CV processo principal	% incerteza final	CV processo principal	% incerteza final	CV processo principal	% incerteza final
EUR-flat pallet production	1%	18%	4%	0%	4%	0%	5%	0%
Market for polyethylene, high density, granulate	6%	1%	4%	0%	5%	0%	5%	0%
Clay pit operation	11%	23%	4%	7%	4%	7%	5%	7%
Wood chips production, softwood, at sawmill	11%	30%	4%	13%	4%	11%	5%	12%
Market for transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 (wood chips)*	6%	6%	5%	0%	37%	6%	10%	1%
*Refractory production, fireclay, packed**	5%	15%	5%	1%	10%	1%	10%	1%

Diesel, burned in building machine	23%	20%	4%	26%	10%	28%	10%	29%
Market for electricity, medium voltage {BR}	35%	19%	3%	53%	4%	47%	4%	50%

Observa-se que o uso de energia elétrica responde por 35% do potencial de impacto de aquecimento global do sistema de produto, incluindo os respectivos processos à montante (ex.: geração de energia, transmissão, transformação, etc.). Entretanto, este item sozinho responde por aproximadamente 50% da incerteza final, principalmente devido às incertezas declaradas nos processos à montante (19%). Em seguida, tem-se o uso de óleo diesel, que responde por 23% do potencial de aquecimento global e aproximadamente 27% da incerteza do processo, novamente em função da alta incerteza à montante (20%).

Verifica-se ainda que a participação de cada item de inventário na incerteza final, considerando-se a incerteza do processo à montante combinada com a incerteza do processo principal, é semelhante nos três procedimentos de estimativa de incerteza, exceto no caso da operação de transporte do pó de serra, que tem participação maior na 2ª abordagem, uma vez que a incerteza básica do Ecoinvent para este tipo de operação é alta (vide Tabela 1).

Conclusão

A estimativa de incertezas a partir dos dados primários de produção (procedimento 1) apresenta ganhos, pois reduz a participação da incerteza do processo principal na incerteza total do sistema de produto, se comparado ao procedimento do Ecoinvent. Além disso, a adoção deste procedimento requer uma compreensão mais detalhada dos dados e, dessa forma, possibilita o desenvolvimento de certa sensibilidade acerca dos valores de incerteza obtidos. Entretanto, observou-se que os processos relacionados às matérias-primas e insumos utilizados na produção do bloco cerâmico contribuem com a maior parte da incerteza final deste sistema de produto, pois a incerteza declarada pelo Ecoinvent para estes itens é alta. Nestes casos, os ganhos da estimativa de incertezas pelo procedimento 1 são limitados e podem não justificar este nível de detalhamento.

Sendo assim, para avaliar a viabilidade de fazer a estimativa de incertezas a partir dos dados primários, sugerem-se duas alternativas. A primeira, mais simples, é realizar uma análise de sensibilidade, variando-se os parâmetros que mais contribuem para o resultado final de impacto ambiental e verificando-se as alterações tanto no resultado do indicador quanto na sua incerteza associada, conforme recomendado por Huijbregts et al. (2001). A segunda, mais complexa, consiste em estimar as incertezas conforme o método do Ecoinvent (procedimento 2) e realizar uma ANOVA dos resultados obtidos. Dependendo da contribuição do processo principal para a incerteza final, uma abordagem mais detalhada pode se justificar, devendo-se também considerar os objetivos e a disponibilidade de recursos para o estudo de ACV em questão.

Além disso, a realização da ANOVA para identificar a contribuição de cada entrada/saída do ICV na incerteza final pode auxiliar na compreensão das fontes de incerteza do estudo e, eventualmente, direcionar esforços, seja na redução de incertezas do processo principal, seja em intervenções nos processos à montante.

Para a validação do primeiro procedimento, serão necessários estudos adicionais, contemplando sistemas de produto com características diferentes do explorado neste trabalho.

Agradecimentos

À Fundação de Apoio ao IPT (Fipt), pelo financiamento da pesquisa.

Referências Bibliográficas

CASTRO, A. L. et al. (2015) Análise da viabilidade técnica da adaptação de dados internacionais de inventário de ciclo de vida para o contexto brasileiro: um estudo de caso do concreto para paredes moldadas no local. In*: Anais do 57º Congresso Brasileiro do Concreto*.

CIROTH, A. et al. (2013) Empirically based uncertainty factors for the pedigree matrix in ecoinvent. *International Journal of Life Cycle Assessment*. pp. 1-11.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG. (2014) DIN EN 15804: Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products.

EUROPEAN COMISSION (2010). ILCD Handbook: General guide for life cycle assessment – Detailed Guidance. Disponível em: http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAILED-GUIDANCE-12March2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf. pp. 377-380.

GREGORY, J. R., MONTALBO, T. M. E KIRCHAIN R. E. (2013) Analyzing uncertainty in a comparative life cycle assessment of hand drying systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 18, pp. 1605-1617.

HUIJBREGTS, M. A J et al. (2001) Framework for modeling data uncertainty in life cycle inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment*. V. 6, N. 3, pp. 127-132.

LLOYD, S. M. e RIES, R. (2007) Characterizing, propagating and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: a survey of quantitative approaches. *Journal of Industrial Ecology.* V. 11, N. 1, pp. 161-179.

SILVA, F. B. et al. (2015) Development of a method for adapting international LCI data for Brazilian building products. In: *Proceedings of the Sixth International Conference on Life Cycle Assessment - CILCA2015*

WEIDEMA, B. P. e WESNAES, M. S. (1996) Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production.* V. 4, N. 3-4, pp. 167-174.

WEIDEMA, B. P. et al. (2013) Overview and methodogy: Data quality guideline for the Ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The Ecoinvent Centre. pp. 70-79.

Adaptação de inventários de ciclo de vida de cana-de-açúcar para o contexto brasileiro

Juliana F. Picoli[1], Marília I. S. F. Matsuura[2], Mateus F. Chagas[3], Otávio Cavalett[3], Letícia S. Barrantes[4], Giovanna Chiumento[4], Cassia M. L. Ugaya[4,9], Luciano B. Rodrigues[5], Henrique L. Maranduba[6], José A. Almeida- Neto[6], André May[7], Renan M. L. Novaes[2], Ricardo A. A. Pazianotto[2], Cristiano A. Andrade[2], Adriana Pires[2], Fernando R. T. Dias[8], Luiz G. S. Hilara[2], Keryman R. Costa[2]

[1]Faculdade de Engenharia Mecânica (FEM/UNICAMP), julianafp@fem.unicamp.br
[2]Embrapa Meio Ambiente (CNPMA)
[3]Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE)
[4]Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)
[5]Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB)
[6]Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)
[7]Embrapa Milho e Sorgo (CNPMS)
[8]Embrapa Pantanal (CPAP)
[9]Bolsista Produtividade CNPq

Resumo. *O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, tendo produzido cerca de 635 milhões de toneladas na safra de 2014/2015, que ocupou cerca de 9 milhões de ha. A magnitude deste setor tem suscitado a preocupação com sua sustentabilidade, refletida nos muitos estudos hoje disponíveis sobre a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) da cana-de-açúcar e seus derivados. Para que os estudos de ACV representem adequadamente a produção brasileira de cana-de-açúcar, as especificidades das diferentes regiões produtoras devem ser consideradas e estar refletidas nos Inventários de Ciclo de Vida (ICV). A literatura da área não disponibiliza trabalhos com estas características. Sendo assim, os objetivos do presente estudo foram: (1) gerar inventários da produção de cana-de-açúcar representativos das principais regiões produtoras brasileiras; (2) a partir destes, gerar um inventário representativo da produção nacional de cana-de-açúcar; (3) comparar este inventário ao que consta atualmente da base de dados ecoinvent; e (4) analisar o impacto do uso destes diferentes inventários na qualidade dos resultados da Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV). Foram gerados inventários para os sistemas de produção típicos de cada um dos principais estados produtores brasileiros - SP, GO, MG, PR, MS, AL e MT -, agregados em um inventário nacional. A unidade de análise adotada foi 1 t de cana-de-açúcar; os fluxos de referência foram estabelecidos com base na produtividade agrícola de cada região. Efetuou-se ajustes nos parâmetros de entrada dos modelos para estimativas de emissões. As Mudanças de Uso da Terra (MUT) e suas emissões derivadas foram contabilizadas. A AICV foi realizada pelo método ReCiPe Midpoint (H) V1.12 / World ReCiPe H, desconsiderando-se as categorias de impacto não pertinentes à natureza dos processos em estudo. Confirmou-se o efeito da regionalização dos inventários nos resultados da AICV da cana-de-açúcar. Dez, dentre 14 categorias analisadas, mostraram diferenças de 20% a 98% nos resultados de impacto. As principais causas destas diferenças foram: (a) tipos e quantidades diferentes de fertilizantes e pesticidas aportados ao sistema; (b) ocorrência da colheita mecanizada, sem queima;(c) contabilização das emissões de gases de efeito estufa por MUT. Os autores confirmam a importância da regionalização de inventários para a qualidade dos resultados de estudos de ACV.*

Palavras-chave. *Setor sucroalcooleiro, avaliação de impacto ambiental, avaliação de ciclo de vida.*

Introdução

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, tendo produzido 635 milhões de toneladas na safra de 2014/2015, ocupando uma área de 9 milhões de ha. Cerca de 90% desta produção provieram da região Centro-Sul do país. O setor sucroalcooleiro movimentou, neste mesmo período, cerca de 45 bilhões de dólares (CONAB, 2015). Devido à significativa participação do setor sucroalcooleiro na economia brasileira e à crescente preocupação com os impactos ambientais por ele gerados, estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) dos sistemas de produção de cana-de-açúcar ganham importância.

A ACV é uma ferramenta de gestão que permite avaliar os impactos ambientais de produtos ao longo de seu ciclo de vida, identificando pontos críticos e contribuindo para a melhoria do seu desempenho ambiental. Uma

das etapas fundamentais de um estudo de ACV é a elaboração de Inventários de Ciclo de Vida (ICV), conjuntos de dados que contabilizam todas as entradas e saídas de material e energia representativas de um sistema de produto. A qualidade dos dados coletados nesta etapa está fortemente relacionada à representatividade do estudo de ACV, tornando imprescindível a consideração das particularidades da região onde é realizado (SEO E KULAY, 2006).

Apesar de existirem inventários de cana-de-açúcar em bases de dados de ACV, poucos representam adequadamente a realidade brasileira. Adicionalmente, a elaboração destes inventários é um grande desafio, considerando as diferentes regiões produtoras e suas particularidades de clima, solo e nível tecnológico. As principais diferenças regionais estão relacionadas aos parâmetros técnicos do processo agrícola e parâmetros de entrada dos modelos de estimativa de emissões.

Neste trabalho foram elaborados inventários dos sistemas de produção de cana-de-açúcar típicos de cada um dos principais estados produtores brasileiros (que juntos somam aproximadamente 93% da produção nacional): São Paulo (SP, com 57% da produção nacional), Goiás (GO, 9%), Minas Gerais (MG, 9%), Paraná (PR, 6%), Mato Grosso do Sul (MS, 6%), Alagoas (AL, 3%) e Mato Grosso (MT, 3%). Sendo São Paulo o maior estado produtor do país e havendo diferenças significativas entre os sistemas de produção adotados em diferentes regiões do estado, estas regiões foram caracterizadas separadamente: Ribeirão Preto (com 43% da produção de SP), São José do Rio Preto (31%), Araçatuba (15%), Piracicaba (7%) e Catanduva (4%) (CONAB, 2014; IBGE, 2014). O "inventário nacional resultante da agregação de inventários regionalizados" foi comparado a um "inventário contido em base de dados internacional" para a análise do efeito da regionalização na qualidade dos resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida (AICV) da cana-de-açúcar.

Material e Métodos

O método utilizado neste trabalho foi baseado nos requisitos técnicos das normas ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT NBR ISO 14044:2009 (ABNT, 2009 a, b).

Definição do objetivo e escopo

Os objetivos deste estudo foram: (1) gerar inventários da produção de cana-de-açúcar representativos das principais regiões produtoras brasileiras; (2) a partir destes, gerar um inventário representativo da produção nacional de cana-de-açúcar; (3) comparar este inventário ao que consta atualmente na base de dados ecoinvent, a principal base de dados internacional de ICV; e (4) analisar o impacto do uso destes diferentes inventários na qualidade dos resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida.

Os sistemas de produto corresponderam aos sistemas de produção de cana-de-açúcar típicos de cada um dos principais estados produtores brasileiros: São Paulo (composto pelos inventários das regiões de Ribeirão Preto, São José do Rio Preto, Araçatuba, Piracicaba e Catanduva), Goiás, Minas Gerais, Paraná, Mato Grosso do Sul, Alagoas e Mato Grosso. A unidade de análise adotada foi uma tonelada de cana-de-açúcar. O fluxo de referência (FR) foi estabelecido com base na produtividade agrícola de cada região. O inventário adotado para comparação foi o "sugarcane, at farm/BR U, da base ecoinvent v. 3.1.

Fronteiras do sistema

Os processos incluídos nos sistemas de produto são: (1) produção de insumos agrícolas; (2) operações agrícolas; e (3) produção de cana-de-açúcar (Figura 1). Os processos de transporte dos insumos até o canavial e da cana-de-açúcar até a unidade de processamento não foram considerados. Mudas, torta e cinzas são insumos particulares: o processo de produção de mudas pode ser considerado equivalente ao da produção de cana, portanto sua inclusão no sistema representou no inventário um decréscimo na massa de cana produzida; torta e

cinzas correspondem a resíduos da fase industrial e como tal não trazem consigo a carga ambiental dos processos que os geraram.

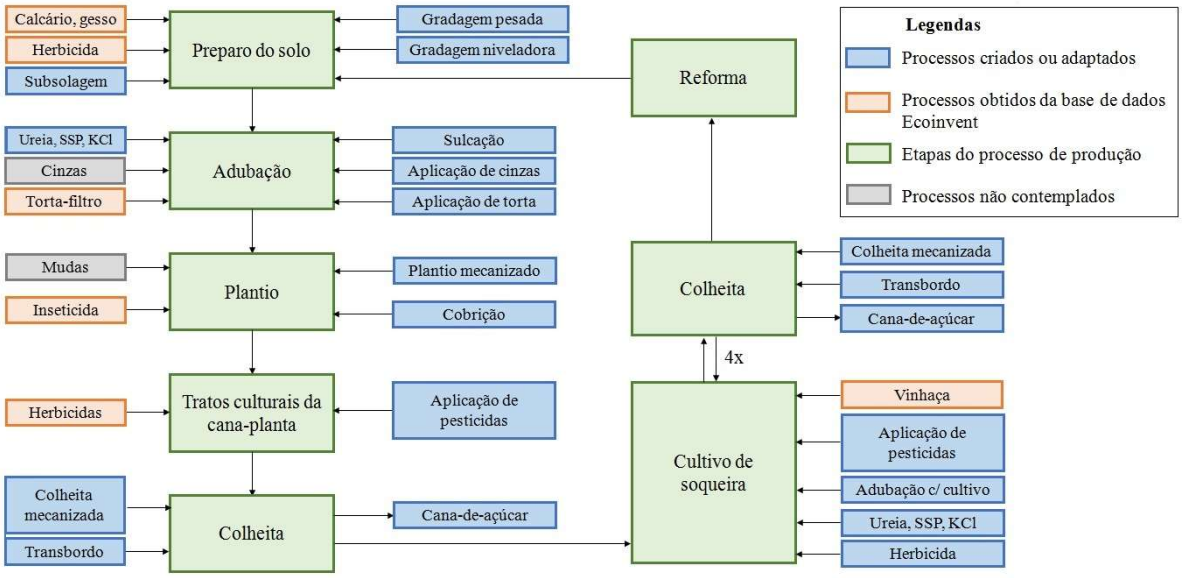
Fonte de dados

Para os inventários da produção de cana-de-açúcar dos sistemas típicos das regiões estudadas, os dados de entrada foram adaptados a partir dos levantamentos do Instituto de Desenvolvimento Agroindustrial (IDEA, 2014), com exceção dos dados sobre pesticidas, obtidos por consulta a especialista (MAY, 2015).

Já os dados de emissões foram estimados com base em modelos da literatura científica (CANALS, 2003; GREET, 2010; NEMECEK E SCHNETZER, 2011), adequados para as condições brasileiras. A lixiviação e perda de fósforo por escoamento superficial não foram contabilizadas nos inventários devido à baixa solubilidade deste elemento nos solos brasileiros (NOVAIS E SMYTH, 1999).

As emissões derivadas de Mudança de Uso da Terra foram calculadas para todos os estados utilizando uma metodologia que vem sendo desenvolvida pela Embrapa Meio Ambiente (NOVAES et al., 2016). A metodologia seguiu orientações do IPCC (2006) e está em consonância com métodos utilizados internacionalmente (BSI, 2011). Se baseou em dados de estatísticas agrícolas nacionais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e do Instituto Brasileiro de Árvores (IBA) e avaliou a mudança no período de 20 anos, entre 1994 e 2013. Os inventários de operações agrícolas foram gerados por especialistas do Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CAVALETT et al., 2016) e consideram equipamentos e coeficientes técnicos representativos da canavicultura brasileira. Os inventários da produção de fertilizantes foram gerados por especialistas do Grupo de Prevenção à Poluição da USP (GP2). Os demais inventários da produção de insumos agrícolas (calcário, gesso e pesticidas) corresponderam aos disponíveis na base de dados ecoinvent v. 3.1.

Figura 1: Fronteiras do sistema considerado para o inventário da produção de cana-de-açúcar.



Método para a elaboração dos inventários do ciclo de vida

Para que os inventários melhor representassem o sistema de produção de cana-de-açúcar, foi necessário ajustar os dados de entrada e de produção obtidos em IDEA (2014) para um "hectare médio de produção". Para tanto, considerou-se que um sistema de produção de ciclo médio de cinco cortes é composto pelas seguintes fases, convertidas em área: (1) implantação ou reforma do canavial; (2) cana-planta; e (3) cana-soca. Foram

consideradas ainda as seguintes variáveis, também convertidas em área: (a) proporção de "cana de ano" e "cana de ano e meio"; (b) proporção da área de plantio manual e mecanizado; (c) proporção da área de colheita manual e mecanizada; (d) proporção da área que recebe aplicação de resíduos agroindustriais (vinhaça, torta, cinzas).

Para contabilizar a produção de mudas, optou-se por descontá-la da produção total de cana-de-açúcar, de forma similar à feita por Jungbluth et al. (2007). Não foi considerada a aplicação de potássio em área de aplicação de vinhaça, nem a aplicação de fósforo em área de aplicação de torta-filtro.

Quanto ao cálculo de emissões, os principais parâmetros dos modelos propostos por Nemecek e Schnetzer (2011) foram regionalizados com base em trabalhos da literatura científica (BONOMI et al., 2012; CGEE, 2012; DEMATTÊ, 2004; MACEDO,2005; MELLO et al., 2014).

Todos os inventários de "1 ha médio" foram então convertidos para "1 t de cana-de-açúcar", considerando a produtividade de cada região. Para a composição do inventário da produção de cana-de-açúcar nacional, os inventários regionais foram agregados em função da sua contribuição relativa ao volume total de cana produzido pelo conjunto das regiões.

Método para a avaliação de impactos do ciclo de vida

Para a avaliação dos impactos do ciclo de vida foi adotado o método ReCiPe Midpoint (H) V1.12 / World ReCiPe H, desconsiderando-se as categorias de impacto não pertinentes à natureza dos processos em estudo. Foi usado como software de apoio o SimaPro®, versão 8.1.1.16 e a base de dados ecoinvent v3.1.

Resultados e Discussão

Analisando o perfil ambiental obtido a partir do inventário nacional da produção de cana-de-açúcar gerado com base em dados regionalizados (ICV BR regionalizado), em comparação ao inventário da cana-de-açúcar brasileira obtido da base de dados internacional (ICV BR BDI), nota-se que apenas as categorias de impacto Toxicidade Humana, Ocupação de Terra Agrícola, Depleção de Metais e Depleção Fóssil tiveram menores alterações (isto é, a diferença foi ≤10%).

Quanto às outras dez categorias de impacto consideradas, as diferenças foram maiores que 20% e, no caso da Ecotoxicidade Terrestre (ET), atingiu 98%. Para a ET, o ICV BR BDI contabilizou 4,75E+00 kg de 1,4 DB eq. por tonelada de cana (TC), enquanto o ICV BR regionalizado contabilizou 9,17E-02 kg de 1,4 DB eq. A principal substância que contribuiu para este impacto foi o inseticida Aldrin (4,28E+00 kg de 1,4 DB eq./TC), um composto organoclorado com alta persistência no ambiente e capacidade de bioacumulação, cujo uso foi proibido no Brasil desde 1985. Outros dois pesticidas, os herbicidas Atrazina e Linuron, também estavam incluídos no ICV BR BDI em quantidades muito superiores às do ICV BR regionalizado.

As mesmas substâncias foram as principais responsáveis também pelo impacto Ecotoxicidade de Água Doce (EcAD), pela análise que usou o ICV BR BDI - Atrazina (2,58E-01 kg de 1,4 DB eq/TC), Linuron (8,65E-02 kg de 1,4 DB eq/TC) e Aldrin (5,63E-02 kg de 1,4 DB eq/TC), presentes em quantidades muito inferiores no ICV BR regionalizado. As diferenças entre os valores encontrados para os dois ICV foram, neste caso, superiores a 70%.

Em outras três categorias de impacto o desempenho ambiental foi superior quando se tomou como base o ICV BR regionalizado: Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF), Depleção de Água (DA) e Depleção da Camada de Ozônio (DCO) - sendo as diferenças entre ICV correspondentes a 79%, 70% e 24%, respectivamente.

Ao se usar o ICV BR BDI, o impacto de FOF contabilizou 1,44 kg NMVOC/TC, tendo o CO biogênico a maior participação neste impacto (1,37 kg NMVOC/TC). Este poluente deriva principalmente da queima da cana-de-

açúcar na colheita manual. Este inventário considera a prática de colheita manual em 80% da área, enquanto a média do ICV BR regionalizado é muito inferior (19%).

A Depleção de Água foi outra categoria de impacto muito influenciada pela diferença dos inventários. Quando usado o ICV BR BDI, os principais processos a consumir este recurso são a produção de ácido sulfúrico e de ácido fosfórico, componentes do fertilizante diamônio fosfato (DAP), e a produção do fertilizante cloreto de potássio. O DAP não está incluído no ICV BR regionalizado, que considera o superfosfato simples (SSP) como o único fertilizante fosfatado da cultura. A quantidade total de fertilizantes fosfatados no sistema de produção descrito pelo ICV BR BDI (7.31E-01 kg t-1 de cana) é muito maior que a média considerada no ICV BR regionalizado (4.57E-01 kg t-1 de cana). O mesmo vale para o cloreto de potássio, cuja quantidade presente no ICV BR BDI (1.66E+00 kg t-1 de cana) é superior à contabilizada no ICV BR regionalizado (1.10E+00 kg t-1 de cana).

Quanto à Depleção da Camada de Ozônio (DCO), o desempenho observado é pior quando usado o ICV BR BDI devido ao processo de produção de triclorometano, componente de pesticidas. O resultado difere daquele obtido com o ICV BR regionalizado porque este último soma um número menor de tipos de pesticidas e também uma massa total desses componentes (2.04E-02 kg t-1 de cana) muito inferior à do ICV BR BDI (6.84E-02 kg t-1 de cana).

Para outras cinco categorias houve diferenças importantes no resultado da avaliação de impactos em função do uso dos diferentes inventários. Nestas categorias, o desempenho ambiental foi melhor quando adotado o ICV BR BDI, sendo as diferenças da ordem de 88%, para Formação de Material Particulado (FMP) e Eutrofização de Água Doce (EuAD); 59%, para Acidificação Terrestre (AT); 53%, para Mudança do Clima (MC); e 39%, para Transformação de Áreas de Vegetação Nativa (TAN).

A categoria de impacto Formação de Material Particulado somou 4,82 kg E-01 PM10 eq/TC, dos quais 4,34 E-01 kg PM10 eq advieram da fase de produção de cana-de-açúcar, predominando nas emissões os particulados < 10 µm (2,27E-01 kg PM10 eq/TC) e os particulados < 2,5 µm (1,29E-01 kg PM10 eq/TC) – quando calculado o impacto usando o ICV BR regionalizado. A diferença entre os inventários se deu principalmente pelo fato do ICV BR regionalizado contabilizar um consumo maior de óleo diesel nas operações agrícolas, particularmente na colheita e transbordo. Cabe lembrar que este inventário considera uma maior proporção de colheita mecanizada (81%).

Quanto à Eutrofização de Água Doce, as emissões foram mais elevadas quando usado o ICV BR regionalizado (6,18E-02 kg P eq) e derivaram diretamente do processo de produção de cana-de-açúcar (5,86E-02 kg P eq/TC), mas também do processo de produção de superfosfato simples (1,57E-03 kg P eq/TC). É importante ressaltar que o fósforo perdido por lixiviação não foi contabilizado na etapa agrícola, pelo fato deste elemento não ser solúvel nas condições dos solos brasileiros. As emissões desta etapa foram muito influenciadas pelos parâmetros considerados para a perda de solo por erosão, processo responsável pelo transporte de fósforo para águas superficiais. Quanto à produção de SSP, este foi o principal fertilizante fosfatado considerado no ICV BR regionalizado, enquanto o ICV BR BDI considerou vários tipos de fertilizantes fosfatados (quatro no total), sendo o DAP, e não o SSP, o principal deles.

Também na categoria Acidificação Terrestre, a etapa agrícola foi a maior causadora do impacto (6,46E-01 kg SO2 eq/TC), quando analisado o ICV BR regionalizado, devido às emissões da combustão do óleo diesel nas operações agrícolas (em especial, colheita e transbordo). Novamente, a maior mecanização característica deste inventário responde por grande parte das diferenças. O transporte de fertilizantes, principalmente a ureia, também contribuiu para a AT, sendo considerado o transporte transoceânico dos insumos no ICV BR regionalizado, mas não no ICV BR BDI.

Como para a AT, para a categoria Mudança do Clima, quando analisado o ICV BR regionalizado, as mesmas etapas do ciclo de vida da cana-de-açúcar se destacaram como geradoras de emissões: a etapa agrícola

(3,39E+01 kg CO_2 eq/TC), particularmente as operações de colheita e transbordo, e a produção e transporte de ureia. A combustão do diesel, assim como a aplicação de fertilizantes nitrogenados, são as principais fontes de emissão dos gases de efeito estufa N_2O (1,51E+01 kg CO_2 eq/TC) e CO_2 (1,21E+01 kg CO_2 eq/TC).

Para MC, entretanto, foram mais importantes as emissões derivadas das Mudanças de Uso da Terra, que somaram 1,55E+01 kg CO_2 eq/TC, de um total de emissões de 4,49E+01 kg CO_2 eq/TC para a categoria. Neste ICV as MUT foram consideradas para todas as regiões do país. Em algumas regiões ocorre a expansão da cana-de-açúcar; já em outras regiões mais tradicionais ocorre o contrário, a área ocupada pela cultura tem regredido. O ICV BR BDI não considerou as emissões de MUT.

Por fim, a TAN foi outra categoria de impacto que sofreu efeito das diferenças entre inventários. Elas estão relacionadas principalmente à exploração de recursos fósseis, em particular o petróleo, em etapas do ciclo de vida que ocorrem fora do país. Este impacto foi maior para o ICV BR regionalizado, em função do seu consumo maior de diesel.

Conclusão

O presente trabalho gerou os inventários da produção de cana-de-açúcar dos sete maiores estados produtores brasileiros, assim como das cinco principais regiões produtoras de São Paulo (estado que responde por 57% da produção nacional), buscando bem representar seus sistemas de produção típicos. As especificidades do ambiente produtivo (solo e clima) e tecnológico (manejo agrícola) foram consideradas. A partir destes inventários regionais foi gerado o inventário da produção nacional de cana-de-açúcar, que foi comparado ao inventário "sugarcane, at farm/BR U", da base ecoinvent v. 3.1. Confirmamos haver grande efeito do uso do inventário regionalizado nos resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida da cana-de-açúcar. Dez categorias de impacto, dentre 14 categorias analisadas, mostraram diferenças maiores que 20% (variando de 20% a 98%) nos resultados de impacto. As principais causas são diferenças na caracterização dos sistemas de produção entre os inventários, merecendo destaque as seguintes: (1) tipos e quantidades diferentes de fertilizantes aportados ao sistema, afetando as categorias DA e EuAD; (2) tipos e quantidades diferentes de pesticidas, afetando ET, EcAD e DCO; (3) ocorrência da prática de colheita mecanizada, sem queima, afetando FOF, FMP, AT e MC; (4) contabilização das emissões de gases de efeito estufa por MUT, afetando MC. Grande parte destas diferenças decorre da atualidade dos dados regionalizados, que puderam apreender a recente modernização tecnológica que o setor sucroenergético brasileiro, compreendendo a abolição das queimadas, a mecanização da colheita, o aproveitamento de resíduos agroindustriais em substituição a fertilizantes químicos, a opção por pesticidas menos tóxicos, dentre outros. Entretanto, nos inventários regionalizados foram usados modelos de emissão que ainda precisam ser melhorados, podendo ser mencionado aquele que estima a lixiviação de fósforo. Também merecem desenvolvimento metodológico os modelos para cálculo das emissões derivadas de MUT – os atualmente disponíveis são complexos e exigem grande volume de dados.

Referências Bibliográficas

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: *Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura*. Rio de Janeiro, 2009.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044: *Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações*. Rio de Janeiro, 2009.

BONOMI, A.; CAVALETT, O.; CARDOSO, T. F.; et al. *Sugarcane Life Cycle Inventory*. Brazilian Bioethanol Science And Technology Laboratory (CTBE). Campinas, 2012. 37 p.

BSI. PAS 2050:2011: *Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and* services. British Standards Institution, London, UK. 2011.

CANALS, L. M. *Contributions to LCA methodology for agricultural systems*. Barcelona, 2003. 250 p. Tesis (Doutorat en Ciências Ambientals) – Unitat de Química Física del Departament de Química de la Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, 2003.

CGEE - CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. *Sustainability of sugarcane bioenergy*. Brasília - DF, 2012. 336 p. Disponível em: <http://www.cgee.org.br/publicacoes/sustainability.php>. Acesso em: 17 abr. 2015.

CAVALETT, O.; CHAGAS, M. F.; MAGALHÃES, P. S. G.; CARVALHO, J. L. N.; CARDOSO, T. F.; FRANCO, H. C. J.; BRAUNBECK, O. A.; BONOMI, A. The Agricultural Production Model. In: Antonio Bonomi; Otávio Cavalett; Marcelo Pereira da Cunha; Marco Aurélio Pinheiro Lima. (Org.). *Green Energy and Technology*. 1st Ed. Switzerland: Springer International Publishing, 2016, p. 13-51.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. *Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar*: Safra 2015/16. Terceiro Levantamento. 3. ed. Brasília: CONAB, 2015. 70 p.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. *Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar*: Safra 2014/15. Primeiro Levantamento. 1. ed. Brasília: CONAB, 2014. 25 p.

DEMATTÊ, J. L. I. Recuperação e manutenção da fertilidade dos solos. *Revista Visão Agrícola*, Esalq – USP, Ano 1, Jan. 2004.

GREET. *Greenhouse Gases, Regulated Emissions, and Energy Use in Transportation*, version 1.8d. Argonne National Laboratory. Argonne, Illinois, USA, 2010.

IBGE. *Sistema IBGE de Recuperação Automática.*2014. Disponível em www.sidra.ibge.gov.br. Acesso em 2015.

IDEA - INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO AGROINDUSTRIAL. *Indicadores de desempenho da agroindústria canavieira: Safras 2012/2013 e 2013/2014*. Ribeirão Preto: Grupo Idea, 2014.

IPCC. *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. 2006.

JUNGBLUTH N., CHUDACOFF M., DAURIAT A., et al. *Life Cycle Inventories of Bioenergy*. Final report ecoinvent data v2.0 No. 17. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, 2007.

MACEDO I. C. *Sugarcane's energy: Twelve studies on Brazilian sugarcane agribusiness and its sustainability*. Berlendis & Vertecchia: UNICA, São Paulo, 2005.

MAY, A. 2015. *Recomendação técnica pesticidas cana*. 08 de junho de 2015.

MELLO, F. C. et al. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. *Nature Climate Change*, [s.l.], v. 4, n. 7, p.605-609, 8 jun. 2014. Nature Publishing Group. DOI: 10.1038/nclimate2239. Disponível em: <http://www.nature.com/nclimate/journal/v4/n7/full/nclimate2239.html>. Acesso em: 03 ago. 2015.

NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. *Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems.* Zurich, Data v3.0, 2012. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/fileadmin/talkpages/pages/01-01-crop-production/01_crop_production_-_direct_field_emissions___natural_resources_v1.1.pdf> Acesso em: 28 jan. 2015.

NOVAES, R.M.L.; PAZIANOTTO, R. A. A.; LUIZ, A. J. B.; et al. *Parâmetros para estimativa de emissões decorrentes de mudança de uso da terra para inventários de ciclo de vida de produtos agropecuários*. In: Congresso Brasileiro sobre Gestão pelo Ciclo de Vida, 5. Fortaleza - CE. Anais. 2016.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. *Fósforo em solo e planta em condições tropicais*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399 p.

SEO, E.S.M e KULAY, L.A. *Avaliação do ciclo de vida: ferramenta gerencial para tomada de decisão*. Interfacehs, 2006.

Inventário do Ciclo de Vida do Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos de Sorocaba-SP.

Michel Xocaira Paes[1],Gerson Araujo de Medeiros[2],Sandro Donnini Mancini[3], Ana Paula Bortoleto[4], Carla Gama Lustosa[5]

[1]UNESP campus Sorocaba – Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho", michelxocaira@yahoo.com.br
[2]UNESP campus Sorocaba – Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho"
[3]UNESP campus Sorocaba – Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho"
[4]UNICAMP – Universidade Estadual de Campinas
[5]IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia

Resumo. *Estudos de Análise de Ciclo de Vida (ACV) podem ser considerados do "berço ao túmulo" quando contemplarem todas as etapas do ciclo de vida de um produto ou serviço. Em 2010 foi criado o Programa Brasileiro de ACV (PBACV), que dentre suas ações consta o Sistema de Bancos de Dados do Inventário Brasileiro do Ciclo de Vida (SICV). O PBACV deve ainda estar alinhado às políticas públicas ambientais e de sustentabilidade, como a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivo apresentar dados do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) do Sistema de Gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (SGRSU) do município de Sorocaba.SP. O estudo foi realizado por meio de um estudo de caso no município de Sorocaba-SP, onde se levantaram dados primários, e utilizou como base metodológica as normas da ISO 14.040 e publicações de periódicos e artigos científicos. Para a elaboração do inventário considerou-se as etapas de gerenciamento de resíduos e levantou-se as seguintes informações: quantidade de resíduos e sua caracterização gravimétrica; número de caminhões e sua capacidade de transporte e consumo de combustível; consumos de água e energia das unidades de triagem; projeto executivo da construção do aterro; tempo de operação e desativação do aterro; geração de chorume e informações da estação de tratamento de esgoto que irá recebê-lo; além do consumo de combustível das máquinas das atividades de aterramento e compactação dos resíduos do aterro. A partir do diagnóstico destas atividades, pôde-se obter alguns resultados relativos aos aspectos ambientais do inventário, para um período de 16 anos, dos quais se destacam: 16.000 toneladas de CO_2 dos transportes, consumo de 22.080 m³ de água e 254.868 KWh de energia nas atividades de triagem e emissão de 98.587toneladas de CH4 e 777.600 m³ de chorume do aterro. Por meio deste trabalho foi possível detectar que as etapas que mais contribuem com a emissão de poluentes são os transportes e disposição final e assim propor ações de redução dos resíduos na fonte com o objetivo de mitigar a emissão destes poluentes nessas etapas. O estudo possibilitou ainda, a geração de dados e informações que podem vir a contribuir com o PBACV e com a PNRS.*

Palavras-chave. *Inventário do Ciclo de Vida; Sistemas de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e; Programa Brasileiro de ACV.*

Introdução

A gestão do ciclo de vida é um sistema de gerenciamento de produto e/ou serviço com o objetivo de minimizar os seus danos ambientais e socioeconômicos associados durante todo o seu ciclo de vida e cadeia produtiva de valor (UNEP, 2007). Segundo Curran (2006) a análise de ciclo de vida (ACV) pode ser considerada completa (do "berço ao túmulo") quando contemplar todas as etapas do ciclo de vida, ou seja, desde a extração de recursos naturais e seu beneficiamento, considerando todos os processos de fabricação, uso e transporte, além das alternativas de reuso, reciclagem, triagem e disposição final.

Com o objetivo de incentivar e fortalecer o assunto em âmbito nacional, no ano de 2010 foi criado o Programa Brasileiro de ACV (PBACV), que conta como uma de suas principais ações a construção do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV). O PBACV deve estar ainda alinhado a outras políticas públicas, como o Plano Nacional de Consumo Sustentável e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (CONMETRO,

2010). Segundo a Lei n. 12.305 de 02 de agosto de 2010 – Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) – o gerenciamento dos Resíduos Sólidos pode ser compreendido como o conjunto de ações exercidas nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final e o estimulo a implementação da ACV deve ser um dos objetivos a serem cumpridos pela lei (BRASIL, 2010).

Para McDougall, *et al* (2001), a utilização da gestão do ciclo de vida para sistemas de gerenciamento de resíduos pode ser dividida em duas áreas: 1- estruturação do modelo de gestão, que irá determinar a forma como o modelo irá funcionar e; 2- aquisição de dados para inserção em outros modelos e estudos de ACV. Assim, a técnica de modelagem e / ou avaliação utilizada, deve ser, essencialmente, um Inventário de Ciclo de Vida do Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos, para sequencialmente realizar-se a avaliação dos impactos ambientais no ciclo de vida (McDougall, *et al*, 2001). Desta forma, o presente trabalho tem como objetivo apresentar os dados do Inventário de Ciclo de Vida do Sistema de Gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos (SGRSU) do município de Sorocaba.SP.

Metodologia

O presente trabalho foi desenvolvido através de um estudo de caso realizado no município de Sorocaba, que está localizado na região sudeste do Estado de São Paulo. Está a cerca de 90 km da capital e segundo o recenseamento de 2010, possui população de 586.625 habitantes, distribuídos em território de aproximadamente 450 km2. (IBGE, 2010). A pesquisa foi construída no município por meio de dados primários e secundários. Para isso, foram realizadas atividades de revisão bibliográfica, participação em audiência pública e reuniões do comitê orientador que elaborou o PMGIRS, onde se obteve grande parte dos dados referentes às atividades do SGRSU do município.

Figura 1: Localização do Município de Sorocaba.SP Fonte: Google Maps (2016).

Os dados primários coletados foram os relativos ao transporte dos resíduos, a etapa de triagem e alguns aspectos da disposição final dos resíduos no aterro, como as horas trabalhadas pelas máquinas das atividades de aterramento e compactação e a geração de chorume do aterro.

Para alguns dados coletados de fontes secundárias, foram utilizadas as seguintes informações: para o cálculo das emissões atmosféricas dos transportes dados do Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE (BRASIL, 2009), para o cálculo das emissões atmosféricas do metano do aterro foi utilizado o método proposto pelo IPCC (IPCC, 2006) e para a caracterização gravimétrica dos resíduos do

município, um estudo científico especialmente conduzido para isso (MANTOVANI, 2013). Este último foi supervisionado por um dos autores deste trabalho e realizado com amostragens e resultados utilizando a estatística para, respectivamente, amostragem e tratamento dos dados.

Resultados

Inventário das Atividades do SGRSU

A tabela 1 apresenta as etapas comuns a qualquer sistema de gerenciamento de resíduos sólidos e os dados necessários correspondentes a cada etapa para a elaboração do estudo e a condução adequada do inventário.

Tabela 1: Etapas do Gerenciamento dos Resíduos Sólidos e Dados Necessários para Construção do Inventário

Etapas	**Dados Necessários**
Geração de Resíduos	Quantidade de resíduos sólidos e sua caracterização gravimétrica.
Transportes	Quantidade de caminhões; capacidade de transporte de cada caminhão; consumo de combustível e; quilômetros rodados.
Triagem	Quantidade de resíduos triados, consumos de água e energia e, quantidade de rejeitos enviados para o aterro.
Disposição final	Construção do aterro: projeto executivo da construção do aterro. Operação e desativação do aterro: *metano:* quantidade de resíduos e sua caracterização gravimétrica, tempo de operação e desativação do aterro; *chorume:* controle da geração do próprio aterro. Atividade de aterramento e compactação: consumo de combustível e horas de operação das máquinas. Tratamento do chorume: informações da estação de tratamento de esgoto com capacidade de atendimento e qualidade e classificação do corpo hídrico receptor.

Nesta fase de diagnóstico e coleta dos dados, a etapa que se apresenta como mais complexa e fundamental, para a adequada condução do ICV, é a caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos. Tal caracterização irá influenciar em todas as demais etapas de gerenciamento como a triagem, o transporte e suas emissões atmosféricas, a disposição final e as emissões de chorume e metano. Os transportes e seus dados devem refletir de maneira exata, real e segura a forma como é conduzida esta etapa, assim como os dados de consumo de água e energia na etapa de triagem dos resíduos. Por fim a etapa de disposição final também deve ser caracterizada com o máximo de informações primárias possíveis: dados do projeto executivo da construção do aterro, dos controles da geração e tratamento do chorume e dos consumos de diesel das máquinas que são utilizadas nas etapas de aterramento e compactação. No caso da geração do metano, se não houver monitoramento in loco das emissões, sugere-se o uso de metodologias consagradas para a realização dos cálculos e estimativas, como as apresentadas nos relatórios publicados pelo IPCC (2006).

Inventário dos Aspectos Ambientais do SGRSU

O Inventário do Ciclo de Vida, que consideram os aspectos ambientais inerentes às atividades do SGRSU, foi realizado com base nas operações diárias, mensais, anuais e para o período de 16 anos – que é o tempo de duração previsto para a operação do aterro sanitário onde Sorocaba dispõe seus resíduos sólidos urbanos.

A tabela 2 apresenta as quantidades de resíduos sólidos reaproveitados nos centros de triagem e aqueles destinados à disposição final no aterro sanitário. É possível notar que, mesmo com a triagem diária de 17 toneladas de resíduos, o índice efetivo de reaproveitamento dos resíduos está próximo à média nacional, onde apenas 3% é efetivamente desviada da disposição final (BRASIL, 2011).

Tabela 2: Quantidades de resíduos sólidos gerados, triados e aterrados e seus respectivos índices de reaproveitamento.

Resíduos	**ton/dia**	**ton/mês**	**ton/ano**	**ton/16 anos**	**%**
Gerados	505,5	15.165	181.980	2.911.680	100,00%
Triagem	17	510	6.120	97.920	3,36%
Aterro	488,5	14.655	175.860	2.813.760	96,64%

A tabela 3 apresenta as emissões atmosféricas médias das etapas de transporte realizadas em Sorocaba por 37 caminhões. Nota-se que o poluente com maior contribuição é o óxido de nitrogênio (NO_x) e aquele com menor fator de emissão é o material particulado (MP). Vale destacar a premissa aqui adotada, onde todos os 37 caminhões atendem os padrões de emissões estabelecidos pelo PROCONVE durante os 16 anos previstos de operação do SGRSU.

Tabela 3: Emissões Atmosféricas Médias Mensais para o Transporte de Resíduos em Sorocaba.

	CO	**HC**	**NOx**	**MP**	**CO2**
Toneladas/dia	8,88	2,72	20,72	0,12	2,78
Toneladas/mês	266,40	81,70	621,60	3,55	83,33
Toneladas/ano	3.196,80	980,35	7.459,20	42,62	1.000,00
Ttoneladas/ 16 anos	51.148,80	15.685,63	119.347,20	681,98	16.000,00

Com o objetivo de avaliar os aspectos ambientais das atividades de triagem de resíduos recicláveis, a tabela 4 apresenta os dados de consumo diário, mensal e anual de água e energia referentes ao ano de 2015, incluindo a projeção de cenários para 16 anos previstos de operação considerando que as atividades de triagem se manterão as mesmas. Destaca-se que por meio das atividades de triagem (segregação, prensagem e pesagem) o consumo de água está aproximadamente 6 vezes superior ao de uma residência do Brasil (BARRETO, 2008), enquanto que o consumo de energia está aproximadamente a 3 residências (BRASIL, 2016). Nesta etapa também foi considerado que a quantidade de resíduos sólidos gerada se manteria igual durante o tempo previsto de 16 anos.

Tabela 4: Resíduos Sólidos Reaproveitados e Consumos de Água e Energia para cada Cenário.

RSU Destinados para a Triagem	Consumo de Água – Triagem	Consumo de Energia – Triagem
17 ton/ dia	5,75 m³/ dia	66,37 KWh/ dia
510 ton/ mês	115 m³/mês	1.327,44 KWh/ mês
6.120 ton/ ano	1.380 m³/ano	1.327,44 KWh/ ano
97.920 ton/ 16 anos	22.080 m³/16 anos	254.868,5 KWh/ 16 anos

A tabela 5 apresenta a quantidade dos resíduos sólidos gerados durante o período previsto de 16 anos de operação do SGRSU em Sorocaba, com as suas respectivas gerações de gás metano (CH4) e chorume. Ressalta-se que as emissões atmosféricas do gás metano advindas do aterro sanitário (98.587ton/16anos) são superiores as emissões de gás carbônico emitidas em sua maioria pela etapa de transportes (16.000 ton/16 anos). Porém outras emissões das atividades de transportes, como o NO_X (119.347 ton/16anos), também apresentam valores expressivos.

Tabela 5: RSU Dispostos, Tempo de Operação, Geração de Metano e Chorume para cada Cenário em análise, para um período de 16 anos de operação.

RSU Dispostos Aterro (ton)	Tempo de Operação do Aterro (anos)	Geração de Metano – CH_4 (t)	Geração de Chorume - (m³)
2.905.400	16	98.587	777.600

Considerações Finais

A fim de propor ações de melhorias para os SGRSU e realizar diagnósticos precisos que deem suporte a tomadas de decisões tanto de autoridades públicas como privadas, o LCT e ICV provaram ser técnicas eficazes de gestão tanto para a análise das atividades quanto aos aspectos ambientais que integram esses sistemas de gerenciamento (e.g. Laurent et al, 2014; McDougal et al 2001; Paes et al 2014). Os resultados destas análises fornecem os dados e as informações necessárias para um processo de tomada de decisão mais preciso onde a perspectiva ambiental e a gestão integrada possam ser consideradas em sua amplitude (e.g. Laurent et al, 2014; McDougal et al 2001; Paes et al 2014). O estudo também permite observar que os principais aspectos ambientais do ICV são provenientes das etapas de transporte e destinação final, o que permite propor que as ações de redução na geração dos resíduos sólidos na fonte devem ser estimuladas e implementadas, com o objetivo de assim mitigar as emissões de poluentes e contaminantes advindos dessas etapas. Os resultados apontam a aplicação desta metodologia como uma forma efetiva de integração para a construção de outros inventários e estudos de ACV de SGRSU. Isto fortalecerá o PBACV, além viabilizar o uso desses resultados como parte integrante da construção do SICV. Nota-se que a maioria dos dados devem ser advindos de fontes primárias e que em caso de necessidade da utilização de dados secundários, deve-se fazer o uso de fontes consistentes e seguras como referências.

Referências Bibliográficas

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura**, NBR 14040. Rio de Janeiro, 2009a. 21p.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Gestão Ambiental** – Avaliação do Ciclo de Vida – Requisitos e Orientações, NBR 14.044. Rio de Janeiro, 2009b. 46p.

BARRETO, Douglas. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 8, n. 2, p. 23-40, ISSN 1678-8621. abr./jun. 2008.

BRASIL. CONMETRO. Programa Brasileiro de Avaliação o Ciclo de Vida – PBACV. Resolução n° 04, de 15 de dezembro de 2010, Brasília, 2010.

BRASIL. CONAMA, BRASIL, Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores- Proconve. Resoluções CONAMA n° 18 de 1986, n° 403 de 2008 e n° 415 de 2009. Brasília. 2009.

BRASIL, Empresa de Pesquisas Energéticas (EPE), Brasília, DF. 2016. **Consumo mensal de energia elétrica por classe (regiões e subsistemas) – 2004-2015.** Disponível em: http://www.epe.gov.br/mercado/Paginas/Consumomensaldeenergiael%C3%A9tricaporclasse(regi%C3%B5esesubsistemas)%E2%80%932011-2012.aspx. Acesso em 24 de abril de 2016.

BRASIL, **Estudos para Elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos**, Brasília, DF. 2011. Disponível em http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf. Acesso em 23 de junho de 2013.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos;** altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. Diário Oficial da União. Brasília, DF. 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm. Acesso em 10 de dezembro de 2015.

CURRAN, M. A. (coord.). **Environmental Life Cycle Assessment**. New York: McGraw Hill, 1996.

CURRAN, M. A. Life Cycle Assessment: Principles and Practice. EPA/600/R-06/060. National Risk Management Research Laboratory. Cincinnati, Ohio, USA. May. 2006.

DOKA, G. **Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services**. Ecoinvent Report n° 13. Swiss Centre for life Cycle Inventories. St Gallen, 2009;

DOKA, G. **Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services**. Part II "Landfills – Underground Deposits – Landfarming" Swiss Centre for life Cycle Inventories. St Gallen, 2009;

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatíticas. **Censo 2010**. Brasília. 2010

IPCC – Intergovernamental Panel on Climate Change. **Módulo 6 – Lixo. Guia para Inventários Nacionais de Gases de Efeito Estufa**. Volume 2: Livro de Trabalho, 1996.

IPCC – Intergovernamental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 5: Waste**, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. 2006.

Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T.H.,Hauschild, M.Z., 2013. **Review of LCA applications to solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice.** Waste Management, 34, 573–590.

MANTOVANI, A. M. **Caracterização detalhada dos resíduos sólidos domiciliares de Sorocaba e realização do inventário de ciclo de vida de um sistema de coleta seletiva visando melhorias**. 134 f. Dissertação -(Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho". 2013.

McDOUGALL, Forbes; et al. **Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory. 2ed.** Iowa, Victoria e Berlin: Blackwell Science, 2001.

PAES, M. X. *et al*. (2014). Life Cycle Assessment Applied to Municipal Solid Waste Management: A Case Study. **Environment and Natural Resources Research**. Canada. Vol. 4, N°. 4, p 169 – 177. 2014. ISSN 1927-0488 E-ISSN 1927-0496. Published by Canadian Center of Science and Education.

PMS – PREFEITURA MUNICIPAL DE SOROCABA - SP. **Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos do município de Sorocaba – SP**. Versão Preliminar (R-3), SHS Consultoria e Projetos de Engenharia Ltda. – EPP, Sorocaba – SP, jul. 2014. 420 p.

UNEP – Unit*ed Na*tions Environment Programme. **Life Cycle Management: A Businesss Guide to Sustainability,** 2007.

Avaliação do ciclo de vida da produção de algodão no cerrado brasileiro

K. R. Costa[1], J. F. Picoli[2], L. G. S. Hilara[3], M. T. Scachetti[4], A. C. G. Donke[5], N. D. Suassuna[6], M. A. B. Morandi[7], M. I. S. F. Matsuura[7]

[1] USF – Universidade São Francisco
[2] FEM – Universidade Estadual de Campinas
[3] POLICAMP – Faculdade Politécnica de Campinas
[4] USP – Escola de Engenharia de São Carlos
[5] USP – Instituto de Educação e Meio Ambiente
[6] CNPA – Embrapa Algodão
[7] CNPMA – Embrapa Meio Ambiente

Resumo. *A produção de algodão tem crescido de forma significativa no Brasil e ganhado espaço no cenário internacional. Esta cultura ocupou uma área de 1,12 milhão de hectares, com uma produção de 4,40 milhões de toneladas na safra de 2013/2014. O Cerrado é o principal bioma onde o algodão é cultivado no país, respondendo por 95% da produção nacional. Neste bioma, o algodão é produzido em sistemas integrados, compostos por duas ou mais culturas agrícolas. O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho ambiental dos três principais sistemas de produção de algodão praticados no Cerrado brasileiro: 1) algodão, em rotação com milho, capim, e soja (AMCS); 2) algodão, em sucessão com soja e capim (ASC); 3) algodão em sucessão com a cultura do milheto (AM). Adotou-se a abordagem da Avaliação do Ciclo de Vida, tendo como referência as normas da série ISO 14040. Para a composição dos inventários, os dados dos sistemas de produção de algodão foram obtidos por consulta a produtores, especialistas e à literatura técnica e científica. Os outros inventários foram obtidos da base de dados ecoinvent v3.1. O método de avaliação de impactos utilizado foi o ReCiPe Midpoint (H) v1.12/World ReCiPe H, processado com apoio do software SimaPro v. 8.1.1.16. Os resultados mostraram que o sistema AMCS, mais complexo, obteve o melhor desempenho ambiental em todas as categorias de impacto analisadas, com exceção da Ecotoxicidade de Água Doce e Terrestre, onde, pelo contrário, obteve o pior desempenho. Isto ocorreu em decorrência do uso da cipermetrina, inseticida altamente tóxico, aplicado à cultura do milho. Os fertilizantes, especialmente os nitrogenados, também representaram uma importante fonte de impactos, com efeitos sobre as categorias Toxicidade Humana, Acidificação Terrestre, Formação de Material Particulado, Formação de Oxidação Fotoquímica e Mudança do Clima. Já o fertilizante fosfatado causou o impacto de Eutrofização de Água Doce. A adoção ou intensificação de práticas conservacionistas, como o controle biológico, a rotação de culturas, o emprego de espécies fixadoras de nitrogênio e da adubação verde, poderia mitigar tais impactos.*

Palavras-chave. *Cotonicultura, sistema de produção, desempenho ambiental.*

Introdução

Condições ambientais favoráveis e avanços tecnológicos permitiram ao Brasil passar de maior importador mundial de algodão para o terceiro maior exportador do produto em doze anos (MAPA, 2016), e o quinto maior produtor mundial da cultura, alcançando cerca de 4,40 milhões de toneladas na safra 2013/2014 (CONAB, 2015). A produção de algodão no país se concentra no Cerrado, com 95% da produção nacional. Neste bioma predomina o cultivo do algodão em sistemas de produção caracterizados pelo plantio direto e rotação ou sucessão de culturas.

O plantio direto é uma prática consolidada no Brasil e consiste no plantio em solos sem preparo mecânico, sendo realizada a abertura de sulcos sob os restos vegetais de cultivos anteriores (DERPSCH, 2008). Estes resíduos, além de protegerem o solo contra a erosão, possibilitam a ciclagem de nutrientes (ROSOLEM et al., 2003).

A rotação de culturas se caracteriza pela alternância ordenada, cíclica (temporal) e sazonal de diferentes espécies vegetais em um espaço produtivo específico. Já a sucessão de culturas é caracterizada pela repetição sazonal de uma sequência de duas espécies vegetais no mesmo espaço produtivo, por vários anos (HIRAKURI et al., 2012). A rotação e a sucessão de culturas proporcionam vantagens, tais como: (a) diversificação da produção; (b)

melhoria das características físicas, químicas e biológicas do solo, pela proteção contra intempéries e reposição de matéria orgânica, dentre outros; (c) auxílio no controle de pragas e doenças (EMBRAPA SOJA, 2003).

Sistema de produção deve ser entendido como o sistema composto pelo conjunto de cultivos e de criação no âmbito de uma propriedade rural, definidos a partir dos fatores de produção (terra, capital e mão-de-obra) e interligados por um processo de gestão (HIRAKURI et al., 2012). A produção do algodão foi considerada no contexto dos sistemas de produção de que participa. Os sistemas estudados foram: (1) algodão, em rotação com milho, capim e soja (sistema Santa Fé, AMCS); (2) algodão, em rotação com capim e soja (ACS); e (3) algodão, em sucessão com milheto (AM). Foram escolhidos por serem os mais praticados no Cerrado brasileiro, embora as culturas participantes destes sistemas possam variar em função de questões climáticas e mercadológicas.

A cotonicultura tem a particularidade de consumir quantidade elevada de agrotóxicos, em especial inseticidas, por sua vulnerabilidade a pragas. Em decorrência da adoção de plantio direto, grande volume de herbicidas é também consumido, para a dessecação de matéria vegetal. O consumo de agrotóxicos tem reflexo nas categorias de impacto relacionadas à toxicidade. Porém, os sistemas integrados implicam no compartilhamento de recursos, o que pode concorrer para a sua maior eficiência. Estas questões são tratadas no presente estudo.

Material e Métodos

A metodologia deste trabalho baseou-se nos requisitos técnicos da norma ABNT NBR ISO 14044 (ABNT 2009).

Definição de objetivo e escopo

Objetivo

O objetivo do estudo foi avaliar o desempenho ambiental da produção de algodão, por abordagem da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), considerando os sistemas mais praticados no cerrado brasileiro: (1) algodão, em rotação com milho, capim e soja; (2) algodão, em rotação com capim e soja; e (3) algodão, em sucessão com milheto.

Sistema de produto, função, unidade de análise, fronteiras

Foram definidos como sistemas de produto os sistemas de produção de algodão integrados - AMCS, ACS, AM. Informações do escopo (função, unidade de análise, fronteiras do sistema de produto) são apresentadas na Tabela 1. As Mudanças de Uso da Terra (MUT) e as emissões delas decorrentes não foram consideradas neste trabalho.

Tabela 1: Escopo dos sistemas de produto.

	AMCS	**ACS**	**AM**
Sistema de produto	Produção integrada de algodão, milho, capim e soja	Produção integrada de algodão, capim e soja	Produção integrada de algodão com milheto
Função	Produzir algodão, milho e soja. O capim é cultivado como espécie formadora de palha, não é colhido ou pastejado, correspondendo a um fluxo de produto em *closed looping*	Produzir algodão e soja. O capim é cultivado como espécie formadora de palha; não é colhido ou pastejado, correspondendo a um fluxo de produto em *closed looping*	Produzir algodão. O milheto é cultivado como espécie formadora de palha, correspondendo a um fluxo de produto em *closed looping*
Unidade de análise	1 ha por dois anos, nos quais se processou um ciclo completo do sistema de produção, resultando em 3513 kg de algodão, 17400 kg de	1 ha por dois anos, nos quais se processou um ciclo completo do sistema de produção, resultando em 3513 kg algodão e 3150 kg soja	1 ha por dois anos, nos quais se processaram dois ciclos completos do sistema de produção, resultando em 7026

	milho e 3150 kg de soja		kg algodão
Fronteiras do sistema	Foram abrangidos os subsistemas de produção de algodão, milho, capim e soja, insumos agrícolas e diesel. O transporte dos produtos dentro da área agrícola não foi considerado	Foram abrangidos os subsistemas de produção de algodão, capim e soja, insumos agrícolas e diesel. O transporte dos produtos dentro da área agrícola não foi considerado	Foram abrangidos os subsistemas de algodão e milheto, insumos agrícolas e diesel. O transporte dos produtos dentro da área agrícola não foi considerado

*Dados referentes aos anos 2011/2012, disponibilizados por especialista, representando o sistema típico da região.

Fontes de dados

Os dados que caracterizam os sistemas de produção de algodão do cerrado reúnem informações sobre as tecnologias empregadas, insumos consumidos e produtos gerados. Correspondem a sistemas típicos da região e foram obtidos pelo consenso de informações fornecidas por produtores e especialistas.

Os dados de emissões dos processos agrícolas foram estimados com base em modelos apresentados na literatura científica (CANALS, 2003; NEMECEK & SCHNETZER, 2011), adequados para as condições brasileiras. A lixiviação e perda de fósforo por escoamento superficial não foram contabilizadas nos inventários devido à baixa solubilidade deste elemento nos solos brasileiros (NOVAIS & SMYTH, 1999).

Os inventários da produção de fertilizantes foram gerados por especialistas do Grupo de Prevenção à Poluição da USP (GP2). Os demais inventários da produção de insumos agrícolas (calcário, gesso e pesticidas) corresponderam aos disponíveis na base de dados ecoinvent v. 3.1.

Alocação

A composição dos inventários de cada sistema integrado atribuiu a cada cultura a produção por ela gerada em um ha por dois anos, tempo no qual o sistema de ciclo mais longo (AMCS) se completa. Portanto, não houve alocação. Para os recursos e insumos compartilhados pelas culturas dos sistemas integrados – terra ocupada, calcário e gesso – houve alocação por critério de paridade e por critério de tempo de ocupação da terra (Tabela 2).

O capim componente dos sistemas AMCS e ACS, e o milheto componente do sistema AM, são produzidos como cobertura vegetal para conservação do solo. Em cada sistema de produção, o tempo de ocupação do solo pelo capim foi alocado entre as outras culturas também por critério de tempo de ocupação do solo. No caso do sistema AM, a ocupação do solo no ciclo de produção foi inteiramente atribuída ao algodão (Tabela 2).

Tabela 2: Critérios de alocação para os recursos e insumos compartilhados dentro de cada sistema de produção.

Sistema	Cultura	Tempo de ocupação (dias)	*FA ocupação	*FA paridade
AMCS	Soja	110	0,23	0,25
	Milho (2 safras)	220	0,47	0,50
	Capim (2 safras)	240	---	---
	Algodão	160	0,30	0,25
ACS	Soja	110	0,47	0,50
	Capim (2 safras)	460	---	---
	Algodão	160	0,53	0,50
AM	Algodão (2 safras)	320	1,00	1,00
	Milheto (2 safras)	410	---	---

*FA= fator de alocação

Método para avaliação de impactos do ciclo de vida

Para a avaliação dos impactos do ciclo de vida (AICV) foi adotado o método ReCiPe Midpoint (H) V1.12 / World ReCiPe H, desconsiderando-se as categorias de impacto não pertinentes à natureza dos processos em estudo. Foi usado como software de apoio o SimaPro®, versão 8.1.1.16.

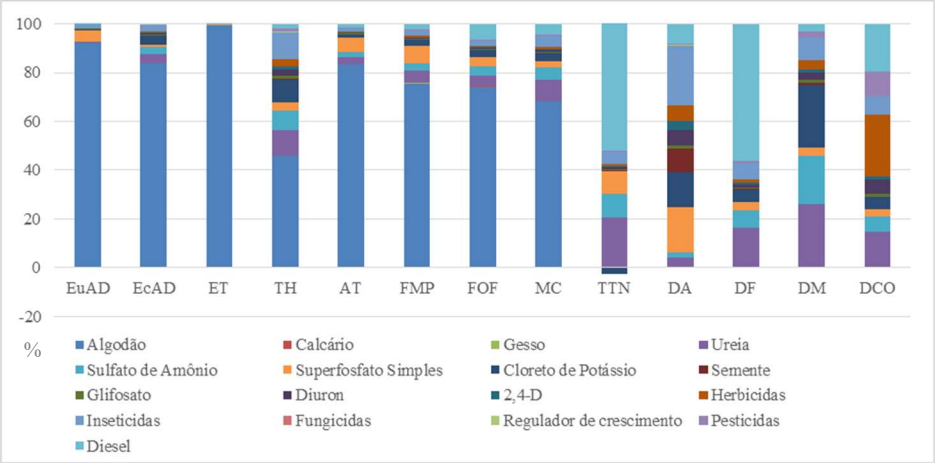
Resultados e Discussão

Os recursos e insumos compartilhados pelos produtos agrícolas dos sistemas de produção de algodão foram alocados em função dos critérios de alocação "paridade" e "tempo de ocupação do solo". A comparação dos dois critérios mostrou não haver diferenças maiores que 5% nos resultados da avaliação de impactos ambientais para todas as categorias avaliadas. Assim, optou-se pelo critério de paridade, para a discussão.

O perfil ambiental da produção de algodão foi analisado. Quando os resultados da avaliação de impactos são normalizados, três categorias, dentre as 13 consideradas, destacam-se: Eutrofização de Água Doce (EuAD), Ecotoxicidade Terrestre (ET) e Ecotoxicidade de Água Doce (EcAD).

Para o algodão produzido no sistema AMCS, por exemplo, o principal processo do ciclo de vida que contribui para o impacto EuAD é a fase agrícola (respondendo por 92,2% do impacto) (Figura 1). Nesta fase, a substância impactante é o fósforo (2,49 Kg P eq), adicionado ao sistema pelo fertilizante fosfatado (superfosfato simples - SSP), perdido para águas superficiais por erosão. Também concorrem para este impacto os processos de produção de SSP (4,7%) e de inseticidas (1,5%) – neste último caso, pela energia elétrica consumida no processo e pela geração de resíduos em etapas do ciclo de vida da produção de metanol, insumo da produção de inseticidas.

Figura 1. Perfil ambiental da produção de algodão: exemplo do sistema algodão-milho-capim-soja (AMCS), com alocação por critério de paridade, analisado por etapas do ciclo de vida.



EuAD: e Eutrofização de Água Doce; EcAD: Ecotoxicidade de Água Doce; ET: Ecotoxicidade Terrestre; TH: Toxicidade Humana; AT: Acidificação Terrestre; FMP: Formação de Material Particulado; FOF: Formação de Oxidação Fotoquímica; MC: Mudança do Clima; TTN: Transformação de Terra Natural; DA: Depleção de Água; DF: Depleção de Recursos Fósseis; DM: Depleção de Metais; DCO: Depleção da Camada de Ozônio.

Para EcAD, o processo agrícola responde por 84% do impacto total, com a geração de 13,4 kg de 1,4 DB eq. Nesta fase, as substâncias causadoras de impacto são Diuron (6,7 kg 1,4 DB eq), Clorpirifós (2,0 kg 1,4 DB eq), Metomil (1,75 kg 1,4 DB eq), Azoxistrobina (1,22 kg 1,4 DB eq), Malation (1,09 kg 1,4 DB eq) e Tiocarbe (0,348 kg 1,4 DB eq). O herbicida Diuron é usado para o controle de plantas invasoras, mas principalmente para a dessecação de matéria vegetal, para a prática do plantio direto. Os demais são inseticidas, e o fungicida Azoxistrobina. O algodão é uma planta muito vulnerável a pragas e doenças, por isso o grande número e volume de pesticidas consumidos e a importância do impacto de Ecotoxicidade. A produção de fertilizantes - cloreto de potássio (3,8%), ureia (3,6%) e sulfato de amônio (3,1%), e de inseticidas (2,17%) e, na produção de inseticidas, a eletricidade usada no processo, são também impactantes.

O processo agrícola respondeu por 99,6% da ET (31,2 kg 1,4D eq), sendo as principais substâncias causadoras do impacto as mesmas identificadas para a EcAD, exceto o Malation: Diuron (16,9 kg 1,4D eq), Metomil (3,66 kg 1,4D eq), Clorpirifós (3,61 kg 1,4D eq), Tiodicarbe (2,66 kg 1,4D eq) e Azoxistrobina (2,45 kg 1,4D eq).

Já para o impacto de Toxicidade Humana (TH, 144 kg 1,4 DB eq), a contribuição do processo agrícola é alta, mas menor que para as operações anteriores: 65,9 kg 1,4 DB eq ou 45,8%. Os processos de produção de inseticidas (11,3%), ureia (10,7%), cloreto de potássio (9,2%), sulfato de amônio (7,96%) e SSP (3,33%) são também importantes. Os principais contaminantes na etapa agrícola são os metais pesados aportados ao sistema pelos fertilizantes - Cádmio (32,6 kg 1,4 DB eq), Zinco (16,4 kg 1,4 DB eq), Chumbo (10,3 kg 1,4 DB eq) -, além de resíduos de pesticidas. A produção de fertilizantes também emite metais pesados, assim como a produção de inseticidas, neste último caso pelo seu consumo de eletricidade.

Quanto à Acidificação Terrestre (AT), o processo agrícola responde por 83,4% (11,1 kg SO_2 eq) deste impacto, que é gerado principalmente pelas emissões de amônia (NH_3, 9,13 kg SO2 eq) e óxidos de nitrogênio (NOx, 1,88 kg SO2 eq) derivadas da aplicação de fertilizante nitrogenado. Outros processos produtivos influenciam este impacto, mas com contribuição muito menor: produção de fertilizantes (SSP, 6,1%; ureia, 3,1%; sulfato de amônio, 1,74%) e inseticidas (1,5%). Exatamente os mesmos processos e substâncias são causadores do impacto Formação de Material Particulado (FMP). Para esta categoria, o processo agrícola é responsável por 75,3% do impacto (1,95 kg PM10 eq), sendo 1,19 kg PM10 eq de NH_3 e 0,74 kg PM10 eq de NOx.

Os óxidos de nitrogênio são à principal substância causadora também do impacto de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (FOF), sendo gerados 4,07 kg NMVOC t^{-1} de algodão. Como nas categorias anteriores, o processo agrícola é a etapa do ciclo de vida mais impactante (74,2%, 3,38 kg NMVOC), seguido dos processos de produção de diesel (6,6%) e fertilizantes (ureia, 4,4%; SSP, 4,0%; sulfato de amônio, 3,5%; e KCl (3,1%).

A produção agrícola foi a mais impactante para Mudança do Clima (MC) também, respondendo por 68,2% deste impacto. A emissão de dióxido de carbono (CO_2) derivada da combustão do diesel nas operações agrícolas e da aplicação de ureia foi de 235 kg CO_2 eq t^{-1} de algodão. A emissão de óxido nitroso (N_2O) foi de 212 kg CO_2 eq t^{-1} de algodão. Não foram contabilizadas as emissões derivadas de MUT. A produção de ureia (9,0%), seguida pela produção de sulfato de amônio (4,8%), diesel (4,4%) e inseticidas (4,4%), têm participação importante em MC.

Os impactos de Transformação de Terra Natural (TTN), Depleção de Água (DA), Depleção de Recursos Fósseis (DF), Depleção de Metais (DM) e Depleção da Camada de Ozônio (DCO) foram gerados nos processos de produção de insumos agrícolas.

Não houve impacto da produção de algodão na TTN por não ter sido considerada a expansão da cotonicultura sobre vegetação nativa (MUT). A transformação de área para a extração de petróleo, para a produção de diesel (55%), e para a extração de gás natural, para a produção de fertilizantes (39%), respondem por este impacto.

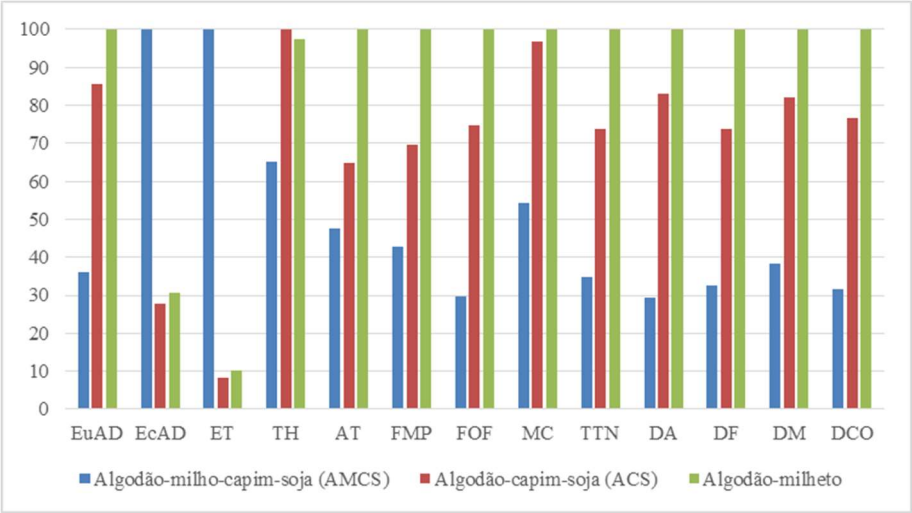
Não houve impacto da fase agrícola na depleção de recursos hídricos (DA), uma vez que os sistemas de produção de algodão no Cerrado não são irrigados. Entretanto, a produção de insumos, como os inseticidas (24%), que demandam muita energia elétrica, e os fertilizantes (SSP, 18%; KCl, 14%; e ureia, 4%), consomem água e foram identificados como os principais causadores da DA.

Os recursos fósseis consumidos na produção de algodão foram o petróleo (produção do diesel usado nas operações agrícolas e de transporte), e gás natural usado na produção de ureia (que respondem, respectivamente, por 56% e 14% da depleção destes recursos). A Depleção de Metais ocorre principalmente pelo consumo destes na estrutura das unidades industriais dedicadas à produção de insumos agrícolas (fertilizantes, 72%) e pesticidas (9%).

Por fim, a Depleção da Camada de Ozônio foi causada pelas emissões de metano geradas nos processos de produção de pesticidas (43%), diesel (19%) e ureia (14%).

O desempenho ambiental do algodão, entretanto, deve ser visto no contexto do sistema de produção no qual está inserido. Em um sistema de produção, mais de um produto é obtido na mesma área, em um ciclo agrícola. Assim, recursos e insumos são compartilhados e o impacto ambiental gerado por seu uso é dividido entre os produtos agrícolas obtidos. O perfil ambiental comparando os sistemas de produção de algodão é mostrado na Figura 2.

Figura 2: Perfil ambiental dos sistemas de produção algodão-milho-capim-soja (AMCS), algodão-capim-soja (ACS) e algodão-milheto (AM).



EuAD: e Eutrofização de Água Doce; EcAD: Ecotoxicidade de Água Doce; ET: Ecotoxicidade Terrestre; TH: Toxicidade Humana; AT: Acidificação Terrestre; FMP: Formação de Material Particulado; FOF: Formação de Oxidação Fotoquímica; MC: Mudança do Clima; TTN: Transformação de Terra Natural; DA: Depleção de Água; DF: Depleção de Recursos Fósseis; DM: Depleção de Metais; DCO: Depleção da Camada de Ozônio.

Em 11, das 13 categorias de impacto avaliadas, o sistema de produção algodão-milho-capim-soja (AMCS) foi o de melhor desempenho: EuAD, TH, AT, FMP, FOF, MC, TTN, DA, DF, DM, DCO. Isto é explicado pelo fato de o número de produtos e o volume de produção ser maior neste sistema (3513 kg de algodão, 17400 kg de milho e 3150 kg de soja). Por consequência, o sistema algodão-milheto (AM) foi o de pior desempenho.

Este comportamento diferiu apenas nas categorias de impacto de ecotoxicidade, onde o sistema AMCS teve o pior desempenho. A EcAD e a ET foram influenciadas pela cipermetrina, que respondeu por 90% e 97% destes impactos, respectivamente. Este inseticida é classificado como "extremamente tóxico" e "muito perigoso ao meio ambiente". É usado na cultura do milho, que contribui com o maior volume de produção do sistema.

Conclusões

Este trabalho avaliou o desempenho ambiental da produção de algodão, considerando os sistemas mais praticados no cerrado brasileiro: (1) algodão, em rotação com milho, capim e soja (AMCS); (2) algodão, em rotação com capim e soja (MAS); e (3) algodão, em sucessão com milheto (AM). Os resultados mostraram que o sistema mais complexo, com maior número de produtos e volume de produção, o AMCS, obteve o melhor desempenho ambiental, justamente pelo efeito sinérgico da intensificação produtiva. Apenas nas categorias de ecotoxicidade o desempenho do sistema ACMS não foi superior ao dos demais, pelo uso da cipermetrina na cultura do milho, inseticida altamente tóxico e danoso ao meio ambiente. A redução destes impactos poderia ser alcançada por sua substituição por outro menos tóxico, dentro de um programa de manejo integrado de pragas. O mesmo vale para a cultura do algodão, que por sua vulnerabilidade a pragas e doenças faz uso de um grande número de pesticidas.

Os fertilizantes aportados ao sistema foram outra importante fonte de impactos, pela introdução de contaminantes sólidos (metais pesados) e pelas emissões geradas (NH_3, NOx), de efeito tóxico ao ser humano e ao meio ambiente. As emissões de gases de efeito estufa (CO_2 e N_2O), derivadas da combustão do diesel e do uso de fertilizantes nitrogenados, também merecem atenção. O uso racional de fertilizantes químicos, a rotação de culturas, o emprego de espécies fixadoras de nitrogênio e de adubação verde são algumas práticas recomendadas para mitigar estes impactos, e que já estão sendo adotadas pelos sistemas integrados, mas poderiam ser intensificadas.

Referências

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14044: Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.

CANALS, L. M. Contributions to LCA methodology for agricultural systems. Barcelona, 2003. 250 p. Tesis (Doutorat en Ciências Ambientals) – Unitat de Química Física del Departament de Química de la Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, 2003.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento**. Monitoramento Agrícola:** Cultivos de verão, 2ª safra e de inverno – Safra 2014/15. 10° Levantamento, 2015.

DERPSCH, R. Expansão mundial do plantio direto. Revista Plantio Direto, 2008.

EMBRAPA SOJA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Tecnologias de Produção de Soja Região Central do Brasil 2003**:** Rotação de Culturas. Disponível em:<https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Soja/SojaCentralBrasil2003/rotacao.htm>. Acesso em: 20 abr. 2016.

HIRAKURI,M. H.; DEBIASI, H.; PROCÓPIO, S. O.; FRANCHINI, J. C.; CASTRO, C. Sistemas de produção: conceitos e definições no contexto agrícola. Embrapa Soja – Londrina, 2012. Disponível em:<http://www.cnpso.embrapa.br/download/Doc_335-OL.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2016.

MAPA - Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Algodão. 2016. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/vegetal/culturas/algodao>. Acesso em: 20 abr. 2016.

NEMECEK, T.; SCHNETZER, J. Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Zurich, Data v3.0, 2012. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/fileadmin/talkpages/pages/01-01-cropproduction/01_crop_production_-_direct_field_emissions___natural_resources_v1.1.pdf> Acesso em: 28 jan. 2015.

NOVAIS, R.F; SMYTH, T.J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399 p.

ROSOLEM, C. A.; CALONEGO, J.C.; FOLONI, J. S. S. Lixiviação do potássio da palhada de espécies de cobertura de solo de acordo com a quantidade de chuva aplicada. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 27, p. 355-362, 2003.

Emissões de Gases de Efeito Estufa da produção de leite em uma fazenda do Território de Identidade Médio Sudoeste da Bahia

Laurine Santos de Carvalho[1,2], Camila Daniele Willers[3,4], Sabine Robra[4], José Adolfo de Almeida Neto[5], Luciano Brito Rodrigues[6]

[1] Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia (IFBA), campus Seabra, laurinecarvalho@hotmail.com
[2] Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
[3] Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, campus Vitória da Conquista
[4] Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciência de Alimentos, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
[5] Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais
[6] Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Departamento de Tecnologia Rural e Animal

Resumo. *No presente trabalho a estimativa da emissão de gases de efeito estufa da produção de leite no Território de Identidade Médio Sudoeste da Bahia foi realizada com o intuito de analisar e utilizar os resultados para apontar os pontos críticos da produção relacionados ao potencial de aquecimento global, bem como sugestões de melhorias, de forma a auxiliar os tomadores de decisão na gestão da produção. Visitas in loco e entrevistas não-estruturadas com o produtor rural e com os auxiliares da produção foram realizadas com vistas a obter a maior quantidade de dados primários possíveis, que representassem a produção na propriedade estudada da melhor forma e permitissem elaboração do Inventário do Ciclo de Vida e posteriormente a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, sendo então selecionada a categoria Mudanças Climáticas para a análise. Os fatores de emissão de metano provenientes da fermentação entérica, do manejo dos dejetos e do uso de fertilizantes nitrogenados também foram quantificados. As Alocações Econômica e Física foram utilizadas para distribuição da carga ambiental entre o leite e a carne proveniente do nascimento de bezerros machos e das vacas ao final do ciclo produtivo. Os resultados revelaram uma Pegada de Carbono de 0,54 kgCO_2eq/kgFPCM, além de fatores de emissão de metano pela fermentação entérica 144,91 kgCH_4/vaca/ano e pelo manejo de dejeto de 1,54 kg CH_4/vaca/ano. Verificou-se o uso de fertilizantes nitrogenados como um dos principais fatores responsáveis pela carga de danos ambientais, seguido da produção de alimentos para o gado. Outro ponto relevante é a elevada estimativa de emissões de metano provenientes da fermentação entérica dos animais. Com relação a esse aspecto, possíveis alterações no regime alimentar do rebanho podem contribuir para a redução de tais emissões.*

Palavras-chave. *Produção de leite, Impacto Ambiental, Mudanças Climáticas, Inventário do Ciclo de Vida, Avaliação do Ciclo de Vida.*

Introdução

Os gases de efeito estufa (GEE) são os maiores contribuintes para as alterações climáticas. Estima-se que em 2010, as emissões de GEE provenientes da agricultura e associadas à mudança no uso da terra contribuíram com 30% das emissões antropogênicas globais. Desse total de emissões, a criação de gado contribui com cerca de dois terços, com emissões diretas oriundas principalmente da fermentação entérica bovina. Estima-se ainda que a produção de carne e leite seja responsável por 60% das emissões totais de produção agropecuária (SLADE et al., 2016).

O metano (CH_4) produzido a partir da fermentação entérica é considerado uma das principais causas de produção GEE globalmente. A produção de CH_4 é parte do processo digestivo dos herbívoros ruminantes e ocorre no rúmen (PEDREIRA e PRIMAVESI, 2011). O óxido nitroso (N_2O) é um GEE cuja concentração na atmosfera aumenta a uma taxa de 0,26% ao ano (BRASIL, 2010a). Acredita-se que a tendência de aumento das concentrações de N_2O irá continuar nas próximas décadas, principalmente pela expansão da área agrícola nos países em desenvolvimento, aos quais se associa o crescente consumo de fertilizantes nitrogenados.

Neste contexto, surge também a cobrança da população por indicadores de sustentabilidade para orientar suas práticas de consumo, o que estimulou o desenvolvimento de metodologias e técnicas que permitiram a obtenção de sistemas agrícolas mais sustentáveis, através das indicações sobre os pontos fortes e fracos dos diferentes

sistemas produção (MEIER et al., 2015). Uma metodologia capaz de avaliar o desempenho ambiental de determinado produto, incluindo a identificação e a quantificação dos insumos e emissões ao longo de sua produção é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A ACV pode ajudar a identificar oportunidades de melhoria no desempenho ambiental de um produto em vários pontos do seu ciclo de vida (LÉIS et al., 2014).

Assim, a metodologia da ACV pode ser utilizada para calcular a Pegada de Carbono (PC) de um produto, que é a soma dos gases emitidos durante o seu ciclo de vida, dentro das fronteiras do sistema, para uma aplicação específica e em relação a uma quantidade de produto determinada (IDF, 2010; LÉIS et al., 2014) representando apenas as emissões com potencial de alterações climáticas. A PC tem recebido atenção, principalmente, devido a intensificação da agropecuária (LÉIS et al., 2014). Yan, Humphreys e Holden (2013) que destacam que em decorrência das preocupações globais sobre a emissão de GEE na produção pecuária, a interpretação de tais emissões tem sido priorizada em estudos de ACV do que outras categorias de impacto ambiental, como o Potencial de Eutrofização e Acidificação, por exemplo. Dentre as metodologias desenvolvidas para estimar as emissões de GEE de produtos citam-se a PAS 2050 (BSI 2008), a ISO/TS 14067 (2013), o protocolo de GEE (WRI WBCSD, 2011) e os fatores de emissão propostos pelo IPCC (2006a,b) (LÉIS et al., 2014).

Na Bahia, o Território de Identidade Médio Sudoeste destaca-se como uma importante bacia leiteira, possuindo esta atividade como uma das principais da região, tendo um papel significativo na produção do estado, uma vez que as condições locais vêm influenciando positivamente na ascensão deste sistema produtivo. Dessa forma, esse trabalho foi realizado com o intuito de avaliar as emissões de GEE da produção de leite em uma propriedade rural do Território de Identidade Médio Sudoeste da Bahia.

Metodologia

A pesquisa realizada com este trabalho classifica-se, quanto à natureza, como aplicada e quanto à abordagem do problema, como qualitativa e quantitativa. Com relação aos objetivos, esta pesquisa pode ser classificada como exploratória, descritiva e explicativa. Para o local de estudo, uma fazenda produtora de leite bovino foi definida como modelo representativo, devido ao seu volume de produção e nível de tecnologia superiores em relação às demais propriedades existentes na região.

A coleta de dados foi efetuada através de visitas *in loco* e entrevistas não-estruturadas com o produtor rural e com os auxiliares da produção, sendo realizada a caracterização da propriedade, através da identificação do tamanho da propriedade, da produtividade, do rebanho e do sistema de produção.

O estudo considerou as seguintes premissas:

Objetivo e escopo

O objetivo foi avaliar a Pegada de Carbono da produção de leite em uma propriedade do Território de Identidade Médio Sudoeste da Bahia;

Função: a produção de leite cru refrigerado.

Unidade Funcional: 1 kg FPCM (1 quilograma de leite corrigido pelo teor de proteína e gordura). A Equação 01 (IDF, 2010) foi utilizada para a conversão. Segundo o IDF (2010), a utilização do FPCM como unidade funcional assegura a comparação entre fazendas com rebanhos e manejos alimentares diferentes.

$$\boldsymbol{kgFPCM = PL * [(0,1226 * \%G) + (0,0776 * \%P) + 0,2534]} \qquad \text{Equação 01}$$

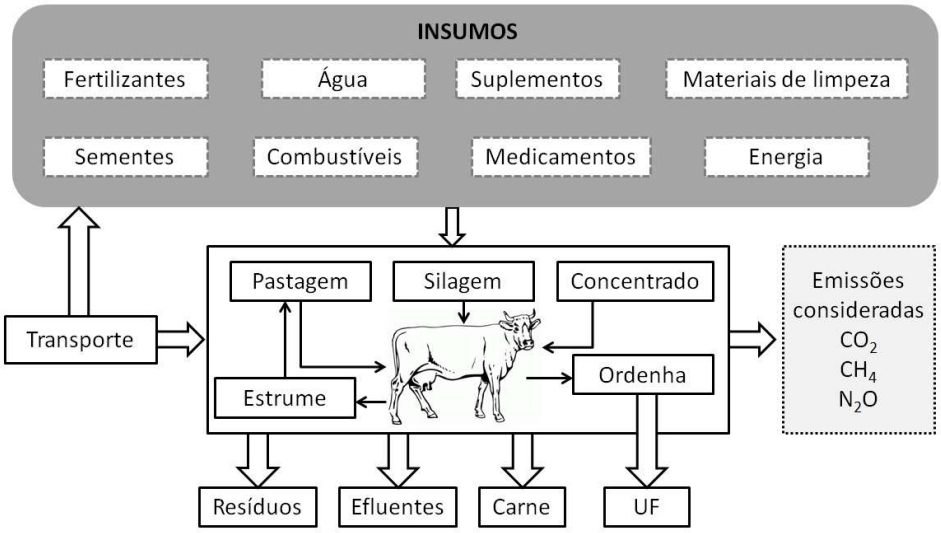
Onde: $\boldsymbol{PL}$ é o valor da produção de leite, em kg; $\boldsymbol{\%G}$ representa o percentual de gordura por kg de leite; e $\boldsymbol{\%P}$ representa o percentual de proteína por kg de leite.

Fronteira do Sistema: do berço ao portão da fazenda considerando as delimitações geográficas da propriedade rural;

O sistema de produto consiste em uma fazenda com 67,8 hectares, com um rebanho de 128 animais compreendendo 52 vacas em lactação, 38 vacas secas, 18 novilhas e 20 bezerras. Os animais são criados em sistema semi-intensivo, que consiste em pasto com suplementação com concentrado. Há o cultivo de palma e milho para a produção do volumoso e da silagem. A área de pasto irrigado compreende 11 hectares. O pastejo é rotacionado com a área dividida em 100 piquetes, onde são usados três tipos de gramíneas, a saber: Mombaça, Xaraés – MG5 e Tifton. Os animais são alimentados de acordo com a categoria representada, sendo que no caso das vacas com maior produtividade, além do pasto, a dieta é suplementada com o fornecimento de concentrado a base de milho. As vacas de produtividade intermediária tem a dieta composta por pastagem, enquanto que aquelas com menor produtividade se alimentam de resíduos da pastagem. A ordenha é mecânica e ocorre em dois períodos, durante a manhã todas as vacas em lactação são ordenhadas. Um segundo período de ordenha é realizado à tarde com as vacas em lactação que possuem maior produtividade. O leite obtido é resfriado em tanque com volume nominal de 2.050 litros e destinado em dias alternados às indústrias de laticínios da região para processamento.

A Figura 1 apresenta um diagrama da produção de leite na fazenda estudada levando em consideração as emissões de GEE, as entradas (insumos) e saídas (resíduos, efluentes, emissões, carne e leite) da produção.

Figura 1: Sistema de produção de leite na fazenda de leite estudada



Alocação

Para se proceder à atribuição da carga ambiental da produção entre o leite e a carne proveniente do nascimento de bezerros machos e das vacas ao final do ciclo produtivo considerou-se o valor econômico de tais produtos, a quantidade média de partos por vaca durante toda vida e a probabilidade de nascimentos de bezerros machos que são vendidos para a produção de carne, conforme Olszensvski (2011).

Além da Alocação Econômica, a Alocação Física também foi realizada, pois, segundo o IDF (2010) é o método mais adequado para a repartição do total de emissões atmosféricas entre a carne e o leite, visto que reflete o uso subjacente de energia alimentar, bem como as necessidades fisiológicas do animal. O fator de Alocação Física para o leite e a carne foi calculado de acordo com a Equação 02 (IDF, 2010):

$$\boldsymbol{FA = 1 - 5,7717 * R} \quad \text{Equação 02} \quad \left(\boldsymbol{R = \frac{Soma_{carne}}{Soma_{leite}}}\right)$$

Onde: ***FA*** é o fator de alocação para o leite; e ***R*** é a relação entre a soma do peso vivo de todos os animais vendidos para o abate, incluindo bezerros machos e da vaca ao final do ciclo produtivo ($Soma_{carne}$), e a soma da venda de leite ($Soma_{leite}$) produzido durante todo o ciclo produtivo da vaca (aproximadamente 85 meses de produção leiteira) em kgFPCM (IDF, 2010).

Fatores de Emissão

Para o cálculo das estimativas das emissões de metano e óxido nitroso foi utilizada a metodologia do IPCC (2006a, b) – Tier 2, combinada com os fatores de emissão identificados para a pecuária brasileira pelo relatório de referência do Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação (BRASIL, 2010a, b), para assim melhor retratar os fatores relacionados ao processo produtivo estudado, já que os fatores do IPCC (2006a, b) são para toda a América Latina. A emissões consideradas no estudo foram as provenientes da fermentação entérica (metano), dos dejetos (metano e óxido nitroso), e fertilização das pastagens (óxido nitroso). Os resultados obtidos na estimativa de emissão foram inseridos no inventário do ciclo de vida.

Inventário do Ciclo de Vida

O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) foi elaborado considerando o consumo de insumos para alimentação animal (concentrados, itens para silagem, sal mineral), defensivos agrícolas (pesticidas, herbicidas, inseticidas, formicidas), materiais de limpeza, utensílios e materiais para inseminação artificial e medicamentos. No caso dos medicamentos, com exceção dos carrapaticidas e vermicidas, os demais foram desconsiderados da avaliação de impacto em decorrência da relevância, quando em comparação com outros insumos, no que tange à massa utilizada.

Foram estimados o consumo de combustível necessário às operações agrícolas efetuadas na propriedade, os insumos para alimentação animal, o uso de defensivos agrícolas, e o transporte dos insumos e do leite ordenhado. Além disso, também foram inventariados os resíduos, efluentes e emissões gerados no processo.

O consumo de combustível foi estimado levando em consideração o tempo de funcionamento do trator, bem como a área a ser trabalhada. Os insumos para a alimentação animal foram contabilizados conforme sua composição, constituída por carboidratos, proteínas, micro e macro minerais. Os defensivos agrícolas utilizados (pesticidas, inseticidas, herbicidas, dentre outros), bem como carrapaticidas e vermicidas foram reduzidos a seus componentes para o devido uso no SimaPro®.

O transporte dos insumos até a fazenda foi estimado com base na distância do centro de distribuição à fazenda, o número de viagens realizadas, bem como o tipo de veículo utilizado. Já o transporte do leite até o laticínio foi estimado considerando a distância entre a fazenda e o laticínio, bem como o período de coleta, neste caso, em dias alternados.

O sistema de produto, com base nos dados obtidos para inventário do ciclo de vida, foi modelado utilizando-se o software SimaPro® versão 8.0.5.13 e a base de dados Ecoivent 3.1.

Pegada de Carbono

A PC foi calculada utilizando-se a categoria de impacto Mudanças Climáticas do método ReCiPe, Midpoint (H), visando a identificação das etapas do processo produtivo que mais contribuem para as emissões atmosféricas de GEE.

Resultados e Discussão

Fatores de emissão

Os fatores de emissão de metano pela fermentação entérica, de acordo com as equações do IPCC (2006a) para as vacas, novilhas e bezerras foram de 144, 91; 48,90 e 5,40 kg CH_4/cabeça/ano, respectivamente. Os fatores de emissão para os touros foram desconsiderados.

O resultado obtido para as vacas leiteiras nesse trabalho foi superior ao relatado pelo IPCC (2006a), onde os fatores de emissão de metano originados da fermentação entérica do gado leiteiro são estimados em torno de 63 kg CH_4/cabeça/ano. O valor apresentado pelo IPCC é semelhante ao relatado por Olszensvski (2011) para a propriedade extensiva, onde o fator de emissão de CH_4 foi de 62,77 kg CH_4/cabeça/ano, enquanto que na propriedade intensiva, 107,27 kg CH_4/cabeça/ano. De acordo com Pedreira e Primavesi (2011), tais variações estão associadas ao fator potencial de produção, considerando-se que os animais permanecerão quase o ano todo consumindo as dietas daquele período, o que não ocorre em condições reais no campo, pois durante uma parte do ano os animais passam por escassez de alimentos e não tem acesso a aditivos, o que gera menor quantidade de metano, embora a produção fique comprometida. Além disso, a intensidade da emissão de metano proveniente da fermentação entérica depende principalmente do tipo de animal, do consumo de alimentos e do grau de digestibilidade da massa digerida. Dessa forma, as indicações para a redução das emissões de metano pela pecuária estão relacionadas à melhoria da dieta e dos pastos, à suplementação alimentar, bem como outras medidas que reflitam na melhor eficiência produtiva, resultando em ciclos de produção mais curtos (PEDREIRA e PRIMAVESI, 2011).

Os fatores de emissão de metano provenientes do manejo de dejetos, com base na metodologia do IPCC (2006b), e das estimativas de BRASIL (2010b) para vacas, novilhas e bezerras foram de, respectivamente, 1,54; 0,48 e 0,05 kg CH_4/cabeça/ano.

Visto que os dejetos são depositados diretamente na pastagem, secando-se e se decompondo no campo, em condições aeróbias são esperadas quantidades mínimas de emissão de CH_4 a partir dessa fonte, quando em comparação com outras formas de manejo dos dejetos, tais como o armazenamento ou o tratamento com base líquida (em lagoas, lagos, tanques ou poços), onde os dejetos se decompõem anaerobicamente e podem produzir uma quantidade significativa de CH_4.

Outro fator relacionado à emissão de metano é a composição do dejeto, que é determinada pela dieta animal, de modo que quanto maior o conteúdo de energia e a digestibilidade do alimento, maior a capacidade de produção de CH_4. Um gado alimentado com uma dieta de alta qualidade produz um dejeto altamente biodegradável, com maior potencial de gerar metano, ao passo que um gado alimentado com uma dieta mais fibrosa produzirá um dejeto menos biodegradável, contendo material orgânico mais complexo, tal como celulose, hemicelulose e lignina (BRASIL, 2010b). Esta segunda situação estaria mais associada ao gado criado a pasto em condições tropicais, conforme situação verificada nesse trabalho.

Conforme a metodologia proposta pelo IPCC (2006b), considerando as emissões diretas provenientes do manejo do solo, através do uso de fertilizantes nitrogenados, bem como da deposição do dejeto sem manejo sobre a pastagem, constatou-se um total de 1,10 kg de N_2O emitidos para cada litro de leite produzido na propriedade estudada. Além disso, destaca-se que estudo identificou uma média anual de excreção de nitrogênio pelas fezes e urina de aproximadamente 70,08; 56,06 e 14,02 kgN/cabeça/ano, para vacas, novilhas e bezerras respectivamente.

Pegada de Carbono

A Pegada de Carbono da produção de leite na fazenda estudada foi 0,54 kg CO_2eq/kg FPCM. No intuito de estimar as emissões de GEE da produção de leite, Bacenetti et al. (2016) constataram para uma fazenda na Itália,

com sistema de produção intensivo, uma PC de 1,12 kg CO_2eq/kg FPCM. Em outro estudo, também na Itália, Salvador et al. (2016) constataram para cinco fazendas acompanhadas uma PC média de 1,40 kg CO_2eq/kg FPCM.

O principal fluxo contribuinte para a PC foram as emissões diretas (emissões provenientes da fermentação entérica, dejetos e fertilização das pastagens), responsáveis por 62,4%. Desses, destaca-se como principal contribuinte a utilização de fertilizantes nitrogenados (ureia) na pastagem. Segundo Willers et al. (2016), que também utilizou a base de dados do Ecoivent® para as emissões diretas, o impacto da produção de compostos nitrogenados e fosfatados está diretamente relacionado ao consumo de energia utilizada na produção desses insumos. Uma vez que os dados de inventário de tais fertilizantes são baseados na matriz energética europeia, com a possibilidade de redução dos impactos caso a matriz energética nacional fosse considerada. Dessa forma, é possível considerar a relevância dos resultados obtidos uma vez que o Brasil importa aproximadamente 70% dos fertilizantes (WILLERS et al., 2016).

O segundo principal fluxo contribuinte para a PC foi a produção de alimentos e aditivos para os animais, responsável por 21,6% da PC resultante da produção de 1 kg de leite corrigido pelo teor de proteína e gordura. Slade et al. (2016) ressaltam que a produção de leite e carne em sistemas à base de pasto contribuem para a redução de GEE quando em comparação com sistemas em confinamento onde o gado é alimentado principalmente à base de concentrado. Entretanto, nesse tipo de sistema a adição dos dejetos animais no pasto contribui com a emissão de GEE. Uma forma de reduzir as emissões é a dispersão de besouros de estrume na pastagem que pode ajudar a atenuar os efeitos das emissões através da aeração e enterro dos bolos fecais (Slade et al. 2016).

Em relação ao uso da alocação econômica dos impactos ambientais do processo estudado obteve-se um total de 94,7% da carga ambiental para o leite e 5,3% para a carne. Dessa forma, da PC total de 0,54 kgCO_2eq/kgFPCM encontrada nesse trabalho, 0,49 kgCO_2eq/kgFPCM são atribuídas à produção de leite e 0,05 kgCO_2eq/kgFPCM à carne.

Já com o uso da alocação física, a PC foi de 90,94% (ou 0,47 kgCO_2eq/kgFPCM) para o leite, e 9,06% (ou 0,07 kgCO_2eq/kgFPCM) para a carne. O valor encontrado nesse trabalho está em conformidade com a faixa que é prevista pelo IDF (2010), que indica uma variação entre 90 a 100% da carga ambiental para a produção de leite, quando comparada com a produção de carne.

Considerações finais

Para a categoria de impacto ambiental Mudanças Climáticas, verificou-se que os principais fluxos contribuintes são as emissões diretas e a produção de alimentos e aditivos. Sendo que as emissões diretas estão seguramente relacionadas com o uso de ureia na fertilização, enquanto a produção de alimentos e aditivos com o regime alimentar. Com relação a esse aspecto, possíveis alterações no regime alimentar do rebanho poderiam contribuir para a redução de tais emissões. A alimentação do rebanho está relacionada com a categoria de mudanças climáticas, logo, o oferecimento do alimento com maior digestibilidade, entretanto, com alta qualidade nutricional para atender a demanda diária do animal, já seria um fator responsável pela redução das emissões.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento do Pessoal de Nível Superior (Capes), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação do Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB)

Referências Bibliográficas

BACENETTI, J.; BAVA, L.; ZUCALI, M.; LOVARELLI, D.; SANDRUCCI, A.; TAMBURINI, A.; FIALA, M. (2016) Anaerobic digestion andmilking frequency asmitigation strategies of the environmental burden in the milk production system. *Science of the Total Environment* v. 539, p. 450–459.

BRASIL - MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÃO – MCTI (2010b) Emissões de metano por fermentação entérica e manejo de dejetos de animais. Segundo inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa.

BRASIL - MINISTÉRIO DA CIÊNCIA TECNOLOGIA E INOVAÇÃO – MCTI (2010a) Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e de manejo de dejetos. Segundo inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa.

BSI - BRITISH STANDARD INSTITUTION, DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT, Food and Rural Affairs, Carbon Trust (2008) PAS 2050:2008—Specification for the assessment of life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. London, UK

IDF – International Dairy Federation. A Common Carbon Footprint approach for Dairy, The IDF Guide to Standard Life cycle. (2010) *Bulletin of International Dairy Federation Report* N. 445.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC (2006a) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use - Emissions From Livestock and Manure Management. V. 4, cap 10.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC (2006b) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use - N2O Emissions from Managed Soils, and CO2 Emissions from Lime and Urea Application. v. 4, cap 11.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION - ISO/TS 14067 (2013) Greenhouse gases - Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification and communication.

LÉIS, C.M.; CHERUBINI, E.; RUVIARO, C.F.; SILVA, V.P.; LAMPERT, V.N.; SPIES, A.; SOARES, S.R (2014) Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*. DOI 10.1007/s11367-014-0813-3.

MEIER, M.S.; STOESSEL, F.; JUNGBLUTH, N.; JURASKE, R.; SCHADER, C.; STOLZE, M (2015) Environmental impacts of organic and conventional agricultural products - Are the differences captured by life cycle assessment? Journal of Environmental Management. v. 149, p. 193-208.

OLSZENSVSKI, F.T (2011) Avaliação do ciclo de vida da produção de leite em sistema semiextensivo e intensivo: estudo aplicado. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina.

PEDREIRA, M.S.; PRIMAVESI, O. (2011) Quantificação das emissões e nutrição para redução da produção de metano por bovinos. In: *Desertificação e mudanças climáticas no semiárido brasileiro*.

SALVADOR, S.; CORAZZIN, M.; PIASENTIER, E.; BOVOLENTA, S. (2016) Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. Journal of Cleaner Production. DOI 10.1016/j.jclepro.2016.03.001

SLADE, E.M.; RIUTTA, T.; ROSLIN, T.; TUOMISTO, H.L. (2016) The role of dung beetles in reducing greenhouse gas emissions from cattle farming. *Scientific Reports* | 6:18140 | DOI: 10.1038/srep18140.

WILLERS, C.D.; MARANDUBA, H.L.; ALMEIDA NETO, J.A.; RODRIGUES, L.B. (2016) Environmental Impact assessment of a semi-intensive beef cattle production in Brazil's Northeast. *International Journal of Life Cycle Assessment*. DOI 10.1007/s11367-016-1062-4.

WRI WBCSD – World Resources Institute and the World Business Council for Sustainable Development (2011) The Greenhouse Gas Protocol - Initiative calculation tool –Available from: http://www.ghgprotocol.org/

YAN, M.J.; HUMPHREYS, J.; HOLDEN, N.H. (2013). The carbon footprint of pasture-based milk production: Can white clover make a difference? *Journal of Dairy Science.* V. 96, N. 2, pp. 857–865.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Contribuições para a adaptação de inventários de ciclo de vida de madeira serrada utilizada em estrutura de telhados no estado de São Paulo

Caroline Almeida Souza[1]; Raphael Jaquier Bossler Pigozzo[1]; Fernanda Belizario Silva[1]; Rachel Horta Arduin[1]; Luciana Alves de Oliveira[1]; Cláudia Echevenguá Teixeira[1]

[1] *Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo* – caroline@ipt.br

Resumo. *Este trabalho teve como objetivo desenvolver o inventário de ciclo de vida para madeira empregada na estrutura de telhado de edificações populares do Estado de São Paulo, com base na adaptação de inventários existentes na base de dados Ecoinvent (versão 3.1) para a realidade da produção madeireira no Brasil. Considerou-se como sistema de produto a produção de 1m³ de madeira serrada de cambará proveniente de manejo florestal sustentável na Amazônia, desde a extração das toras até a peça de madeira serrada estocada em São Paulo. As informações nacionais foram obtidas da literatura. A despeito das semelhanças entre o Ecoinvent e a realidade nacional na extração das toras na floresta, há diferenças referentes ao transporte até a serraria, ao desdobro das toras e à geração e destinação de resíduos: no Brasil, todas as etapas são executadas próximas à região de exploração, resultando em alterações no modelo de transporte, máquinas empregadas e resíduos gerados. Além disso, os valores de consumo de diesel e eletricidade apresentaram ordens de grandeza diferentes dos ICVs de referência. Com base nessa análise, conclui-se que a estrutura de dados dos ICVs existentes no Ecoinvent auxilia a construção de inventários nacionais e que a adaptação dos inventários é imprescindível para a realização de estudos de avaliação do ciclo de vida condizentes com as condições do Brasil. Entretanto, considerando as diferenças observadas, é recomendada a apuração dos índices de consumo nacionais por meio de verificação e coleta de dados in-loco.*

Palavras-chave. *Inventário do ciclo de vida; Madeira serrada; Cambará.*

Introdução

Devido à grande quantidade de dados necessária para desenvolver estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), é comum a utilização de bases de dados de inventários do ciclo de vida (ICV) para obtenção de parte das informações. Entretanto, ainda não há uma base de dados de ICV brasileira, que possa subsidiar estudos de ACV realizados em âmbito nacional, sendo necessário recorrer frequentemente a bases internacionais. O uso destas informações, contudo, depende da análise crítica dos ICVs disponíveis e de sua eventual adaptação, considerando-se o contexto em que o produto será empregado.

Sendo assim, este trabalho tem como objetivo discutir o desenvolvimento de um inventário de ciclo de vida de madeira serrada empregada na estrutura de telhado de edificações populares no Estado de São Paulo, com base na adaptação de dados de ICVs de exploração florestal e de processamento de madeira em serraria existentes na base de dados Ecoinvent (versão 3.1). Busca-se com este inventário modelar o sistema de produto da madeira proveniente de manejo sustentável da Amazônia, da espécie nativa cambará (*Qualea* spp), do berço (exploração florestal) ao portão (madeira serrada estocada em São Paulo). A escolha do sistema de produto se deve a um projeto de pesquisa em andamento, que visa estabelecer um método para avaliação do desempenho ambiental de produtos de construção com base em ACV.

Método

Inicialmente, foi feito um levantamento dos tipos de madeira serrada empregados nas estruturas de telhado de edificações populares do Estado de São Paulo, por meio de consulta a empresas construtoras, tendo sido identificados dois principais produtos com base na procedência da madeira: madeira serrada de cambará advinda de manejo florestal sustentável na Amazônia; e madeira serrada de pinus advinda de floresta plantada no sul do Brasil. O presente trabalho aborda o sistema de produto da madeira da espécie nativa cambará.

Realizou-se então uma pesquisa bibliográfica em literatura nacional, para verificar a existência de informações de inventário de ciclo de vida desta espécie. Foram encontrados dados ambientais das operações de exploração florestal e de serraria, mas não organizados no formato de um ICV propriamente dito. Sendo assim, realizou-se uma análise dos inventários de madeira serrada disponíveis na base de dados Ecoinvent versão 3.1, que pudessem ser utilizados como referência para a adaptação de dados de produção no Brasil. A escolha do Ecoinvent se deve à apresentação dos ICVs de forma detalhada e à disponibilidade de metadados que subsidiam a compreensão do ICV e possibilitam a realização de alterações. Por meio da análise dos ICVs e do relatório "*Life Cycle Inventories of Renewable Materials*" (ALTHAUS *et al.*, 2007), foram identificados os seguintes inventários de referência: para a exploração florestal "*roundwood, azobe from sustainable forest management, under bark [m³], RoW*" e para a serraria "*sawnwood, azobe from sustainable forest management, planed, air dried [m³], RoW".* A escolha do ICV do azobe (*Lophira alata*) deveu-se ao fato de ser obtido em floresta tropical, por meio de manejo florestal com intensidade de manejo similar ao praticado no Brasil, além de utilizar o processo de secagem ao ar, também empregado no âmbito nacional.

A partir dos referidos inventários e de dados disponíveis na literatura, associados ao conhecimento de especialistas em madeira do IPT, realizou-se a adaptação dos inventários considerando como fronteira do estudo desde a floresta Amazônica (Alta Floresta/MT) até o transporte para São Paulo/SP. O método para adaptação dos inventários é abordado em detalhes em Silva *et al.* (2015) e em Castro *et al.* (2015).

Resultados e discussões

A tabela 1 apresenta os dados do inventário adaptado para a produção de toras (exploração florestal) para a espécie nativa cambará, incluindo: os módulos de informação escolhidos do Ecoinvent para os processos à montante e à jusante; as quantidades dos fluxos calculadas com base na literatura nacional; e, na coluna de comentários, as informações utilizadas para cálculo dos fluxos.

Tabela 1: Madeira nativa: dados de inventário para produção de 1m³ de madeira de cambará em tora.

Processo (módulo de informação do Ecoinvent)	Qtde. adaptada	Unid.	Comentários
ENTRADAS			
Transformation, to forest, extensive	8,66E+01	m^2	300 t biomassa/ha (CAMPOS, 2012). Fator de expansão de biomassa para florestas tropicais BEF_2=3,4, considerando a biomassa seca (IPCC, 2003). Densidade do cambará 764 kg/m³ (teor de umidade 0%) (ABNT, 1997).
Transformation, from forest, extensive	8,66E+01	m^2	
Occupation, forest, extensive	6,49E+03	m^2a	Área de transformação florestal apresentada acima, multiplicada pelo ciclo de corte de 75 anos.
Transformation, to traffic area, rail/road embankment (processo inserido)	3,66E+02	m^2	Considerou-se que 253 m² de solo são afetados, por árvore extraída, para a construção de estradas florestais, pátios de armazenamento de toras e trilhas de arraste, na exploração convencional (HOLMES *et al.*, 2002). Volume de uma árvore 0,69 m³ (GARCIA, 2013).
Transformation, from traffic area, rail/road embankment (processo inserido)	3,66E+02	m^2	
Occupation, traffic area, rail/road embankment (processo inserido)	2,74E+04	m^2a	Área descrita anteriormente, multiplicada pelo ciclo de corte de 75 anos.
Energy, gross calorific value, in biomass	1,44E+04	MJ	Poder calorífico superior 19,42 MJ/kg (QUIRINO et al., 2005). Densidade básica[15] do cambará 740 kg/m³ (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2016).

[15] Densidade básica da madeira = massa a 0% de umidade / volume saturado.

Wood, hard, standing	1,00E+00	m^3	Volume da tora extraída s/ casca. Teor de umidade 100%.
Carbon dioxide, in air	1,34E+03	kg	Quantidade de CO_2 absorvida do ar por m³ de madeira. Teor de carbono na biomassa seca 49,4% (ALTHAUS *et al.*, 2007). Densidade básica 740 kg/m³.
Diesel, burned in building machine	3,28E+01	MJ	Tratores de esteira e sobre rodas; consumo 0,91 L/m^3 de tora (CAMPOS, 2012), poder calorífico inferior do diesel 10100 kcal/kg e densidade do diesel 0,852 kg/L (ANP, 2011).
Power sawing, without catalytic converter	9,81E-02	h	Consumo de gasolina da motosserra de 1,6 kg/h (ALTHAUS *et al.*, 2007); consumo de gasolina de 0,21 L/m^3 de tora extraída (CAMPOS, 2012), densidade da gasolina 0,747 kg/L.
Lubricating oil	3,65E-03	kg	Óleo utilizado na motosserra, na proporção de 1 parte de óleo p/ 50 partes de gasolina (CAMPOS, 2012). Densidade do óleo 0,87 kg/L. Consumo de gasolina descrito anteriormente.
Processo (módulo de informação do Ecoinvent)	Qtde. adaptada	Unid.	Comentários
SAÍDAS			
Madeira em tora de manejo sustentável, sem casca, Cambará {BR} (produto renomeado)	1,00E+00	m^3	Dado elaborado pelo IPT com base em informações de literatura (teor de umidade 100%).
Carbon dioxide, non fóssil (excluído)	-	kg	Os resíduos da biomassa no Brasil decompõem-se naturalmente (CAMPOS, 2012) e, por isso, as emissões da decomposição não foram contabilizadas. Além disso, não há emissão de material particulado na decomposição.
Dinitrogen monoxide (excluído)	-	kg	
Methane, non fóssil (excluído)	-	kg	
Particulates, < 2.5µm (excluído)	-	kg	
Particulates, > 10µm (excluído)	-	kg	
Particulates, > 2.5µm e < 10µm (excluído)	-	kg	

De forma geral, observa-se que os processos de exploração florestal do azobe considerado no Ecoinvent e do cambará no Brasil são semelhantes. A seguir, são apresentadas algumas explicações mais detalhadas, relativas à adaptação do inventário para o processo de exploração florestal do cambará apresentado na tabela 1:

- O cálculo do uso, ocupação e transformação do solo seguiu o mesmo procedimento adotado pelo Ecoinvent. Adotou-se o dado de Campos (2012) (300 t/ha) para a quantidade total de biomassa por hectare na Amazônia e o fator de expansão de biomassa do IPCC (2003) (3,4) para cálculo da biomassa comercializável, uma vez que há outras espécies que são exploradas comercialmente além do cambará. Apesar disso, para a conversão da biomassa de toneladas para metros cúbicos, adotou-se apenas a densidade do cambará como referência (764 kg/m³);

- Considerou-se para o cambará o mesmo ciclo de corte do que o adotado para o azobe (75 anos). Embora Campos (2012) informe um ciclo de 30 anos, trata-se do valor mínimo estipulado pelo órgão regulador da exploração florestal (IBAMA[16]), o que não corresponde necessariamente ao que será praticado na realidade;
- No volume, não foi considerada a casca da árvore, porque o dado de entrada da madeira em tora obtido para a operação subsequente na serraria, proveniente de Garcia (2013), foi obtido para a madeira já sem a casca. Sendo assim, tanto o sequestro de carbono quanto a energia da biomassa da casca não foram calculados. Essa casca, no entanto, é retirada na serraria e queimada/decomposta, o que anula este fluxo de carbono;
- O valor inventariado de consumo de óleo lubrificante para produção do azobe em tora é significativamente superior (mais de 200 vezes acima) ao obtido para o cambará ($3{,}65 \times 10^{-3}$ kg/m³). Não há informação detalhada dos equipamentos considerados na exploração do azobe, sendo que do consumo total de óleo lubrificante, 85% refere-se à extração da árvore e 15% à construção de estradas florestais (ALTHAUS *et al*., 2007). Por sua vez, para a extração de cambará, foi considerado o uso de óleo lubrificante somente na motosserra para extração da árvore (corte), em proporção de 1:50 em relação à gasolina (CAMPOS, 2012);
- O consumo de diesel do azobe também é significantemente superior (aproximadamente 16 vezes) do que o do cambará (32,8 MJ/m³), obtido em levantamento em quatro empresas na Amazônia por Campos (2012). Imagina-se que essa diferença possa ser atribuída à construção de estradas, que é considerada pelo Ecoinvent e não fica claro se é contemplada na literatura nacional. Além disso, parte dessa diferença pode ser atribuída à não consideração da casca no cálculo;
- Na exploração florestal do azobe, os resíduos do corte das árvores são queimados, gerando emissões atmosféricas; enquanto para o cambará, a biomassa destruída é abandonada na floresta e é biologicamente decomposta. Considera-se que as emissões atmosféricas decorrentes da decomposição do cambará ocorrem na natureza e, portanto, não são contabilizadas. Da mesma forma, não há emissão de material particulado pela inexistência da operação de queima no cenário nacional;
- Considera-se que o produto final deste processo, ou seja, a tora de cambará, tem umidade 100%, sendo que essa água é absorvida pela árvore da precipitação natural na floresta e, por isso, não foi declarada.

A tabela 2 apresenta o inventário adaptado para operação da serraria para beneficiamento da tora de cambará, em formato semelhante ao adotado na tabela 1. Na sequência, apresenta-se a discussão destes resultados.

[16] Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

Tabela 2: Madeira nativa: dados de inventário para produção de 1m³ de madeira serrada de cambará.

Processo (módulo de informação do Ecoinvent)	Qtde. adaptada	Unid.	Comentários
ENTRADAS			
Sawmill	Mantido	p	Ausência de informações específicas da serraria da Amazônia.
Tap water (excluído)	-	kg	Não há consumo de água de acordo com a literatura nacional.
Petrol (excluído)	-	kg	Não há consumo de petróleo de acordo com a literatura nacional.
Diesel, burned in building machine	1,63E+02	MJ	Consumo de diesel 2,9 L/t de biomassa seca em tora (CAMPOS, 2012); densidade da madeira 0,764 t/m³ (umidade 0%). Poder calorífico e densidade do diesel: tabela 1.
Heat, district or industrial, natural gas (excluído)	-	MJ	Fluxo não existente no processo brasileiro.
Electricity, medium voltage	1,41E+02	kWh	Equipamentos: guincho elétrico, carro porta-toras, serra fita, serra circular e serra circular destopadeira. Consumo energético de 90 kWh/t de biomassa seca em tora (CAMPOS, 2012).
Madeira em tora de manejo sustentável, sem casca, Cambará {BR} (produto alterado)	2,04E+00	m³	Rendimento na serraria na Amazônia 48,9%, sem a casca. Volume de entrada calculado c/ base no menor diâmetro da tora (GARCIA, 2013).
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 (processo inserido)	2,75E+02	tkm	Transporte das toras da exploração florestal até a serraria na Amazônia de 90 km (CAMPOS, 2012); densidade 1,529 t/m³ (umidade 100%), retorno vazio.
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 (processo inserido)	2,03E+03	tkm	Transporte da madeira serrada desde a serraria na Amazônia (Alta Floresta/ MT) até a serraria que a comercializa em São Paulo/SP (2307 km); densidade 0,879 t/m³, (umidade 15%), retorno cheio.
SAÍDAS			
Produtos			
Madeira serrada de manejo sustentável, Cambará {BR} (produto renomeado)	1,00E+00	m³	Dado elaborado pelo IPT com informações de literatura (umidade 15%). 377 kg de carbono por m³ de madeira a 15% de umidade.
Residual wood, dry (excluído)	-	m³	Foi considerada decomposição da madeira (emissões ao ar) e, portanto, não há resíduo;
Emissões ao ar			
Carbon dioxide, biogenic (processo inserido)	1,45E+03	kg	Queima e decomposição de resíduos da serraria.
Non-methane volatile organic compounds (excluído)	-	kg	Emissões da queima do diesel já são contabilizadas no respectivo módulo de informação do Ecoinvent.

Water	2,41E+03	kg	Água da secagem da madeira serrada ao ar (umidade inicial 100%, final 15%) e da secagem, da queima e da decomposição natural de resíduos.
Emissões para a água			
Water (excluído)	0	m^3	Não há emissão de efluentes da serraria de acordo com a literatura nacional.
Suspended solids (excluído)	0	kg	
Phenol (excluído)	0	kg	
Chemical Oxygen Demand (excluído)	0	kg	
Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated (excluído)	0	kg	
Biological Oxygen Demand (excluído)	0	kg	
Total Organic Carbon (excluído)	0	kg	
Dissolved Organic Carbon (excluído)	0	Kg	
Resíduos			
Municipal solid waste (excluído)	0	kg	Não há geração de resíduos de acordo com a literatura nacional.

Em relação à elaboração do inventário do processamento das toras de cambará na serraria, apresentado na tabela 2, apresentam-se as seguintes considerações:

- O Ecoinvent considera uma etapa intermediária entre a exploração florestal e a serraria, para retirada da casca da árvore. Entretanto, no mesmo processo, denominado "*import of roundwood, azobe from sustainable forest management, CM, debarked*" inclui-se o transporte da tora da África até a Europa (onde está localizada a serraria). No caso do Brasil, a retirada da casca ocorre na serraria, que fica próxima ao local de exploração florestal na Amazônia;
- O volume de tora (entrada) considerado foi calculado com base no menor diâmetro da tora, conforme Garcia (2013), devido ser esta a forma que a madeira é comprada pelas serrarias na Amazônia. Entretanto, o volume real de tora é maior e, dessa forma, o volume de toras considerado aqui está subestimado. Como os índices de consumo de eletricidade e diesel informados por Campos (2012) são para m³ de tora, estes valores também estão subestimados, assim como a massa de tora transportada até a serraria;
- O consumo de diesel para produção de 1m³ de madeira serrada de cambará é significativamente superior (mais de 7 vezes) ao valor referente ao azobe; enquanto o consumo de energia elétrica é apenas um pouco superior (aproximadamente 1,3 vezes). Os principais equipamentos usados em serrarias na Amazônia foram definidos cruzando-se dados de três serrarias localizadas no estado de Mato Grosso, conforme Silva e Coan (2008), Emer e Melz (2012) e Garcia (2013). O processo do Ecoinvent, por sua vez, refere-se a uma serraria da Holanda, porém não há detalhamento dos equipamentos utilizados. Entretanto, ao menos parte desta diferença pode ser explicada pela diferença de rendimento das serrarias na conversão de toras em madeira serrada: no Ecoinvent, a taxa de conversão é de 1,3 (m³ tora/ m³ de madeira serrada), enquanto no cambará é de 2,04, sem considerar a subestimação do volume da tora já relatada;
- Inseriram-se as operações de transporte da madeira serrada no ICV adaptado às condições nacionais, enquanto no Ecoinvent estas operações são modeladas em módulos específicos do tipo "*market activity*";
- Em relação aos resíduos da serraria, 60% são queimados e 40% são abandonados para degradação natural (Campos, 2012). Optou-se assim por não considerar a destinação dos resíduos para aterro sanitário, por não ser condizente com a realidade do Brasil. Aplicaram-se cálculos estequiométricos para quantificar as emissões ao ar (água e CO_2 biogênico) por combustão e digestão aeróbia da decomposição. Trata-se, de uma

simplificação, pois o processo real possivelmente envolve uma combinação de digestão aeróbia e anaeróbia, com liberação de metano biogênico (CH_4) no último caso. Além disso, como o volume de toras está subestimado, a quantidade real de resíduos seria maior, assim como as emissões atmosféricas;

- Para o cálculo das emissões de água para o ar para o cambará, considerou-se a evaporação de toda a água contida na madeira que se torna resíduo, com umidade inicial de 100%, além da água liberada pela reação de combustão da celulose, obtida por cálculos estequiométricos. As mesmas considerações feitas para as emissões atmosféricas dos resíduos se aplicam para as emissões de água;
- Quanto às emissões à água, não foram identificados efluentes no processamento da madeira na serraria na Amazônia na literatura consultada e no Ecoinvent não há informações detalhadas sobre o processo gerador de efluente na serraria na Holanda. Sendo assim, estes fluxos foram zerados no inventário adaptado.

Conclusões

O processo de análise e adaptação dos inventários de exploração florestal e de beneficiamento em serraria para o sistema de produto madeira serrada mostra que, apesar de se tratarem de sistemas de produto semelhantes, há diferenças importantes entre os dados do Ecoinvent e os dados obtidos em literatura nacional, que extrapolam as características físicas (por exemplo, densidade) das espécies analisadas.

As principais diferenças foram observadas no consumo de diesel e energia elétrica: os valores obtidos para o cambará foram muito inferiores aos do azobe na etapa de exploração florestal, e apresentaram comportamento inverso na etapa da serraria, com valores bem acima aos registrados pelo Ecoinvent. Considerando-se a importância destes fluxos de energia para os resultados de impacto ambiental, fica evidente a necessidade de apuração dos dados para que o inventário nacional tenha um grau de precisão adequado, por meio, por exemplo, de verificações *in loco*, uma vez que os dados de literatura foram apenas declarados por fornecedores.

Outra diferença observada foi relativa aos resíduos: na exploração florestal do cambará, a biomassa não aproveitada é abandonada na floresta, decompondo-se naturalmente, diferentemente do que ocorre no contexto do ICV do Ecoinvent, onde os resíduos gerados são queimados, o que leva a uma quantidade menor de emissões diretas (ainda que biogênicas) para o inventário nacional. Na serraria do Brasil, por outro lado, há uma grande geração de resíduos de madeira em função da baixa taxa de conversão de madeira em tora para madeira serrada, sendo estes resíduos queimados ou deixados para decomposição, gerando emissões atmosféricas.

Considera-se, portanto, que o uso da estrutura de inventários de ciclo de vida disponível no Ecoinvent configura um bom ponto de partida e ajuda na organização dos dados de inventário nacionais. Além disso, o uso de dados de literatura é especialmente interessante para o sistema de produto em questão, dada a dificuldade de obtenção de dados primários, já que a matéria-prima é explorada na Floresta Amazônica. Entretanto, as discrepâncias observadas entre as informações do Ecoinvent e da literatura nacional são muito grandes e, portanto, recomenda-se a obtenção de novos dados visando à elaboração do inventário nacional de madeira serrada de cambará, o que também supriria algumas lacunas de dados observadas, como, por exemplo, a emissão de material particulado e efluentes na serraria.

Agradecimentos

À Fundação de Apoio ao IPT (Fipt), pelo financiamento da pesquisa.

Referências

ALTHAUS, H-J. et al. (2007) Life Cycle Inventories of Renewable Materials. *Ecoinvent Report 21.* St. Gallen: The Ecoinvent Centre.

ANP AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO (2011). *Fatores de conversão, densidades e poderes caloríficos inferiores*. Disponível em: http://www.anp.gov.br/?dw=60993. Acesso em 28 de junho de 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (1997) ABNT. NBR 7190: projeto de estruturas de madeira.

CAMPOS, É. F. (2012) *Emissão de CO_2 da madeira serrada da Amazônia: o caso da exploração convencional.* Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

CASTRO, A. L. et al. (2015) Análise da viabilidade técnica da adaptação de dados internacionais de inventário de ciclo de vida para o contexto brasileiro: um estudo de caso do concreto para paredes moldadas no local. In*: Anais do 57º Congresso Brasileiro do Concreto*.

EMER, O. M. P.; MELZ, L. J. (2012) Análise dos custos de extração e transformação de madeira em Cotriguaçú-MT: estudo de caso. *Revista UNEMAT de Contabilidade*, v. 1, n. 1.

GARCIA, F. M. (2013) *Rendimento operacional de uma serraria com a espécie Cambará (Qualea albiflora Warm.) na região Amazônica.* Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho".

HOLMES, T. P. et al. *Custos e benefícios financeiros da exploração florestal de impacto reduzido em comparação à exploração florestal convencional na Amazônia Oriental.* Belém: Fundação Floresta Tropical - FFT, 2002.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC (2003). *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestr*y. p. 3.178.

QUIRINO, W. F. et al. (2005) Poder calorífico da madeira e de materiais ligno-celulósicos. *Revista da Madeira*, v. 89, p. 100-106.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (2016). *Banco de dados: madeiras brasileiras*. Disponível em: < http://sistemas.florestal.gov.br/madeirasdobrasil/caracteristicas.php?ID=215&caracteristica=311 >. Acesso em 28 de junho de 2016.

SILVA, M. G.; COAN, F. M. J. (2008) Aplicação de Métodos de Custeio na Indústria Madeireira. *Revista Contabilidade & Amazônia*, v. 1, n. 1, p. 33-42.

SILVA, F. B. et al. (2015) Development of a method for adapting international LCI data for Brazilian building products. In: *Proceedings of the Sixth International Conference on Life Cycle Assessment – CILCA2015.*

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Survey aplicada junto ao setor empresarial brasileiro: uso da ACV, bancos de dados, e perspectivas quanto ao SICV Brasil

Diogo A. Lopes Silva[1], Arij M. R. O. Chabrawi[2], Tiago Emmanuel Nunes Braga [2, 3]

[1]*Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Federal de São Carlos, campus de Sorocaba/SP,* diogo.apls@ufscar.br
[2]*Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, Brasília/DF*
[3]*Universidade de Brasília, Brasília/DF*

Resumo. *Para subsidiar a condução de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) existem diversos bancos de dados (BDs) públicos e privados. No caso do Brasil, recentemente foi lançado o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida, SICV Brasil. O SICV Brasil visa disponibilizar aos diferentes setores econômicos datasets adaptados à realidade brasileira. Para tanto, fez-se necessário o estudo sobre o perfil das empresas que adotam a ACV no Brasil. Desse modo, este trabalho apresenta os resultados de uma survey aplicada junto ao setor empresarial brasileiro usuário da ACV. Ao todo foram elaboradas 21 questões semiestruturadas. Essas questões foram aplicadas junto a membros da Rede Empresarial Brasileira de ACV, além de outras empresas selecionadas com apoio da Confederação Nacional da Indústria. Ao todo, 20 empresas participaram da survey e os respondentes foram, em sua maioria, profissionais diretamente envolvidos com o setor de sustentabilidade ou gestão ambiental empresarial. Os resultados do estudo apontaram que a principal dificuldade relatada pelas empresas em realizar estudos de ACV (44,4%) é a falta de datasets adaptados ao contexto brasileiro. Verificou-se também que 36,4% das empresas já estariam dispostas a cederem datasets de seus produtos ao SICV Brasil, ao passo que 50% do total estariam dispostas a verificar essa possibilidade. Apenas 2 empresas declararam não estarem dispostas a cederem datasets ao SICV Brasil. Quando inqueridas quanto à motivação na cessão dos datasets, 40,0% das empresas prezaram pela garantia da confidencialidade dos dados doados e publicados no BD. Assim, a criação de mecanismos que venham a contribuir para a garantia da confidencialidade das empresas doadoras de datasets se mostrou essencial, tendo em vista o sucesso do SICV Brasil. Como possíveis alternativas que venham a contribuir com a garantia da confidencialidade dos dados, esta pesquisa identificou: 1) a criação de um formulário/declaração de confidencialidade que garanta as empresas sigilo das informações doadas ao SICV Brasil, 2) realizar a agregação horizontal de datasets publicados no SICV Brasil via parcerias com associações empresariais/industriais; e 3) realizar a agregação vertical de datasets quando a alternativa 1 e 2 não forem passíveis de aplicação.*

Palavras-chave. *SICV Brasil, banco de dados, inventário do ciclo de vida, questionário, setor empresarial.*

Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) surgiu da crescente conscientização da sociedade quanto a necessidade de preservar o meio ambiente em relação aos possíveis impactos associados a produtos, não somente na fase de fabricação, mas também com foco onde os impactos são mais significativos, isto é, tendo em vista a visão de Ciclo de Vida do Produto (CVP) (GUINÉE et al., 2011).

Guinée et al. (2011) e Thorn et al. (2011) exaltam o crescente número de trabalhos científicos sobre temas envolvendo o uso da ACV publicados especialmente ao longo da última década. Já no Brasil, Cherubini e Ribeiro (2015) destacam o avanço da ACV no país especialmente desde os anos 2000, e elencam alguns temas estratégicos para o seu fortalecimento contínuo no governo, setores econômicos e nas instituições de ensino e pesquisa. Entre os temas estratégicos, Cherubini e Ribeiro (2015) exaltam a eminente disponibilidade do Banco Nacional Brasileiro de Inventários do Ciclo de Vida – SICV Brasil.

O SICV Brasil é um banco de dados (BD) público, de acesso gratuito, e que armazena *datasets* referentes à produção brasileira dos mais diversos produtos, serviços e processos (IBICT, 2016). Cada *dataset* é tido como um conjunto de dados com caráter qualitativo e quantitativo sobre o Ciclo de Vida de Produtos. Um dos principais usuários potenciais do SICV Brasil é o setor empresarial do país, tendo em vista, por exemplo, o

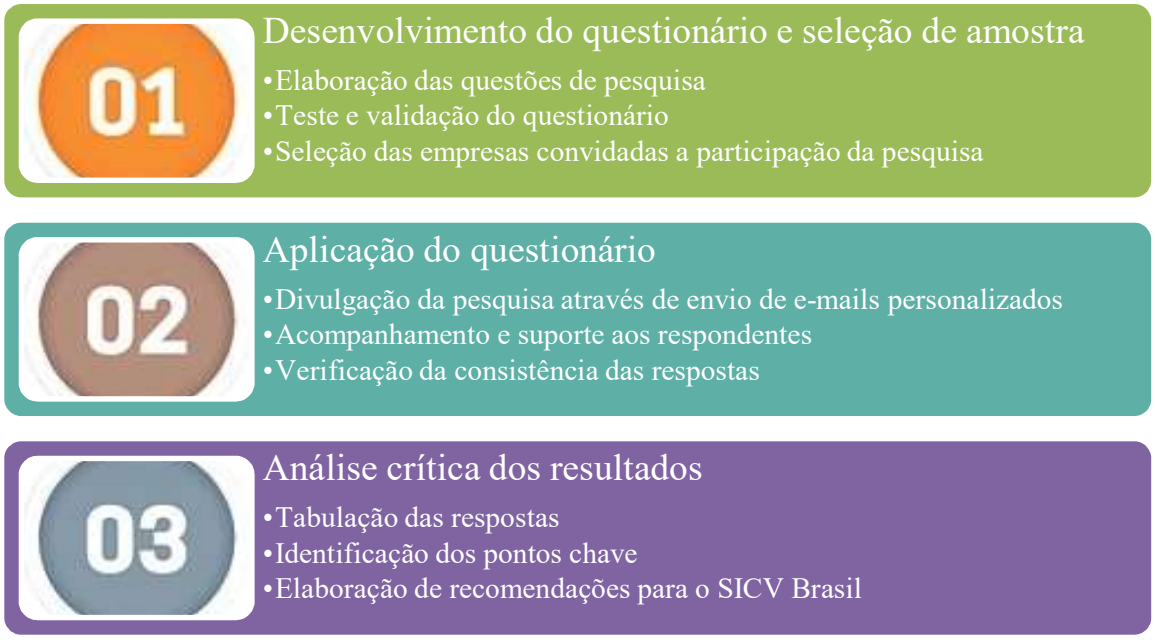
desenvolvimento de produtos ambientalmente mais adequados, o atendimento de demandas de mercados consumidores mais exigentes, etc.

Assim, este artigo teve como objetivo aplicar uma *survey* junto a representantes do setor empresarial brasileiro, usuários da ACV, no intuito de identificar como as empresas entrevistadas utilizam a ACV em seus processos de negócio, e sobre as suas perspectivas em relação ao uso do SICV Brasil..

Metodologia

Para realizar esse estudo foram necessárias três etapas compreendendo a construção do questionário, sua aplicação e análise dos resultados. Estas etapas são apresentadas na Figura 1.

Figura 1: Estrutura metodológica para a condução da *survey*



Para a realização da **Etapa 1** foram elaboradas 21 questões semiestruturadas e com caráter qualitativo e quantitativo, utilizando a plataforma web do Google Forms. Essas questões foram validadas durante o evento "I Fórum Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida", ocorrido no Rio de Janeiro-RJ entre os dias 26 e 27 de outubro de 2015. No evento, que contou com a participação de integrantes da academia e de setores produtivos, o questionário elaborado teve uma aplicação piloto com dois representantes da Rede Empresarial Brasileira de ACV (REBACV) que estavam ali presentes, no intuito de averiguar a clareza e eficácia do mesmo.

Então, a **Etapa 2** teve início com a aplicação do questionário junto a membros da REBACV e empresas selecionadas com apoio da Confederação Nacional da Indústria (CNI). Ao todo 20 empresas participaram da *survey*, e os respondentes estavam, em sua maioria, diretamente envolvidos com o setor de sustentabilidade, ou de gestão ambiental empresarial. Foi mantido o sigilo dos nomes e de outras informações de contato das empresas participantes da *survey*, conforme acordado com os respondentes. Durante esta etapa, também foi realizado o acompanhamento das respostas recebidas no intuito de verificar seu conteúdo e consistência frente às

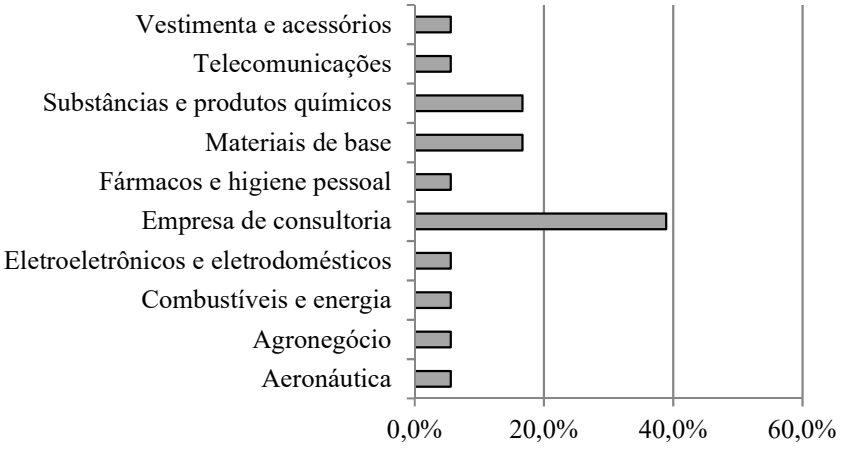
questões realizadas. Respostas incompletas e/ou parcialmente respondidas foram reencaminhadas aos respondentes para complementação das informações doadas.

Por fim, na **Etapa 3**, foi feita a análise crítica dos resultados do estudo, com a respectiva quantificação das respostas, levantamento de tendências e análise comparativa entre perguntas. Como resultado desse processo foi realizado o levantamento de sugestões para o SICV Brasil quanto a sua adequação às expectativas e os anseios do setor empresarial interessado em temas que envolvam a ACV no país.

Resultados e discussões

A partir do perfil setorial das empresas participantes (ver Figura 2), os resultados da *survey* foram analisados.

Figura 2: Perfil setorial das empresas participantes da *survey*



Pela Figura 2, dentre as empresas, ressaltam-se as de consultoria perfazendo, aproximadamente, 40,0% dos respondentes. Em seguida, têm-se empresas dos setores de substancias e produtos químicos (e.g., fertilizantes, tintas, solventes, aditivos), e materiais de base (e.g., minérios, metais, cerâmicas, cimento, etc.), com aproximados 20,0%, cada. Portanto, é de suma importância referenciar que o número de respondentes nesta pesquisa foi baixo. Além disso, diversos outros setores da economia nacional não foram contemplados no estudo, a exemplo, os setores da produção de autoveículos, bebidas e fumos, embalagens, máquinas e equipamentos para uso industrial e doméstico, papel e celulose, entre outros. Com isso, as respostas ao instrumento estão intimamente ligadas ao perfil da amostra de empresas estudadas, impossibilitando que sejam feitas generalizações para todo o setor empresarial brasileiro no tocante à ACV.

Uso da ACV pelo setor empresarial brasileiro

No que tange o emprego da ACV nas empresas, o uso para desenvolvimento de novos produtos e atendimento de requisitos de clientes foram os mais expressivos, totalizando cada uma, 20,7% dos respondentes. Com 17,2% está a seleção de indicadores ambientais relevantes. Em seguida, têm-se a melhoria de produtos estabelecidos (10,3%), marketing (10,3%), processos de auditorias (6,9%), adequação às normas e legislações (6,9%) e outros (6,9%). Vale destacar que as empresas poderiam selecionar mais de uma entre as opções do emprego da ACV,

caso necessário. Quando perguntadas sobre o uso da ACV, 36,4% afirmaram utilizar "esporadicamente" e 27,3% afirmaram usar a ACV para a avaliação de "menos de 30,0%" de toda a linha de produtos da empresa.

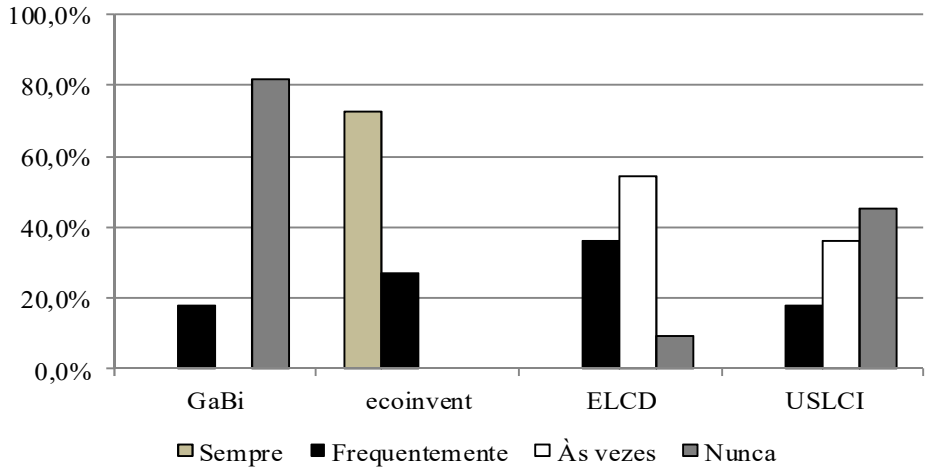
Tendo em vista o perfil das empresas que adotam a ACV, pode-se inferir que o uso da metodologia encontra-se ainda em processo inicial, sendo prioritariamente utilizada para o desenvolvimento de novos produtos e ao atendimento de requisitos específicos do mercado. O aspecto ambiental não se mostrou como vetor prioritário, estando em terceiro lugar no emprego da ACV nestas empresas. Outro importante elemento a ser destacado é o baixo emprego da ACV para adequação às normas e legislações, uma vez que o Brasil ainda encontra-se em fase embrionária em referenciar seus regramentos e políticas públicas com base na metodologia de ACV. Neste sentido, um vetor de transformação poderia ser pautado pela mudança governamental em definir sua agenda de discussão ambiental e produtiva, utilizando-se mais dos insumos e subsídios que a ACV pode auxiliar na elaboração de políticas públicas e legislações concernentes à temática de sustentabilidade.

Entre as dificuldades das empresas ao realizar estudos de ACV, 44,4% atribuíram à falta de *datasets* adaptados ao contexto brasileiro, 27,8% à falta de recursos humanos, e 16,7% a colocar em prática os resultados da ACV. Neste sentido a recente publicação do SICV Brasil pode vir contribuir significativamente para eliminação e/ou minimização do problema quanto a falta de *datasets* relacionados ao contexto do Brasil.

Uso do banco de dados para subsidiar estudos de ACV nas empresas

As empresas também foram indagadas quanto o uso de BDs internacionais, conforme a Figura 3. Os principais BDs foram **GaBi**, **ecoinvent**, **ELCD** e **USLCI**.

Figura 3: Principais bancos de dados adotadas ao realizar estudos de ACV



Verificou-se que o setor empresarial entrevistado utiliza, majoritariamente, o ecoinvent para a elaboração de seus estudos de ACV, que seguem o mesmo formato dos *datasets* originais neste banco – o ecoSpold. Deste modo, o SICV Brasil, que utiliza o formato ILCD como padrão, deverá prever funcionalidades que possam promover alterações entre formatos de *datasets* (ecoSpold para ILCD), garantindo-se a qualidade e a confiabilidade destes dados a qualquer usuário do BD nacional.

No que diz respeito às limitações encontradas nesses BDs utilizados, as empresas indicaram a indisponibilidade de dados, ou escassez de informações e de inventários para o contexto brasileiro (42,9%), a gestão das incertezas dos dados de inventário (28,6%), e a falta qualidade dos dados (23,8%). Assim, esses fatores devem ser incluídos durante o desenvolvimento e manutenção do SICV Brasil. Por exemplo, uma iniciativa relevante nessa

linha seria a elaboração e divulgação de um **guia de qualidade de *datasets*** que possa servir de base para nortear os *data providers* (i.e., fornecedores/doares) na qualidade da elaboração de seus *datasets*, bem como possa também ser um instrumento de avaliação preliminar dos *datasets* antes de serem aceitos para publicação no BD nacional.

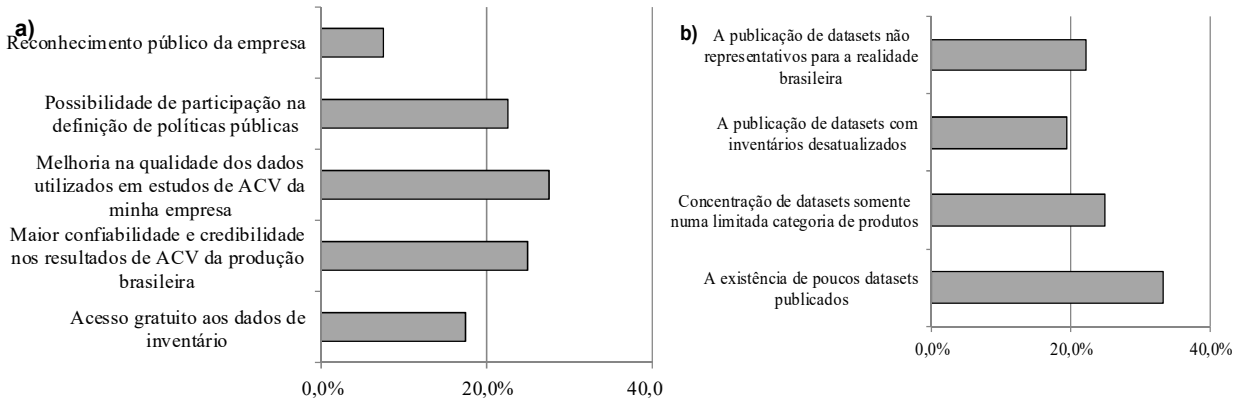
Uso do SICV Brasil pelo setor empresarial

Neste campo, foram feitas perguntas especificamente sobre os benefícios, o uso e pontos de melhoria na relação entre as empresas e o SICV Brasil. Deste modo, verificou-se a disponibilidade de as empresas colaborarem com o povoamento do BD nacional por meio da doação de *datasets*. 36,4% dos respondentes afirmaram que "sim", ao passo que 63,6% responderam "talvez". Portanto, o estudo revelou que receber a doação *datasets* irá requerer alguns esforços iniciais dos gestores do SICV Brasil, haja vista que, apesar de 36,4% das empresas já estarem dispostas a ceder seus *datasets*, cerca de 50% das respondentes indicaram que é necessária a realização de análise específica sobre a possibilidade de doação de *datasets*, enquanto que 2 empresas informaram não estarem dispostas a cederem inventários para o banco. A maioria das empresas afirmou ser preciso existir uma **política de confidencialidade**, por entenderem que questões técnicas, tecnológicas e de desempenho produtivo podem ser publicadas nos *datasets* utilizados em estudos de ACV, e por isso, preferem manter o sigilo de suas identidades. Além disso, a empresas também demonstram que um fator de motivação na doação dos seus *datasets* ao SICV Brasil seja a previsão de benefícios concretos e relevantes como contrapartida do banco.

Neste sentido, também se questionou as empresas quanto às suas possíveis motivações para cederem *datasets* ao SICV Brasil. A mais expressiva foi a **garantia de confidencialidade**, com 40,0%. Quando indagadas sobre a disponibilidade de as empresas pagarem para ter acesso ao SICV Brasil, 54,5% afirmaram que "sim", ao passo que 27,3% disseram que "talvez" e 18,0% "não" estariam dispostas a realizarem os pagamentos. Àquelas que responderam "talvez" e "não", demandou-se a justificativa, as quais atribuíram ao fato da necessidade de gratuidade, uma vez que as empresas seriam os *data providers*, além da cobrança poder inviabilizar o acesso das pequenas e médias empresas brasileiras.

Por fim, levantaram-se os principais benefícios esperados pelas empresas após a conclusão e publicação do SICV Brasil, e as principais barreiras estimadas no uso do BD nacional, conforme a Figura 4.

Figura 4: a) Principais benefícios esperados, e b) barreiras quanto ao uso do SICV Brasil



No primeiro aspecto, 27,5% das empresas esperam que o SICV Brasil possa garantir melhoria na qualidade dos dados utilizados em estudos de ACV, 25,0% acreditam que o uso do SICV Brasil poderá trazer maior confiabilidade e credibilidade nos resultados de ACV da produção brasileira, 22,5% estimam poder participar na definição de políticas públicas, e 17,5% percebem o benefício do acesso gratuito aos dados de inventário dos

datasets publicados. No tocante às possíveis barreiras no uso do banco nacional, tem-se a escassez de *datasets* publicados (33,3%), a concentração de *datasets* somente em uma limitada categoria de produtos (25%), e a publicação de *datasets* não representativos da realidade brasileira (22,2%) como maiores destaques. Desse modo, Desse modo, o universo pesquisado indica que manter a atual política em ser um BD de acesso gratuito é relevante, pois contribuiria para o interesse do setor industrial na utilização do SICV Brasil. Também é interessante criar mecanismos que venham a dar maior credibilidade ao SICV Brasil no contexto nacional e internacional, sendo, que nessa linha, o uso do BD durante o **desenvolvimento de políticas públicas** pode ser desejável. Por exemplo, integrar o uso do SICV Brasil com Programas de Compras Públicas Sustentáveis e/ou junto a Rotulagem Ambiental poderiam ser formas viáveis de elevar a importância do BD não somente a níveis operacionais de realização de estudos de ACV mais consistentes com a realidade nacional, mas também a níveis estratégicos, de promoção da inserção do Pensamento do CVP na gestão dos processos de negócios das empresas nos mercados nacional e internacional.

Quanto às possíveis barreiras no uso do BD nacional, entende-se que deva ser adotada como prática dos gestores do SICV Brasil o incentivo aos diferentes setores produtivos para a elaboração de *datasets* de seus produtos, quanto o incentivo para que venham a ceder seus dados, garantindo, assim, tanto o povoamento do banco, quanto a diversidade econômica dos dados disponíveis. Outra importante iniciativa nesse tópico é a elaboração e divulgação do referido **guia de qualidade de *datasets***, o qual inclua questões que possam lidar a representatividade da realidade brasileira.

Conclusões

Uma das conclusões obtidas a partir dessa pesquisa é a importância de se incentivar a disponibilização de *datasets* que possuam qualidade e que contemplem a realidade brasileira. Para isso, foi destacada a necessidade de se criar um guia de qualidade de *datasets*. Afinal, de posse de tal documento, as empresas e outras partes interessadas teriam mais condições em saber exatamente sobre como proceder para a construção de *datasets* com qualidade e que reflitam o contexto brasileiro. Também há de se pensar em uma política de incentivo para as empresas, como por exemplo, um retorno sobre aspectos técnicos do *dataset* carregado dentro do SICV Brasil (revisão crítica de terceira parte). Através da revisão crítica dos *datasets* doados, as empresas receberiam *feedbacks* sobre aspectos técnicos dos *datasets* recebidos (eficiência energética e no uso de materiais, etc.), sendo que essas informações podem ser valiosas especialmente aos departamentos de gestão ambiental e/ou de sustentabilidade das empresas.

Outra iniciativa seria vincular o uso do SICV Brasil as políticas públicas de cunho ambiental e/ou de sustentabilidade no país (e.g., programas de compras sustentáveis, política de produção e consumo sustentável, rotulagem ambiental, selos verdes, etc.). Tais iniciativas, no médio e longo prazo, poderiam gerar mais valor ao uso do SICV Brasil, motivando as empresas brasileiras a utilizarem com mais frequência o BD em seus estudos de ACV e correlatos.

Outra conclusão está relacionada à importância de, pelo menos a curto e médio prazo, oferecer o acesso ao SICV Brasil de forma gratuita, contribuindo assim para a utilização do BD especialmente pelo setor empresarial brasileiro durante suas pesquisas de ACV feitas para produtos e processos nacionais.

Conforme foi discutido, os principais BDs adotados pelas empresas entrevistadas foram o ecoinvent, GaBi, USLCI e ELCD, sendo que o uso dos mesmos está, na maioria das vezes, associado a utilização de softwares de ACV específicos. Portanto, disponibilizar também o acesso ao SICV Brasil diretamente a partir desses softwares existentes parece ser uma alternativa viável em prol da ampliação do uso BD nacional pelo setor empresarial no curto e médio prazo.

Por fim, também ficou evidenciada a necessidade de no curto e médio prazo serem desenvolvidos mecanismos para lidar com a garantia da confidencialidade de dados, pois ainda há de se pensar nos provedores de dados que

por questões estratégicas não desejem terem detalhes de seus *datasets* divulgados publicamente. Para esse tipo de provedor de dados seria possível indicar a possibilidade de receber *datasets* agregados verticalmente ou que contemplassem a média do setor (média horizontal). Além disso, seria necessária a criação de um modelo de formulário/declaração de confidencialidade de dados que garanta aos provedores sigilo das informações doadas ao SICV Brasil.

Agradecimentos

Os autores agradecem Ao Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão e à União Europeia que financiaram a realização desse estudo por intermédio do projeto "Apoios aos Diálogos Setoriais UE-Brasil – Fase III", processo Nº C&TE0025. Diogo A. Lopes Silva também agradece à "Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo" – FAPESP, processo N° 2013/06736-9.

Referências bibliográficas

CHERUBINI, E.; RIBEIRO, P. T. (2015). *Diálogos Setoriais Brasil e União Europeia: desafios e soluções para o fortalecimento da ACV no Brasil*. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, Brasília: 2015. ISBN: 9788570131058.

INSTITUTO BRASILEIRO EM CIÊNCIA E TECNLOGIA. (2016). *O que é SICV?* Disponível em: http://acv.ibict.br/banco-nacional/o-que-e-sicv/. Acesso em 11 Abr 2016.

GUINÉE, J. B. et al. (2011). Life cycle assessment: past, present, and future. *Environmental Sicence & Technology*, v. 45, n. 1, p. 90-96.

THORN, M. J.; KRAUS, J. L.; PARKER, D. R. (2011). Life-cycle assessment as a sustainability management tool: strengths, weaknesses, and other considerations. *Environmental Quality Management*, v. 20, n. 3, p. 1–10.

Conjuntos de Dados da Produção de Palma para a Realidade Brasileira

Marcelo Langer[1,2]; André Critchii Junior[1]; Karina Guedes Cubas do Amaral[1]; Sérgio Tadeu de Almeida[1],Jéssyca Mariana de Oliveira[1]; Nilton Luiz Carraro[1]; Paola Karina Sanchez Ramirez[1];Cássia Marie Lie Ugaya [1,3].

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)
[2]Pesquisador Observatórios Sesi/Senai/IEL PR. marcelo.langer@pr.senai.br
[3]*Bolsista Produtividade do CNPq*

Resumo. *A expectativa é que em 2030, 10% da matriz energética nacional será composta por biodiesel e outras energias renováveis (EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA, 2014). A produção de biodiesel cresceu cerca de 10% entre 2012 e 2013, sendo as matérias-primas soja e sebos bovinos responsáveis por 96% da produção total (MINELLI, 2012). A Palma de Óleo é considerada como a fonte de produção do biodiesel, ainda que o óleo produzido a partir desta espécie agrícola seja inferior a 1% do total produzido , e a produção brasileira do óleo de Palma corresponde a menos de 5% da sua produção total mundial (MINELLI, 2012). No Brasil o plantio da Palma de Óleo está concentrado no estado do Pará (93%) (YOKOYAMA,2015), devido à adaptação da espécie às condições edafoclimáticas da região. As pesquisas brasileiras são restritas e poucas se dedicam à avaliação de ciclo de vida da Palma de Oleo e à construção de bases de dados e inventários de emissões. Na maioria dos estudos nacionais e internacionais são considerados os inventários e cálculos com base nos dados da Malásia e Indonésia. Este trabalho teve como objetivo apresentar um inventário de emissões dos processos de produção de Palma de Óleo no estado do Pará, no Brasil, contribuindo para estabalecer bases para uma pesquisa mais aprofundada sobre o cultivo da Palma, seus benefícios e impactos no Brasil. A coleta de dados foi estabelecida por meio de levantamento de dados e informações bibliográficas disponíveis em estudos e pesquisas de instituições nacionais, considerando o fluxo de referência como sendo o quilo de emissão por quilo de Palma ($kg.kg^{-1}$) para a região do Pará. Foram calculadas as emissões da NH_3 para o ar; N_2O, NO_x, NO_3 lixiviado, PO_4 lixiviado, PO_4 percolado, PO_4 erodido e metal pesado para a água e o solo de acordo com o guia "Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems". Os resultados obtidos para as emissões dos processos produtivos da Palma de Óleo no estado do Pará, no norte do Brasil permitiram compara-los aos inventários de emissões da Palma de Óleo produzidas na Malásia e Colômbia. Foi verificado que a adaptação do inventário traz benefícios para avaliação das emissões da Palma de Óleo, pois considerada as características edafoclimáticas, os processos produtivos, as tecnologias e sistemas de gestão locais na produção da Palma de Óleo, e assim foi possível obter os valores de impactos negativos e positivos mais precisos para a espécie no contexto nacional.*

Palavras-chave. *Palma de Óleo; Dendê; Avaliação de Ciclo de Vida; Inventário do Ciclo de Vida.*

Introdução

Pesquisas por alternativas para geração de novos combustíveis, principalmente de fontes renováveis, acessíveis e de baixo potencial poluidor, tornam-se cada vez mais relevantes no cenário atual (LEITE; LEAL, 2007). O Brasil apresenta grande potencial para cultivos vegetais com fins de produção de biodiesel, quer seja pela extensão territorial, clima, qualidade dos solos ou custos. Em 2004, foi lançado o Programa Nacional de Produção de Biodiesel, estabelecendo a obrigatoriedade ao uso do biodiesel nos combustíveis Petrodiesel, havendo maior concessões de impostos aos pequenos produtores no Norte e Nordeste brasileiro (DA COSTA et al., 2006).

O Óleo de Palma vem se tornando uma excelente opção para a produção de biodiesel. A fim de conhecer melhor os impactos potenciais, existem alguns estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) do cultivo da Palma de Óleo e da produção do biocombustível (DA COSTA, 2007; FERNANDES, 2009, ROCHA, 2011, QUEIROZ, 2011), entretanto, alguns estudos apresentam incompatibilidades às áreas geográficas brasileiras de maior cultivo da espécie (ROCHA, 2011).

Esta estudo foi realizado na disciplina de Inventário de Ciclo de Vida de Produtos oferecido pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná no ano de 2015 e teve como objetivo realizar o exercício de construção de um conjunto de dados para produção da Palma de Óleo no estado do Pará no norte do Brasil, uma vez que 93% da

área de cultivada da Palma de Óleo está localizada nesta região (YOKOYAMA, 2015), comparando-o aos dados de Inventários existentes para o cultivo da Palma na Malásia e na Colômbia.

Método

Para o desenvolvimento desta pesquisa foram coletados dados das características da Palma de óleo e da região avaliada, produtividade e entradas. Estes dados foram coletados por meio de levantamento de estudos setoriais, instituições de pesquisa de agricultura brasileira, câmaras de comércio, relatórios governamentais e artigos científicos, base de dados do *ecoinvent v 3.0* e *v3.1*, *Scielo*, Periódicos Capes e Google Acadêmico. O período de referência dos dados brasileiros para o cultivo da Palma foi de 1985 a 2015.

Foram calculados valores de emissões para o ar da Amônia (NH_3), do Óxido Nitroso (N_2O) e dos óxidos de Nitrogênio (NO_x); emissões do Nitrato (NO_3) lixiviado para a água; Fosfato (PO_4) percolado, PO_4 lixiviado, PO_4 erodido para água; e emissões de metais pesados para água e para solo, de acordo com os métodos de cálculos apresentados (NEMECEK; SCHNETZER, 2012). Os dados coletados foram tratados e comparados ao conjunto de dados existente no *ecoinvent v3.0* para Malásia e Colômbia, utilizando como fluxo de referência quilo de emissão por quilo de Palma ($kg.kg^{-1}$).

Dados

A Palma pertence à família das *Arecaceae* (MÜLLER, DE ANDRADE, 2010; PÁDUA, 2012), como cacho podendo medir 50,0 cm de comprimento, 35,0cm de largura e pesar 30,0kg. O ciclo da planta considerado para esta pesquisa é de 28 anos, com produção de frutos somente a partir do 3° ano (RODRIGUES *et al.*, 2010). Outras fontes de dados utilizadas para os cálculos das emissões encontram-se na tabela 1.

Tabela 1. Fonte de dados utilizados para cálculos de emissões.

Dados	Dados específicos	Fonte
Planta	**Produtividade**	Rebello (2012)
	Profundidade da raiz	Ilkiu-Borges et al. (2009)
	Tempo de vida da Palma	Franzini e Silva (2012)
	Área ocupada por um cacho	Furlan Junior (2006)
	Massa de um cacho	Furlan Junior (2006)
Solo	**Teor de argila**	Ramos et al. (2014)
	Espessura do solo	De Carvalho et al. (2014)
	Inclinação do terreno	De Freitas et al. (2010)
	Fertilizante (ureia)	De Albuquerque (2000)
	Teor de erosão	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Fertilizante NPK	Marzullo (2007)
	Irrigação	Da Veiga e Pandolfo (2010)
Clima	**Precipitação**	Média de autores: Ramos et al. (2014), Pacheco et al. (2009)
Emissão de N	Teor de nitrogênio na ureia	De Albuquerque (2000)
	Fator de emissão da amônia	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Ureia residual	Ferreira et al. (1998)
	Nitrogênio residual das folhas	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Nitrogênio residual das estirpes	Furlan Junior (2006)
	Porcentagem de engaço	Furlan Junior (2006)
	Nitrogênio residual no engaço	Furlan Junior (2006)
	Estoque de carbono	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Densidade do solo	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Densidade (bulk)	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Volume do solo	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Razão do nitrogênio orgânico	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Razão do carbono e nitrogênio	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Adsorção do nitrogênio do NPK	Marzullo (2007)
Emissão de P	Quantidade de fosforo no superfosfato simples	Bissani et al. (2004)
	Quantidade de P2O5 utilizada no ano	De Albuquerque (2000)
	Quantidade de P2O5 transformado em efluente	Schmidt (2004, apud Da Costa,2007)

	líquido	
	Quantidade média de fosforo lixiviada para água subterrânea	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Média da quantidade de P aplicada no solo em 28 anos	Franzini e Silva (2012)
	Porcentagem de P reativo no P_2O_5	Franzini e Silva (2012)
	Quantidade média de fosforo perdido através de escoamento para categoria de uso do solo	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Quantidade de solo erodido	Lopes et al. (1999)
	Teor de fosforo no solo superior	Zaharah (1985)
	Fator de enriquecimento para o fosforo	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Fração de solo erodido que chega ao rio	Nemecek e Schnetzer (2012)
Emissão de Metais	Massa de Cu, Pb, Cr e Hg	Brasil (2005)
	Massa de Cd, Zn eNi	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Deposição atmosférica dos metais	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Emissões dos metais	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Teor dos metais no solo	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Fator de erosão do solo	Nemecek e Schnetzer (2012)
	Fator de acumulação	Nemecek e Schnetzer (2012)

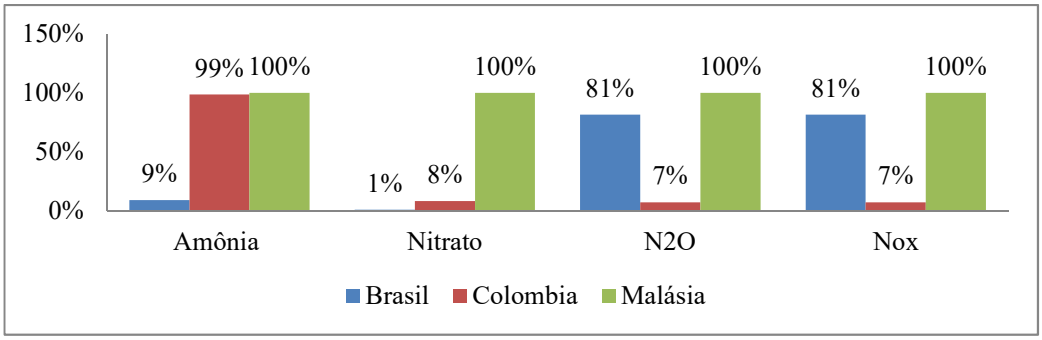
Continuação da Tabela 1.

Resultados

Com base nos resultados das emissões de Nitrogênio para o cultivo da Palma no Brasil foi possível compara-las aos dados da Malásia e da Colômbia, disponíveis no *ecoinvent v3.1*. Como os dados de emissão do Nitrogênio para a Malásia são os mais elevados, estes dados foram utilizados como referência para o desenvolvimento da análise comparativa apresentada na Figura 1.

Na Figura 1, é possível observar que no Brasil as emissões de Nitrogênio mais significativas são as do óxido nitroso (N_2O) e óxidos de Nitrogênio (NO_x). No cultivo da Palma na Colômbia destacam-se as emissões de Amônia (NH_3), e na Malásia todos os tipos de emissões de Nitrogênio no cultivo da Palma tiveram relevante significância.

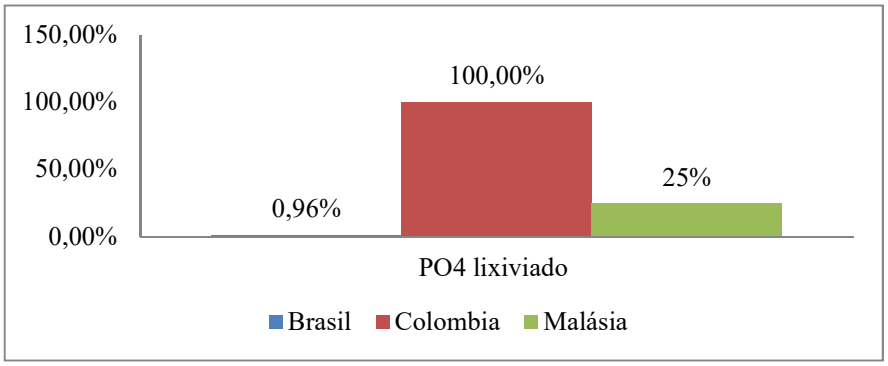
Figura 1 – Gráfico comparativo dos resultados das emissões de Nitrogênio para o ar, para o Brasil, Colômbia e Malásia.



Fonte: Os autores, 2016.

As emissões de fósforo para a água acontecem por meio de fosfato lixiviado, erodido e percolado. Porém a base de dados apresenta apenas os valores para o fosfato lixiviado, portanto a comparação dos valores entre os três países só foi possível no que diz respeito a este tipo de emissão (Figura 2). A Colômbia apresenta o valor de emissão mais elevado, portanto, para este caso a emissão da Colômbia foi tomada como referência. Brasil e a Malásia apresentam emissões de 1% e 25% respectivamente do valor total emitido pela Colômbia para o PO_4 lixiviado.

Figura 2. Emissões de fosfato PO_4 lixiviado.



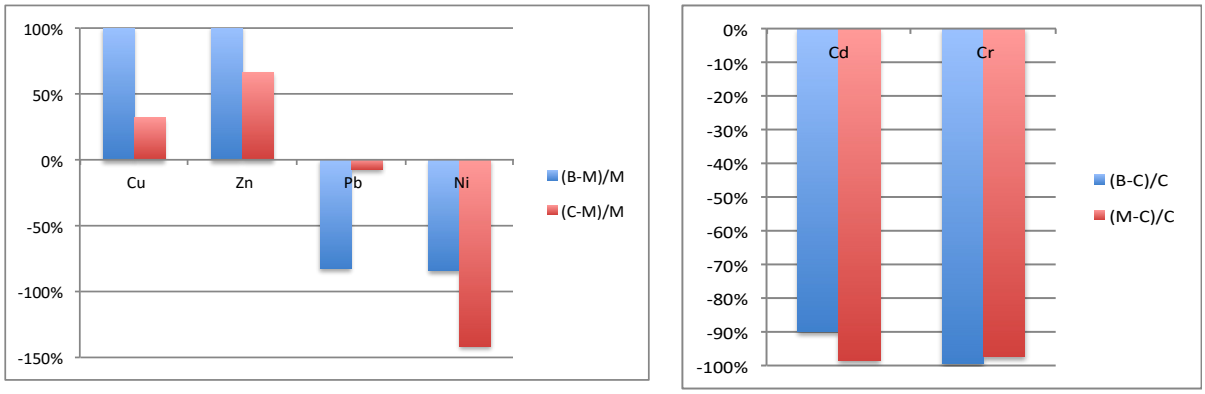
Fonte: Os autores, 2016.

No Brasil, ainda não existem estudos a respeito da quantidade de metais pesados presentes nos fertilizantes fosfatados, havendo somente uma instrução normativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (BRASIL, 2005) para a regulação dos metais pesados nos fertilizantes. Para este estudo foram considerados os metais pesados: Arsênio (As), Níquel (Ni), Cobre (Cu), Bário (Ba), Zinco (Zn) Cádmio (Cd), Cromo (Cr), (Mercúrio) (Hg), Chumbo (Pb) e Estrôncio (Sr). Portanto os valores encontrados para as emissões no cultivo brasileiro, podem ser mais elevados do que a realidade, uma vez que foram utilizados os valores máximos estabelecidos pela normativa. Além disso, não foi considerada a absorção de Cu e Zn pela planta, porém no cálculo das emissões da Malásia e da Colômbia estes elementos foram considerados pois, são metais necessários no desenvolvimento da palma. Para fins informativos dos dados de emissões, os metais pesados foram comparados em módulo.

Na Figura 3 (a), o gráfico de emissões dos metais foi elaborado de forma comparativa entre Brasil e Malásia; e Colômbia e Malásia respectivamente. As emissões dos metais Cobre (Cu) e Zinco (Zn) oriundas do cultivo da Palma no Brasil são superiores as relatadas para a Malásia (aproximadamente 100% superiores as da Malásia). Em relação as emissões da Colômbia para estes metais, estas também são superiores as da Malásia, entretanto inferiores aos do Brasil. Para o Chumbo (Pb), as emissões calculadas para o Brasil e Colômbia são inferiores as registradas para a Malásia em aproximadamente 80% e 5% respectivamente. Em relação ao Níquel (Ni), as emissões da Malásia são superiores às do Brasil e da Colômbia em aproximadamente 80% e 140%, respectivamente.

Na Figura 3 (b), o gráfico foi elaborado de forma comparativa entre Brasil e Colômbia; e entre Malásia e Colômbia. Foi possível visualizar que tanto o Brasil como a Malásia emitem menos Cd e Cr que a Colômbia (%), respectivamente.

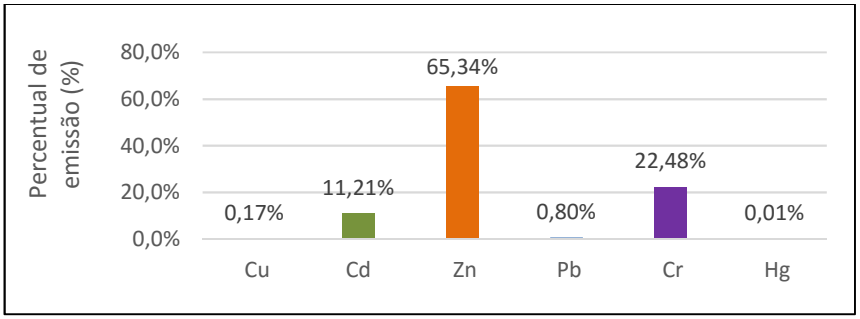
Figura 3. Emissões de metais pesados para o solo para o Brasil, Colômbia e Malásia.



(a) (b)

Em relação as emissões dos metais pesados para água, não foi possível comparar os resultados obtidos neste estudo brasileiro aos sistemas de cultivo da Colômbia e nem aos da Malásia, uma vez que não há resultados para estas emissões na base de dados do *ecoinvent v3.1*. Nemecek e Schnetzer (2012) apontam a necessidade de inclusão destas emissões.

Figura 4. Gráfico de emissões de metal pesado para a água no Brasil.



Pela Figura 4 é possível observar que o Zn apresenta a maior contribuição de emissões de metais pesados para o compartimento água no cultivo da Palma no Brasil.

Considerações Finais

O conjunto de dados da produção de Palma de Óleo do Pará para ACV foi elaborado. A comparação das emissões ocorridas neste processo, na Colômbia e na Malásia foi efetuada, mostrando diferenças significativas, tanto a maior quanto a menor, dependendo do fluxo elementar. Entretanto, não foi possível estabelecer as razões das diferentes taxas de emissões encontradas no cultivo da Palma nas três regiões analisadas. O cultivo no Brasil apresentou menor emissão de Nitrogênio e Fosfato lixiviado. No que diz respeito aos metais, apenas a emissão de Cu e Zn superou a da Malásia e Colômbia.

Estas comparações mostram que os resultados são diretamente influenciados pela forma de cultivo, condições climatológicas, geológica e geográfica do país etc., pois foram evidenciadas diferenças significativas entre os *Datasets*. As emissões dos metais pesados para a água foram levantadas para o Brasil e como não há dados

disponíveis para emissões da Malásia e Colômbia, não foi possível estabelecer comparações entre os países para este tipo de emissões.

Este estudo foi realizado com objetivos de aprendizagem disciplinar, tendo cumprido seus objetivos e servindo de base para a continuidade do desenvolvimento de um Inventário de emissões no cultivo da Palma no Brasil de acordo com a técnica da Avaliação do Ciclo de Vida e que valide os dados utilizados para os cálculos de emissões no cultivo da Palma de Óleo no estado do Pará. Contudo, como exercício de desenvolvimento de um inventário para ACV, o estudo cumpriu com seus objetivos e permitiu perceber as diferenças nas taxas de emissões, quando comparadas as emissões produzidas nos cultivos da Palma de Óleo na Malásia e Colômbia.

Uma vez que o objetivo deste estudo foi realizar o exercício de construção de um conjunto de dados para o inventário de emissões do cultivo da Palma de Óleo no Brasil, alguns resultados absolutos ou comparativos não foram possíveis de explicar, pois seriam necessárias pesquisas complementares para a confirmação das condições edafoclimáticas, técnicas de cultivo, insumos agrícolas empregados, produtividades, técnicas de manejo e razões das diferenças entre os países considerados.

As limitações deste estudo encontram-se nos dados utilizados, uma vez que foram dados coletados de outros estudos e não coletados *in loco*, tanto para metais pesados como demais elementos e emissões. Da mesma maneira alguns dados de solo que não representam especificamente a região em estudo. Entretanto este estudo pode ser caracterizado como uma primeira etapa, para pesquisas futuras sobre as características, impactos, inventário de emissões no cultivo de Palma de Óleo no Brasil.

Desta forma, surge oportunidade para realização de futuras pesquisas, incluindo a coleta de dados gerais na região, dados de adubação convencional e orgânica adicionada, defensivos agrícolas, emissões de transporte agrícola, melhor descrição das características edafoclimáticas para a região considerada por este estudo, estudo de emissões de metais pesados tanto para a água como para os solos regionais.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq e CAPES..

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE OLEO DE PALMA (ABRAPALMA). 2015. Sobre a Palma. Pará. Disponível em: <http://www.abraPalma.org/pt/sobre-o-fruto-de-Palma/>. Acesso em 15/08/2015.

BISSANI, C. A. 2004.Estratégias de aplicação do fertilizante nitrogenado em sistema de associação das culturas de milho e Brachiaria brizantha em plantio direto.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2005. Projeto de instrução normativa SDA – limites máximos de agentes fitotóxicos, patogênicos ao homem, animais e plantas, metais pesados tóxicos, pragas e ervas daninhas admitidos nos fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes. Secretaria de Defesa Agropecuária, Portaria nº 49.

DA COSTA, R. E.; LORA, E. E. S.; YÃNEZ, E.; TORRESE. A. 2006. Balanço energético preliminar da produção do biodiesel de óleo de Palma para as condições do Brasil e da Colômbia. São Paulo

DA COSTA, R. E. 2007. Inventário do ciclo de vida do biodiesel obtido a partir do óleo de Palma para as condições do Brasil e da Colômbia. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Energia) - Universidade Federal de Itajubá.

DA VEIGA, M.; PANDOLFO, C. M. 2010. Uso de estercos como fertilizante e o potencial impacto nos recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Simpósio Produção Animal e Recursos Hídricos. p. 21.

DE ALBUQUERQUE, S.G. 2000. Cultivo da palma forrageira no sertão do São Francisco. Embrapa.

DE CARVALHO, W. R.; VASCONCELOS, S. S.; RAMOS, H. M. N.; RODRIGUES, S. J. S. de C.; RODRIGUES, P. G.; SOUZA, C. M. de A. 2014. Estoque de carbono e densidade do solo em cultivo de Palma de Óleo na Amazônia Oriental. III Simpósio de Estudos e Pesquisas em Ciências Naturais e Tecnologia. Belém - PA, p.292-301.

DE FREITAS, P. L.; RAMALHO FILHO, A.; DA MOTTA, E. F.; TEIXEIRA, W. G. 2010. Planejamento conservacionista e procedimentos para a instalação de Palmares na Amazônia. Cap.1. Parte 2 - Produção e Manejo Sustentáveis para a Cultura da Palma de Óleo na Amazônia. In.: Zoneamento Agroecológico, Produção e Manejo para a Cultura da Palma de Óleo na Amazônia. EMBRAPA, Rio de Janeiro. 216 p.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA – EPE, (Brasil). 2014. Balanço Energético Nacional 2014: Ano base 2013 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro: EPE.

FERNANDES, I. L. 2009. Avaliação energética e ambiental da produção de óleo de dendê para biodiesel na região do baixo sul, Bahia, Brasil. 2009. 158f. Dissertação (Mestrado)- Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC, Ilhéus, Ba.

FERREIRA, W. A.; BOTELHO, Sonia M.; VILAR, Roberto, R. L. 1998. Resíduos da Agroindústria do Dendê: Caracterização e Equivalência em Fertilizantes. EMBRAPA. Belem-PA.

FRANZINI, V. I. de; SILVA, A. R. B. 2012. Adubação fosfatada para Palma de Óleo.

FURLAN JUNIOR, J. 2006. Dendê: Manejo e Uso dos Subprodutos e dos Resíduos. Embrapa Amazônia Oriental. Belem-PA. p. 12.

ILKIU-BORGES, Fernanda; SILVA, Edilson Freitas da; BOARI, Alessandra J.; SOUZA, Denis P.; SANTANA, Wendell S.; CARVALHO, Luis C. N. 2009. Curso sobre a Cultura do Dendezeiro. EMBRAPA. Manaus-AM.

LEITE, R. C. de C.; LEAL, M. R. L.V. 2007. O biocombustível no Brasil. São Paulo. SP.

LOPES, O. M. N.; RODRIGUES, T. E.; DE OLIVEIRA JUNIOR, R. C. 1999. Determinação de perdas de solo, água e nutrientes em Latossolo Amarelo, textura argilosa do Nordeste paraense. Embrapa Amazônia Oriental. Boletim de pesquisa.

MARZULLO, Rita de C. M. 2007. Análise de Ecoeficiência dos Óleos Vegetais Oriundos da Soja e Palma, Visando a Produção de Biodiesel. 2007.303f. Dissertação (Mestre em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MINELLI, J. C. 2012. Biodiesel e Palma – Demanda e Oportunidades. Associação dos Produtores de Biodiesel do Brasil – ABPROBIO. In.: Câmara Setorial da cadeia Produtiva da Palma de Óleo. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento.

MÜLLER, A. A.; DE ANDRADE, E. B. 2010. Aspectos gerais sobre a fenologia da cultura da Palma de óleo. Cap. 2. Parte 2 - Produção e Manejo Sustentáveis para a Cultura da Palma de Óleo na Amazônia. In.: Zoneamento Agroecológico, Produção e Manejo para a Cultura da Palma de Óleo na Amazônia. EMBRAPA, Rio de Janeiro, RJ. 216 p.

NEMECEK T.; SCHNETZER J. 2012. Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agriculture production systems. Data v3.0.

PACHECO, Nilza A.; BASTOS, Therezinha X.; BOTELHO, Sonia M.; POLTRONIERI, Marly, C.; CORDEIRO, Adriana H. F.; SANTIAGO, Alailson V. 2009. Potencial Agroclimático da Região de Tomé-Açú para Cultivo de Helicônias. EMBRAPA.

PÁDUA, M. S. 2012. Germinação in vitro, indução e caracterização de massas pró-embriogênicas de dendezeiro (ElaeisguineensisJacq.). Dissertação (Mestrado em Biotecnologia Vegetal), Universidade Federal de Lavras. Lavras-MG. 120f.

QUEIROZ, A. G. 2011. Avaliação do ciclo de vida de biodiesel de dendê produzido na Amazônia/Aldo Gomes Queiroz; orientadores, Luiz Ferreira de França e Marcos Ximenes Ponte. – Belém – 2011. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Pará. Instituto de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Naturais da Amazônia.

RAMOS, H. M. N.; RODRIGUES, S. J. S. de C.; ALCÂNTARA, M. M. D.; VASCONSELOS, S. S.; FELIZZOLA, J. F.; DE OLIVEIRA, I. F. 2014. Fluxo de Óxido Nitroso (N2O) e Metano (CH4) do Solo em Cultivos de Palma de Óleo em Sistemas Agroflorestais na Amazônia Oriental.III Simpósio de Estudos e Pesquisas em Ciências Naturais e Tecnologia. Belém-PA, p.416-423.

REBELLO, F. K. 2012. Da lenha ao óleo de Palma: a transformação da agricultura no Nordeste Paraense / Fabrício Khoury Rebello; orientador [:] Alfredo KingoOyamaHomma. 321 f.: il.

ROCHA, T. B. 2011. Harmonização de inventários de ciclo de vida de biocombustíveis do Brasil. Curitiba.

RODRIGUES, M. do R. L.; TEIXEIRA, P. C.; DE MACEDO, J. L. V.; DA CUNHA, R. N. V.; LOPES, R.; DA ROCHA, R. N. C; TEIXEIRA, W. G. 2010. Avaliação do estado nutricional e manejo da fertilidade do solo para a produção sustentável da cultura da Palma de óleo na Amazônia. Cap. 6. Parte 2 - Produção e Manejo Sustentáveis para a Cultura da Palma de Óleo na Amazônia. In.: Zoneamento Agroecológico, Produção e Manejo para a Cultura da Palma de Óleo na Amazônia. EMBRAPA, Rio de Janeiro, RJ, 216 p.

SCHMIDT, J. H. 2007. Life Cycle Assessment of Rapessed Oil and Palm Oil. Parte 3: Life cycle inventory of rapeseed oil and palm oil. Tese de Ph.D, Department of Development and Planning Aalborg University, 276 p.

YOKOYAMA, R. 2015. A palma no Mundo e no Brasil – conjunturas atual e futuras. Associação Brasileira Produtores da Palma, ABRAPALMA. In.: Conjuntura Futura 16° Palma. Disponível em:<https://www.google.com.br/webhp?sourceid=chrome-instant&ion=1&espv=2&ie=UTF-8#q=Conjuntura+futura+16+Roraima>. Acessoem 20.08.2015.

ZAHARAH, A. R.; HAWA, J.; SHARIFUDDIN, H. A. H. 1985Accumulation and migration ofphosphate applied as rock phosphate in an oil palm plantation. Pertanika, v. 8, n. 3, p.317-321.

Sugestão de Inventário para Gases de Efeito Estufa para Produtos com Disposição Final em um Aterro Sanitário

Rafael Batista Zortea[1] e Vinícius Gonçalves Maciel[2], 3BL do Brasil – Sustentabilidade e Resultado[3]

[1]IFSUL - Instituto Federal Sul-rio-grandense, rafael@sapucaia.ifsul.edu.br
[2]PUC-RS –PontifíciaUniversidadeCatólica do Rio Grande do Sul, vinicius.maciel@acad.pucrs.br
[3]3BL do Brasil – Sustentabilidade e Resultado, 3bldobrasil@gmail.com

Resumo. Com a promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, somada a exigência do Governo Federal para que os municípios venham também a atender as diretrizes nacionais para o saneamento básico, verificou-se que na grande maioria dos municípios brasileiros foi escolhido o aterro sanitário como o processo de destino final mais viável dentro dos quesitos mínimos de exigência ambiental. Desta maneira, o trabalho em questão busca fornecer informações a respeito dos gases de efeito de estufa gerados para um produto em geral, com características de biodegradabilidade. O mesmo busca englobar a etapa de transporte, ou seja, desde uma Estação de Transbordo até o Aterro Sanitário, assim como a etapa final que contempla as emissões de biogás do próprio aterro e a operação das retro-escavadeiras. Desta maneira os dados resultantes servem como uma sugestão de inventário contemplando somente a etapa final do ciclo de vida de um produto, assim como auxiliar no entendimento dos processos que mais contribuem para as emissões dos gases de efeito estufa neste caso específico. Para termos de quantificação dos processos integrantes da etapa de disposição final, partiu-se de algumas premissas como: distância entre a unidade de transbordo e o aterro, capacidade de caminhão, horas de trabalho da retro-escavadeira, quantidade de resíduos transportada e densidade do mesmo. Assim, baseado nos requisitos definidos no trabalho, verificou que para um aterro com uma capacidade média de 300 t/dia, as emissões de gases de efeito estufa, considerando um período de operação de 20 anos são da ordem de 4,5 t de CO_2 eq./ dia, sendo que as operações de deslocamento e compactação dos resíduos contribuem com mais de 80% das emissões, valendo destaque para as contribuições dos caminhões.

Palavras-chave. Aterros sanitários, biogás, efeito estufa, inventário

Introdução

As diretrizes nacionais para o saneamento básico (Lei nº 11.445/2007) e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010) tratam-se de importantes instrumentos no auxílio para o avanço do País no enfrentamento dos principais problemas ambientais, entre eles, a destinação dos resíduos sólidos (BRASIL, 2007; BRASIL, 2010). Desta forma, não se pode ignorar que estes dois instrumentos ajudaram no aumento da destinação de resíduos sólidos de forma adequada pelos municípios brasileiros (Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2016).Este mesmo autor divulga um diagnóstico onde a representação dos municípios brasileiros participantes do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – Serviços de Resíduos Sólidos (SNIS-RS) em 2014, segundo percentual da população urbana, foi de 86,1%. Ainda, este mesmo autor coloca que as unidades por disposição no solo (lixões, aterros sanitários e aterros controlados) representam 73% do total de unidades de processamento de resíduos sólidos então cadastradas no SNIS-RS, o que equivale a uma massa total recebida de cerca de 59 milhões de toneladas de resíduos sólidos no ano de 2014. Além disso, ao se contemplar somente os resíduos de coleta domiciliar a categoria: disposições no solo acabam englobando quase 85% destas destinações de resíduos sólidos. Também, Abrelpe (2014) coloca que a destinação final de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) está direcionada 58,4% para aterros sanitários, 24,2% para aterros controlados e 17,4% para lixões. Desta maneira verifica-se a importância que a alternativa de tratamento final de resíduos através da disposição no solo, principalmente os domiciliares, possui no contexto brasileiro. Portanto, diante da necessidade de se entender que tipos de impacto e em que magnitude os mesmos ocorrem devido a esta escolha, este trabalho tem o intuito informações a respeito dos gases de efeito estufa (GEE) gerados dentro de um aterro sanitário, considerando

produtos com características de biodegradabilidade. A intenção deste estudo é mensurar as emissões de GEE na etapa final do ciclo de vida buscando contemplar todas as atividades e processos que integram esta etapa.

Metodologia

Para a determinação dos valores de emissão de GEE, utilizaram-se premissas e dados de operação coletados junto a uma empresa do ramo de Manejo e Disposição de Resíduos Sólidos situada na cidade de Pelotas estremo sul do estado do Rio Grande do Sul. O inventário foi calculado tomando como referência tanto dados existentes de um aterro já em operação como também do projeto do novo aterro. A fim de quantificar estas emissões e disponibilizar dados para a conversão em uma futura unidade funcional levantou-se dados (estimados) dos resíduos sólidos domiciliares apresentados pelo Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de autoria da Prefeitura Municipal de Pelotas. Desta maneira, aTabelaTabela apresenta os dados de previsão de geração de resíduos urbanos para o período entre 2016 e 2036 no município de Pelotas, dados estes empregados no estudo.

Tabela 1. Geração de Resíduos Urbanos

Ano	t/dia	Ano	t/dia	Ano	t/dia	Ano	t/dia
2016	218,6	**2022**	266,7	**2027**	314,9	**2032**	371,8
2017	226,0	**2023**	275,7	**2028**	325,5	**2033**	384,3
2018	233,6	**2024**	285,1	**2029**	336,5	**2034**	397,3
2019	241,5	**2025**	294,7	**2030**	347,9	**2035**	410,7
2020	249,6	**2026**	304,6	**2031**	359,6	**2036**	424,5
2021	258,0						

Fonte: (Prefeitura Municipal de Pelotas, 2014)

Vale ressaltar que as emissões calculadas provêm de 3 fontes distintas: caminhões, maquinário (escavadeiras e tratores que operam na compactação dos resíduos) e no biogás a ser emitido pelo próprio aterro. Desta forma, estes itens são abordados por tópicos a fim de detalhar cada uma das metodologias de cálculo.

Caminhões

A queima de combustível fóssil por motor a combustão é uma importante fonte geradora de gases de efeito estufa (IPCC, 2013). Neste contexto, é importante considerar a logística de transporte dos resíduos da estação de transbordo até o aterro, assim como as emissões decorrentes do processo de disposição e acomodação.

As emissões do transporte dos resíduos foram calculadas a partir do Software Simapro® e um caminhão modelo EURO IV da base de dados da Ecoinvent foi empregado e o método de caracterização IPCC 2007, além dos seguintes dados:

Distância entre a unidade de transbordo e o aterro =~21km

Capacidade do Caminhão = 14m^3/viagem

Massa transportada diariamente = 304,61 t/dia

Densidade do resíduo =0,37 t/m^3

Cabe salientar que a massa transportada diariamente foi estimada a partir da média de geração de resíduo urbano entre 2016 a 2036 e a densidade extraída do Plano Municipal de Gestão integrada de Resíduos sólidos do

município de Pelotas (Prefeitura Municipal de Pelotas, 2014). Portanto, a partir destes dados foi possível estimar que a emissão média diária.

Maquinário

A geração de gases de efeito estufa a partir dos maquinários empregados para acomodação dos resíduos foi estimada a partir do Simapro®. Um modelo de retroescavadeira da base de dados do Ecoinvent e o método de caracterização IPCC 2007 foi utilizado para calcular as emissões. Levou-se em consideração seu funcionamento por 24 horas/dia

Geração do Biogás

Para previsão da produção de biogás no aterro sanitário foi empregado o modelo LandGem 3.02v. Também chamado de LandfillGasEmissionModel (Landgem), desenvolvido pela US Environmental ProtectionAgency–USEPA (Em português: Agência Americana de Proteção Ambiental). Este modelo possuí reconhecida base científica, sendo empregado em vários países, inclusive no estudo do potencial de geração de energia nos municípios brasileiros realizado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007). Vale destacar que para este estudo foi considerado uma taxa de emissão de 50% de metano e 50% de dióxido de carbono.

O método contabiliza quantidades e variações de gases na vida de um aterro e é expresso pela seguinte equação de primeira ordem:

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=0.1}^{1} kL_o \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}}$$

Onde:

Q_{CH4}= Geração anual de metano no ano Ti (m^3/ano)

i= 1 ano

n = (ano do calculo) – (ano de inicio da disposição dos resíduos)

j = 0,1 anos

k = razão de geração de metano (anos-1) (padrão: 0,05 USEPA)

L_0 = Capacidade de geração de metano (m^3/t)

Mi= massa de resíduos disposto em i anos (t)

t_{ij} = tempo desde o início da disposição do aterro (anos)

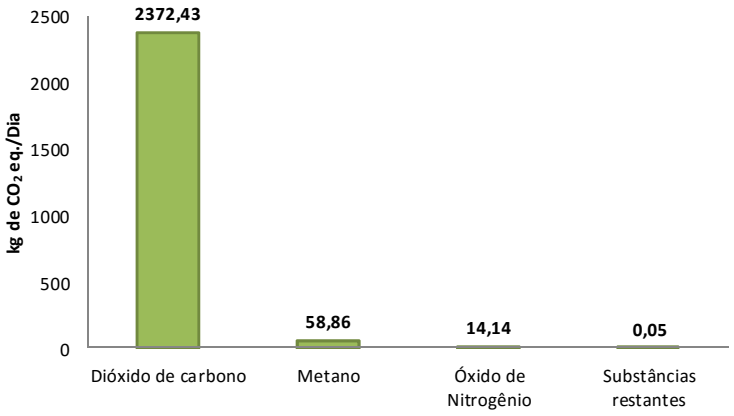
Resultados e Discussão

Para que o leitor tenha um fácil entendimento, os resultados alcançados também serão apresentados por tópicos, seguindo as respectivas abordagens de cálculo.

Caminhões

No caso dos caminhões, a emissão média diária estimada foi de 2445 kg CO_2 eq./dia, sendo que as principais substâncias que contribuem para estas emissões são apresentadas na Figura 29.

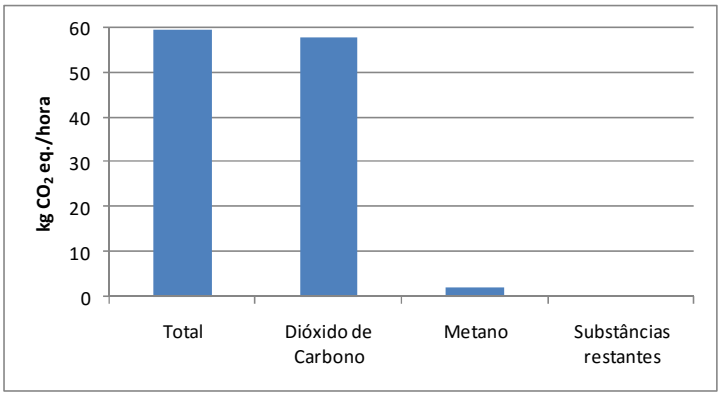
Figura 29. Emissões de Gases de Efeito Estufa por caminhões



Maquinário

No caso dos maquinários, tomando como base uma hora de trabalho, a escavadeira hidráulica emite 59,7 kg de CO_2 eq., levando-se em consideração seu funcionamento por 24 horas/dia as emissões totais de gases de efeito estufa são da ordem de 1432,85 kg CO_2 eq./dia. As substâncias e as emissões totais de gases de efeito estufa para a operação de uma escavadeira hidráulica por hora são apresentadas na Figura 30.

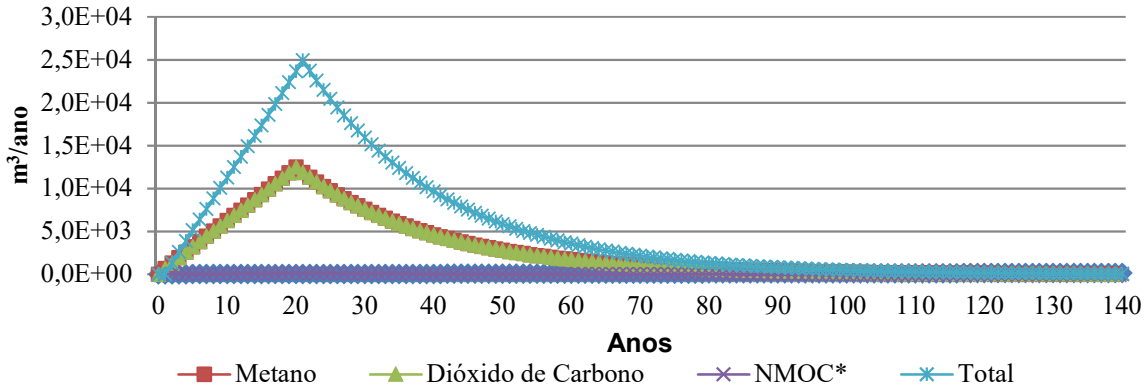
Figura 30. Emissões de uma escavadeira hidráulica por hora.



Geração do Biogás

No caso do biogás, a partir da metodologia apresentada e dos dados da Tabela1 foi possível estimar a previsão de geração de gases de efeito estufa para o período de 2016 a 2036, conforme pode ser observado na Figura 31. Vale destacar que enquanto a figura demonstra os volumes gerados, a tabela demonstra a quantificação mássica destes gases gerados.

Figura 31. Previsão de Geração de Gases de Efeito Estufa



NMOC: Sigla em inglês para Non-MethaneOrganicCompound (compostos orgânicos não-metano em português)

Um inventário mais detalhado das emissões é apresentado na Tabela 2. Para termos de entendimento do leitor lê-se metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e compostos orgânicos voláteis (NMOC).

Tabela 2:Inventários Anual de Emissões de Gases de Efeito Estufa.

	Total	CH_4	CO_2	NMOC		Total	CH_4	CO_2	NMOC*
Ano	**(kg/ano)**	**(kg/ano)**	**(kg/ano)**	**(kg/ano)**	**Ano**	**(kg/ano)**	**(kg/ano)**	**(kg/ano)**	**(kg/ano)**
0	0,00E+0	0,00E+0	0,00E+0	0,00E+0	**11**	1,56E+1	4,16E+0	1,14E+1	1,79E-1
1	0,00E+0	0,00E+0	0,00E+0	0,00E+0	**12**	1,71E+1	4,57E+0	1,25E+1	1,96E-1
2	1,63E+0	4,36E-1	1,20E+0	1,88E-2	**13**	1,86E+1	4,97E+0	1,36E+1	2,14E-1
3	3,24E+0	8,66E-1	2,38E+0	3,72E-2	**14**	2,01E+1	5,38E+0	1,48E+1	2,31E-1
4	4,83E+0	1,29E+0	3,54E+0	5,55E-2	**15**	2,17E+1	5,79E+0	1,59E+1	2,49E-1
5	6,40E+0	1,71E+0	4,69E+0	7,35E-2	**16**	2,32E+1	6,20E+0	1,70E+1	2,67E-1
6	7,95E+0	2,12E+0	5,83E+0	9,13E-2	**17**	2,48E+1	6,61E+0	1,82E+1	2,84E-1
7	9,49E+0	2,54E+0	6,96E+0	1,09E-1	**18**	2,63E+1	7,04E+0	1,93E+1	3,03E-1
8	1,10E+1	2,94E+0	8,08E+0	1,27E-1	**19**	2,79E+1	7,46E+0	2,05E+1	3,21E-1
9	1,26E+1	3,35E+0	9,19E+0	1,44E-1	**20**	2,95E+1	7,89E+0	2,16E+1	3,39E-1
10	1,41E+1	3,75E+0	1,03E+1	1,61E-1					

*NMOC: Sigla em inglês para Non-MethaneOrganicCompound (compostos orgânicos não-metano em português)

Interpretação dos resultados de forma conjunta

Para termos de melhor entendimento e comparação das fontes de geração de GEE apresentadas neste trabalho, realizou uma quantificação harmonizada dos valores apresentados neste trabalho.

Como é possível observar na Figura 4 as emissões de GEE, considerando um período de operação de 20 anos são da ordem de 4,5 t de CO_2 eq./ dia, sendo que as viagens realizadas pelos caminhões da estação de transbordo até o futuro aterro sanitário somam um valor de quase 2,5 t de CO_2 eq./dia. Para um melhor entendimento a Figura 5 apresenta as contribuições que cada uma das fontes levantadas: caminhões, maquinário e o biogás gerado pelo próprio aterro. Nesta figura pode-se verificar que a menor contribuição cabe ao biogás gerado pelo futuro aterro sanitário, enquanto as operações de deslocamento e compactação dos resíduos contribuem com mais de 80% das emissões de GEE.

Figura 4 - Previsão quantificada dos Gases de Efeito Estufa por fonte geradora

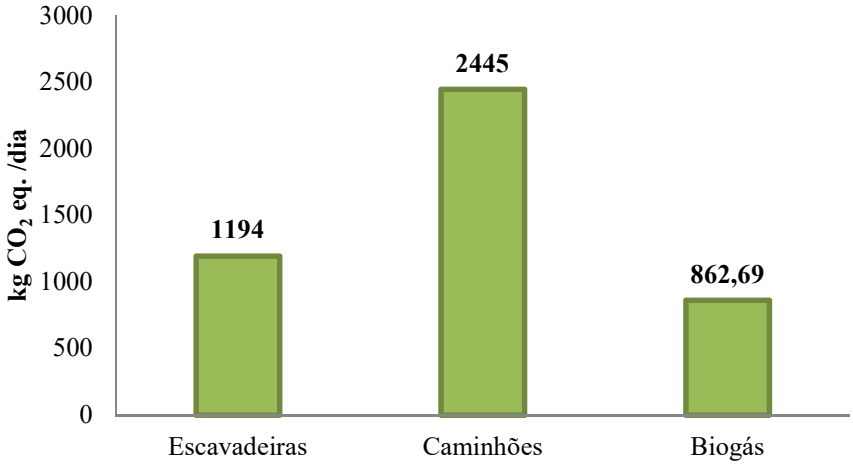
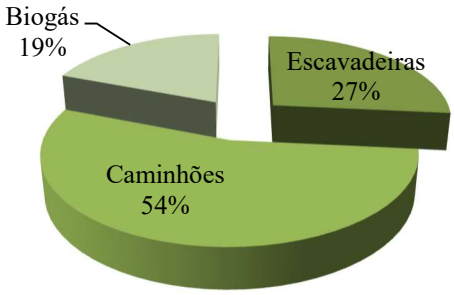


Figura 5 - Previsão da contribuição da geração de GEE por fonte de emissão no período de 20 anos de operação



Conclusões

Este trabalho apresenta um inventário das emissões de gases de efeito estufa em um aterro sanitário para um período de 20 anos de operação. A etapa de transporte, ou seja, desde uma estação de transbordo até o aterro sanitário apresentou-se como a principal fonte de emissões de gases de efeito estudo, contribuindo com até 54% do impacto. Por outro lado, a produção de biogás, principal fonte geradora de metano, contribuiu com 19% das emissões totais. Portanto, este estudo apresenta um inventário das emissões de gases de efeito estudo para um aterro sanitário de porte médio ou grande. Além disso, aproximadamente 81% das emissões de gases de efeito estufa são majoritariamente da combustão de combustíveis fósseis para etapa de transporte e operações de manejo dos resíduos no aterro.

Referências Bibliográficas

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 13986— Aterros de resíduos não perigosos—Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, RJ: ABNT. 1997.

ABRELPE, 2014. EMPRESAS ASSOCIADAS ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2014.

BRASIL, 2007. Lei Federal nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o Saneamento Básico e dá outras providências.

BRASIL, 2010. Lei Federal nº 12.305 de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos e dá outras providências.

EPA – Environmental Protection Authority.Consultation Draft – Guidelines for Separation Distances.Government of South Australia, 2000.

IPCC.Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate change 2013: The physical science basis. Cambridge, UK, and New York: Cambridge University Press, 2013.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Redução de emissões a disposição final. Rio de Janeiro. 2007. Disponível em:http://www.mma.gov.br/estruturas/srhu_urbano/_publicacao/ 125_publicacao12032009023918.pdf, Acesso em Outubro de 2015.

PREFEITURA MUNICIPAL DE PELOTAS, Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Agosto de 2014.

SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2014. Brasília: MCIDADES, SNSA, 2016.

ZULAUF, M. Geração com biogás de aterros sanitários: dossiê energia positiva para o Brasil. [S.l.: s.n.], 2004. Estudo promovido pelo Greenpeace.

Avaliação Estatística dos Inventários de Ciclo de Vida da Produção de Soja no Brasil

Igor Barden Grillo[1], Vinicius Gonçalves Maciel[2], Rafael Baptista Zortea[3], Marcus Seferin[2]

[1]Faculdade de Química, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul-PUCRS
[2]Programa de Pós-Graduação de Engenharia e Tecnologia de Materiais-PGTEMA- PUCRS
[3]Instituto Federal Sul Rio-Grandense de Sapucaia do Sul

Resumo: *A observação de divergências em resultados de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) que contemplam a produção de commodities agrícolas, mesmo que tenham objetivos e escopos similares, tem sido atribuída especialmente à representatividade estatística de dados utilizados na construção dos inventários de ciclo de vida. Uma vez que é frequente o uso de dados que obtidos a partir de médias nacionais na construção de ICVs de produtos agrícolas, torna-se interessante estudar a representatividade de dados nacionais agrupados ou se é aconselhável levar-se em consideração dados regionais. O presente trabalho teve como objetivo a realização de testes estatísticos relacionados com a representatividade dos dados nacionais e regionais da produção do grão de soja no Brasil e a relação entre a dispersão dos dados com as informações de região, ano, e qualidade dos dados através de métodos de Análise Multivariada. Para isso, dados de inventário de ciclo de vida de 8 trabalhos, referentes a 11 safras de cultivo de soja foram selecionados. As variáveis estudadas incluem as aplicações de defensivos e fertilizantes, uso de diesel, emissões caracterizadas de CO_2, quantidade de sementes e produtividade, o ano da safra, e origem dos dados coletados. A Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada à matriz de dados para reduzir sua dimensionalidade e tornar possível a identificação de relações e agrupamentos. Análise de Variância também foi empregada, com objetivo de testar as relações quantitativas entre grupos regionais e as variáveis do estudo. A partir da PCA foi possível observar a correlação entre a produtividade, calcário e os fertilizantes fosfatados, potássicos. O uso de defensivos agrícolas e a quantidade de sementes apresentam forte correlação e a adição de nitrogênio e uso de diesel não apresentaram padrões significativos. Os escores do PCA indicam forte agrupamento dos inventários do Mato Grosso com o de São Paulo e considerável dissimilaridades entre os trabalhos que contemplam a produção nacional. Os testes de significância confirmaram a relação entre os dados de produtividade com a região. O mesmo foi encontrado para fósforo e potássio. Para o uso de Diesel é possível afirmar que não há diferenças. Em conclusão, verificamos que os dados regionais não são estatisticamente similares aos dados nacionais para a avaliação de sistemas de produto da produção primária de soja no Brasil, independente da parcela de contribuição para a produção total.*

Palavras-chave: ICV; Soja; Análise Multivariada

Introdução

O grão de soja é maior fonte de proteína e óleo vegetal do mundo (FAO, 2013). Segundo a FAO e a OECD (2015) haverá uma forte demanda de alimentos proteicos entre 2015-2024, favorecendo a expansão da produção de soja, principalmente no Brasil. Devido a sua grande produção e exportação, o grão de soja brasileiro chama atenção da comunidade científica para os seus possíveis impactos ambientais, trazendo relevância para a aplicação de metodologias de avaliação de desempenho ambiental de sua cadeia produtiva. Também, é fonte de 70% matéria prima utilizada para fabricação do Biodiesel brasileiro, sendo o cultivo o estágio que mais contribui para emissões de gases de efeito estufa (Maciel, 2015). A metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é recorrente nas construções de inventários de produção e avaliação de sustentabilidade ambiental do grão de soja e seus subsistemas no Brasil. No entanto, tem sido apontado e discutido a existência de discrepâncias quanto aos resultados de ACVs de produção de soja (Panichelli, 2008 e Malça, 2011), principalmente por causa de especificidades regionais que são fatores-chave para a avaliação de impactos ambientais. Além disso, discrepâncias podem surgir a partir de considerações de fontes energéticas, tipos de transporte, práticas agrícolas e se a mudança do uso do solo será contabilizada ou não (Piekarski, 2012). De acordo Malça (2011), as principais fontes e variabilidade em estudos de ACV para biodiesel na Europa estão relacionadas com incertezas associadas às emissões de N_2O e CO_2 .

O Brasil é o quinto país mais extenso do mundo, possui vários tipos de solo, climas, e vários tipos de práticas de cultivo. Nesse contexto, é esperado que as especificidades regionais no cultivo de soja no Brasil resultem em diferentes resultados de inventários de ciclo de vida (ICV). Entretanto, o relatório nacional brasileiro sobre os

benefícios ambientais do biodiesel (Brasil, 2016), que contabilizou nos impactos ambientais o estágio do cultivo de soja, utilizou dados de produção dos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul.

Por outro lado, há vários estudos de ACV que abordam a produção de soja brasileira em diferentes regiões e utilizando diferentes fontes de dados (Cavalet, 2008; Raucci, 2014; Castanheira, 2012; Carvalho, 2012; Maciel, 2015; Vládia, 2010; Mourad, 2008; Marzullo, 2007), portanto, é possível afirmar que a representatividade de um determinado estudo sobre o cenário brasileiro pode ser discutida. Neste contexto, a análise de componentes principais (PCA) vem sendo utilizado em estudos de ACV para avaliar as principais fontes de variação, correlações e agrupamentos nos dados. O PCA é uma técnica estatística que cria novas variáveis a partir de uma combinação linear entre as variáveis originais, chamados componentes principais (PC), que são ordenados pelo quanto explicam a variação dos dados. O uso desta técnica estatística vem sendo aplicada em estudos de ACV, pois normalmente esses tem como resultado uma grande quantidade de dados multidimensionais que são difíceis de compreender e interpretar (Bersimis, 2013; Gutierrez, 2009). Além disso, outra técnica que ganha espaço em estudos de ACV é a Análise de Variância (ANOVA). De acordo com Sthle (1989) a ANOVA reúne técnicas estatísticas que decompõem a variância dos dados, calculam parâmetros estatísticos específicos e os testam para verificar hipóteses. Em ACV a técnica vem sendo empregada para testar a significância das diferenças nos impactos entre diferentes cenários (Nemeck, 2011; Flysjo, 2012).

Portanto, o objetivo do presente trabalho foi estudar a representatividade dos dados de ICV de estudos brasileiros para a produção de soja a partir de técnicas estatísticas, e verificar se dados regionais podem ser utilizados para caracterizar a produção nacional, como foi feito no relatório nacional brasileiro sobre os benefícios ambientais do biodiesel (Brasil, 2016).

Metodologia

Os dados de ICV de oito trabalhos, referentes a 11 safras de cultivo de soja, foram selecionados, 5 de referentes a dados de cultivo estaduais(chamados de regionais nesse estudo) e 6 com o escopo para todo território nacional. Os dados de entrada e saída considerados para este estudo foram: produtividade (kg/ha); aplicação de potássio, calcário, nitrogênio, fósforo; quantidade de sementes; aplicação de defensivos; consumo de diesel; ano da safra; emissões de CO_2-eq; e região. Cabe salientar que os defensivos foram contabilizados como a soma das aplicações de herbicidas, fungicidas, pesticidas e inseticidas e com exceção da produtividade, todos os outros dados numéricos foram contabilizados em respeito a 1kg de soja produzida. A tabela 1 a fonte dos trabalhos avaliados neste estudo, classificação dos dados e ano da safra. Todos os dados são de ICVs entradas e saídas de ICVs sem passar por nenhum processo de caracterização.

A partir destes dados o PCA foi empregado para estudar as principais fontes de variação, possíveis correlações e agrupamentos nos dados. Além disso, a ANOVA foi utilizada para testar a significância da dependência regional dos dados avaliados, e para outros possíveis agrupamentos.

Tabela 1. Estudos avaliados neste estudo, classificação dos dados e ano da safra.

Trabalho	Região	Classificação dos dados	Ano da safra	Referência
Cavalet	Brasil	Secundários	2004/2005	Cavalet, 2008
Raucci_a	MT	Primários	2007/2008	Raucci, 2014
Raucci_b	MT	Primários	2008/2009	Raucci, 2014
Raucci_c	MT	Primários	2009/2010	Raucci, 2014

Castanheira	Brasil	Secundários	2010/2011	Castanheira, 2012
Carvalho	Brasil	Secundários	2010	Carvalho, 2012
Maciel	RS	Primários	2012/2013	Maciel, 2015
Vládia	Brasil	Secundários	2006	Vládia, 2010
Mourad	SP	Primários	2006	Mourad, 2008
Marzullo	Brasil	Secundários	2005	Marzullo, 2007
Embrapa	Brasil	Primários	2006	Vládia, 2010

Inicialmente, uma análise de distribuição das variáveis e medida de correlação foi realizada. Para testar a hipótese de que os dados seriam oriundos de uma distribuição normal o teste Shapiro-Wilk foi utilizado.

Para a análise de PCA o teste de distribuição normal foi desconsiderado por não ser necessária, devido à natureza não paramétrica dessa técnica. Entretanto, as variáveis foram centradas na sua respectiva média e escalonadas em respeito ao seu desvio padrão, para que possam ser comparadas da mesma forma independente da faixa de seus valores absolutos.

O PCA foi utilizado para reduzir a dimensionalidade da matriz de dados, de forma que as dez variáveis consideradas sejam representadas por quatro ou menos variáveis (PCs). Através dessa transformação é esperado que as principais estruturas dos dados sejam interpretáveis, como: correlações entre variáveis, agrupamentos, e importância das variáveis e objetos. Mais sobre o funcionamento do PCA pode ser encontrado em Wold (1987) e Camacho (2010).

Posteriormente, os ICVs foram divididos em dois grupos para os testes de significância: produção estadual e produção nacional. As análises de ANOVA tiveram como objetivo decompor a variância das variáveis testadas entre uma parte aleatória e outra em função da diferença dos tratamentos (grupos criados). A razão entre as variâncias, com os devidos graus de liberdade, foi utilizada para calcular o parâmetro estatístico F, utilizado para testar a igualdade das variâncias comparando com a distribuição F teórica. A hipótese nula testada é da igualdade das variâncias, significando que não há diferença estatisticamente significativa entre os grupos. Para os dados de fertilizante os dados de cálcio e potássio foram transformação quadrática para corrigir problemas de distribuição. O ANOVA não foi aplicado para emissões de CO_2-eq devido ao número de dados para aplicação de nitrogênio devido à natureza da distribuição de seus valores. Mais detalhes sobre a metodologia ANOVA em Stahle (2010).

Resultados

O PCA resultou em cinco PCs explicando 94% da variação dos dados, apresentando uma boa redução de dimensionalidade, no entanto, três PCs (74%) foram considerados o suficiente para representar as principais estruturas dos dados. Na tabela 2 os PCs resultantes da análise estão representados por ordem de variação explicada.

Tabela 2: Variação explicada dos PCs do PCA

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9
Desvio Padrão	1,66	1,45	1,33	1,00	0,89	0,57	0,38	0,13	0,08
Variação Proporcional	0,30	0,23	0,19	0,11	0,08	0,03	0.01	~0,00	~0,00
Variação Cumulativa	0,30	0,54	0,74	0,85	0,94	0,98	0,99	~1,00	1,00

Os valores para os objetos (escores) para os PC1, PC2 e PC3 e a contribuição de cada variável para a construção dos PCs (Loadings) estão na Figura 1. Os valores dos escores estão representados na borda inferior e esquerda dos gráficos e o dos loadings na borda superior e direita. As flechas vermelhas indicam o valor de loading para a variável, mostrando a sua contribuição para aquele PC. As variáveis que mais contribuem para os PCs com maior variação explicada, ou que contribuem para mais PCs, são consideradas variáveis importantes. Variáveis com valores de loadigns parecidos dos mesmos PCs demonstram forte correlação. Como podemos ver no primeiro gráfico da figura 1, há uma grande correlação entre aplicação de fertilizantes (exceto nitrogênio) e a produtividade para o PC1, e nenhuma relação com sementes e defensivos, já para o PC3 a aplicação de defensivos apresenta correlação negativa com a produtividade. Outras correlações importantes foram: correlação negativa entre aplicação de nitrogênio para com os outros fertilizantes e a própria produtividade; Aplicação de defensivos e uso de sementes por kg se soja produzida; Correlação contrária entre uso de diesel e aplicação de defensivos e uso de sementes; correlação fraca com aplicação de fertilizantes e o diesel. A posição dos objetos nos gráficos da Figura 1 representam os pares ordenados dos escores para aqueles PCs, a proximidade entre objetos indica similaridade e pode indicar agrupamentos. Nos dois gráficos (Figura 1) é possível observar o distanciamento geral entre os ICVs que contemplam a produção nacional. Há um forte agrupamento entre os trabalhos do Raucci e outro entre os ICVs de: Carvalho, Maciel e Castanheira.

Na tabela 2 os resultados dos testes de significância do ANOVA são apresentados, mostrando a fração de variância atribuída devido a diferenças do grupo regional, a fração de variância dada para a natureza aleatória da variável, os graus de liberdade utilizados para calcular o parâmetro F, o parâmetro F utilizado no teste, e valor p. Os resultados mostram a significância entre as diferenças das variâncias, sendo que quando o valor p é menor que 0,05 pode ser descartada a hipótese nula da igualdade das variâncias para um intervalo de confiança de 95%.

Figura 1: *Biplots* da Análise de Componentes Principais (PCA)

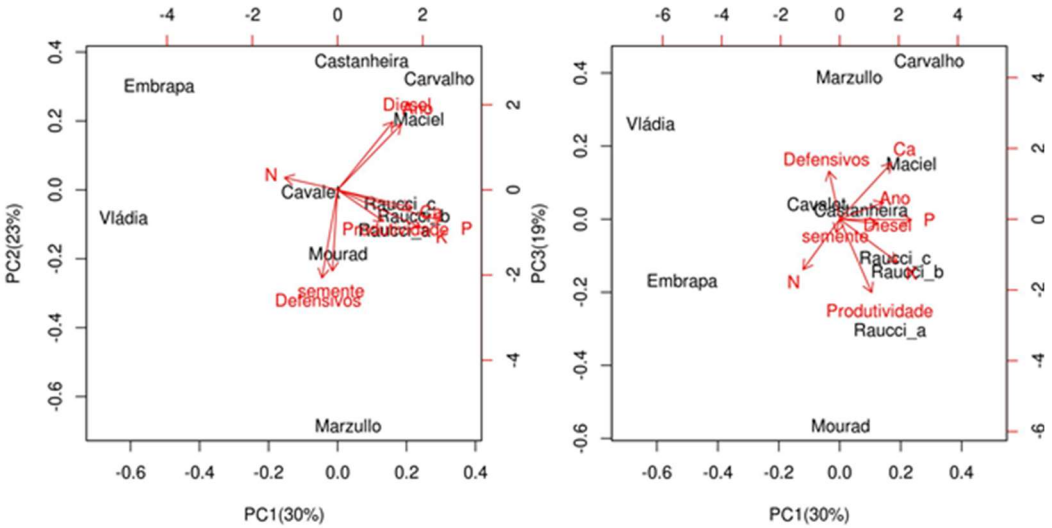


Tabela 3: Resultado dos testes de significância do ANOVA

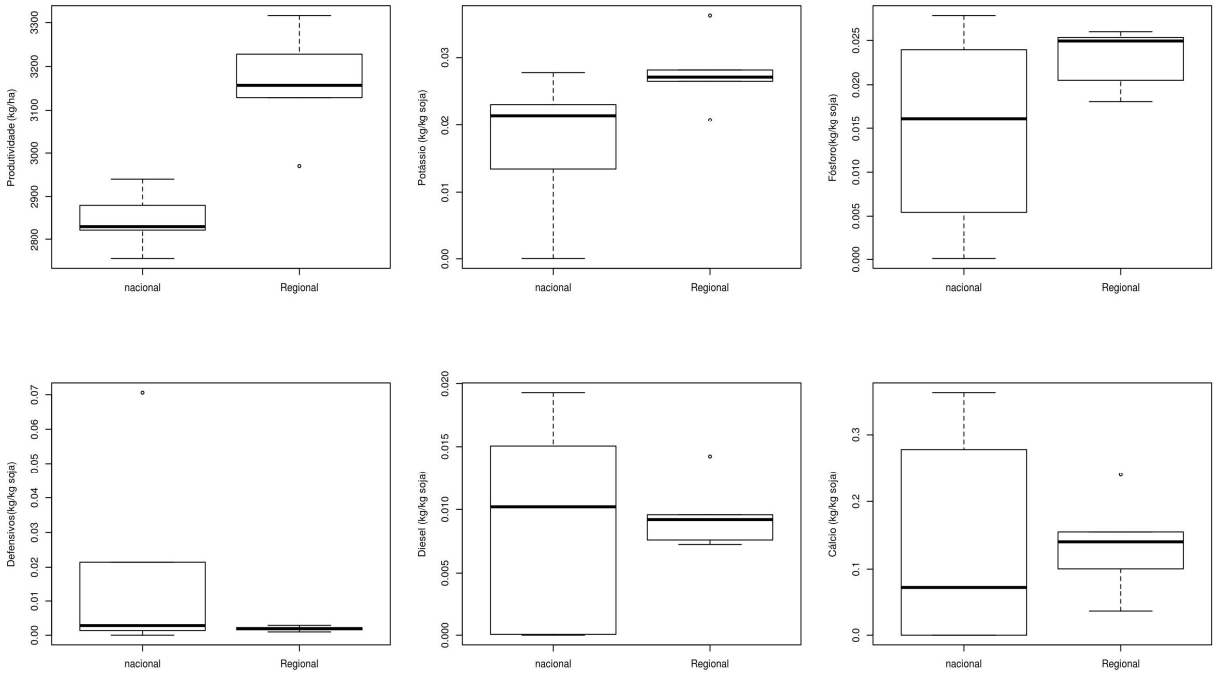
Tratamento	Variável	GL	Soma das variâncias	F	p
Região	Produtividade	1	273197	28,9	0,00044
Resíduos	Produtividade	9	85066	–	–
Região	Potássio	1	4,236e-07	4,855	0,055
Resíduos	Potássio	9	7,853e-07	–	–
Região	Fósforo	1	0,0001757	2,456	0,52
Resíduos	Fósforo	9	0,0006439	–	–
Região	Cálcio	1	0,000634	0,337	0,576
Resíduos	Cálcio	9	0,016897	–	–
Região	Defensivos	1	0,000581	1,366	0,273
Resíduos	Defensivos	9	0,003827	–	–
Região	Diesel	1	0,0000005	0,012	0,913
Resíduos	Diesel	9	0,0003753	–	–

GL: Graus de liberdade; F: Parâmetro F.

A partir dos resultados dos testes de significância apresentados na tabela 2 podemos inferir que a hipótese nula, de que a produtividade não depende da região, possa ser descartada com 99% de confiança. Isso ajuda a corroborar que as características regionais de produção são fatores chave e que dados de produtividade de um determinado estado Brasileiro não representa os dados de produção em escala nacional. Cabe salientar que este é um resultado importante, uma vez que, em estudo de ACV da produção de soja a produtividade é empregada como fluxo de referência. Além disso, para o fertilizante potássio e fósforo a hipótese nula pode ser descartada para um intervalo de 90% e 80% de confiança, respectivamente, ou seja, é possível afirmar que há diferenças estatísticas entre os estudos. Por outro lado, para o Diesel as análises indicam que não há diferenças estatísticas entre os ICVs regionais e os nacionais.

Na figura 2 são apresentados as distribuição das variáveis testadas em função dos grupos regionais. É possível observar que a dispersão dos dados referentes à produção nacional é maior do que a dos ICVs regionais, com exceção da produtividade. Os pontos fora da caixa são os dados anômalos, isto é, aqueles que possuem valores superiores ou inferiores ao intervalo de 95%. Esses pontos são mais frequentes para o grupo formado pelos ICVs estaduais, o que era esperado pois o grupo possui safras de localidades bem distintas entre si.

Figura 2: Distribuição das variáveis em função do grupo regional



Discussão

Um dos resultados da análise de PCA que mais se destacou foi a forte correlação negativa entre a quantidade aplicada de nitrogênio referente aos outros fertilizantes. Esse padrão encontrado não era esperado, pelo menos para fósforo, isso por que segundo a FAO (2015) 40% dos fertilizantes que são fontes de fósforo utilizados no Brasil também possuem em sua formulação nitrogênio. Portanto, era esperado uma correlação positiva entre nitrogênio e fósforo, e consequentemente correlação com as outras variáveis de fertilizantes e produtividade. A recomendação técnica (Brasil, 2016) para o plantio de soja não indica a adubação nitrogenada para o cultivo da soja . No entanto, todos ICVs de dados primários contabilizam aplicação de nitrogênio, já outros três ICVs avaliados, secundários e contemplando a produção nacional, registraram aplicação zero de nitrogênio. Combinando essa informação com a grande dispensabilidade dos dados nacionais e falta de similaridade entre si (ausência de agrupamento no PCA) podemos indicar as seguintes possibilidades: ás práticas agrícolas para cultura de soja diferem consideravelmente entre as regiões avaliadas, e estudos que contemplam dados estimados (dos ICVs secundários) não se baseiam em informações representativas dessa diversidade; os insumos considerados se baseiam em dados desatualizados, ou de fontes locais de grande produção que se tem a ideia de poder representar a produção de toda a área nacional. Os ICVs regionais apresentam uma maior coerência entre si, formando agrupamentos e possuindo baixa dispersão dos dados, comparado com os nacionais. Mais estudos regionais poderiam ser feitos e utilizados para criar modelos de distribuição de usos de insumos pelo país, assim fornecendo dados de melhor qualidade para estudos que contemplem todo o território brasileiro.

Conclusões

O presente trabalho levantou dados comuns de ICVs de produção de soja no Brasil, *commodity* de grande relevância mundial, para testar a sua representatividade estatística. A aplicação da técnica de PCA foi utilizada com sucesso para a redução de dimensionalidade, provendo meios de visualizar os principais padrões nos dados

para todas as variáveis simultaneamente. Os testes de significância e análise da dispersão das variáveis foram utilizados para verificar a dependência dos dados de ICV com a sua região de escopo.

Combinando os resultados das análises e testes, concluímos que os dados regionais não são estatisticamente similares aos dados nacionais para a avaliação de sistemas de produto da produção primária de soja no Brasil, independente da parcela de contribuição para a produção total. Além disso, devido à ausência de similaridades e dispersão dos dados, os estudos nacionais não representam o mesmo sistema de produção de soja.

Portanto, adotar um estudo de uma determinada região para representar a produção de soja nacional pode não ser uma prática considerável adequada. Por fim, o estudo também fornece indícios de que os dados de estudos nacionais podem estar equivocados com a realidade das práticas agrícolas e que é necessário priorizar a representatividade dos dados no momento da construção do inventário para evitar discrepâncias em futuros estudos de avaliação de deempenho ambiental relacionado ao produto do grão de soja.

Referências Bibliográficas

BERSIMIS, S. & Georgakellos, D. A probabilistic framework for the evaluation of products' environmental performance using life cycle approach and Principal Component Analysis. J. Clean. Prod. 42, 103–115 (2013).

CAMACHO, J., Picó, J. & Ferrer, A. Data understanding with PCA: Structural and Variance Information plots. Chemom. Intell. Lab. Syst. 100, 48–56 (2010).

CARVALHO, Patricia Turano. *Balanço de Emissões de Gases de Efeito Estufa de Biodiesel Produzido a Partir de Soja e Dendê no Brasil*. Diss. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2012.

CAVALETT, Otávio. "Análise do ciclo de vida da soja." *Campinas, SP: State University of Campinas* (2008). environmental impacts with dimension reduction techniques. J. Environ. Manage. 91, 1002–11

FAO, 2013. Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database. Final 2011 Data and Preliminary 2012 Data for 5 Major Commodity Aggregates Now Available [Online]. Available: http://faostat.fao.org.

FAO. OECD-FAO Agricultural Outlook 2015-2024. (2015). doi:10.1787/agr_outlook-2015-en

GRISOLI, R. et al. Emissões de gases de efeito de estufa no ciclo de vida do biodiesel de soja produzido no Brasil. In: III Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida de Produtos e Serviços. Maringá:[sn]. 2012. p. 464.

GUTIÉRREZ, E., Lozano, S., Moreira, M., Feijoo, G., 2009. Assessing relationships among life-cycle

MACIEL, V., Zortea, R., Silva, W., Cybis, L., Einloft, S., Seferin, M., 2015. Life Cycle Inventory for the agricultural stages of soybean production in the state of Rio Grande do Sul, Brazil. Journal of Cleaner Production 93, 6574.

MALÇA, J., Freire, F., 2011. Life-cycle studies of biodiesel in Europe: A review addressing the variability of results and modeling issues. Renewable and Sustainable Energy Reviews 15, 338351.

MARZULLO, Rita de Cassia Monteiro. Análise de ecoeficiência dos óleos vegetais oriundos da soja e palma, visando a produção de biodiesel. 2007. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

MOURAD, A. L. Avaliação da Cadeia Produtiva de Biodiesel obtido a partir da Soja. 2008. Tese de Doutorado. Tese de Doutoramento, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PANICHELLI, L., Dauriat, A., Gnansounou, E., 2008. Life cycle assessment of soybean-based biodiesel in Argentina for export. J. Life Cycle Assess. 14, 144e 159

PIEKARSKI, C.M., Da Luz, L.M., Zocche, L., Francisco, A.C., 2012. Life cycle impact assessment methods: a discussion of methods adoption in brazilian specieties. Rev. Gest. Ind. ISSN: 1808-0448

Stahle, L., Stahle, L. & Wold, S. Multivariate analysis of variance (MANOVA). Chemom. Intell. Lab. Syst. 9, 127–141 (1990).

STHLE, L. & Wold, S. Analysis of variance (ANOVA). Chemom. Intell. Lab. Syst. 6, 259–272 (1989).

RAUCCI, G., Moreira, C., Alves, P., Mello, F., Frazão, L., Cerri, C., Cerri, C., 2014. Greenhouse gas assessment of Brazilian soybean production: a case study of Mato Grosso State. Journal of Cleaner Production.

V, E. S. P. B. & Bratchell, N. Cluster Analysis. 6, 105–125 (1989).

WOLD, S., Esbensen, K. & Geladi, P. Principal component analysis. Chemom. Intell. Lab. Syst. 2, 37–52 (1987).

WRIGHT, W. E. A formalization of cluster analysis. Pattern Recognit. 5, 273–282 (1973).

Pegada de carbono de sacolas plásticas no Brasil

Elen B.A.V.Pacheco[1], Geovana C. Souza[1], Leila L.Y.Visconte[1], Leda Coltro [2]

[1]*Programa de Engenharia Ambiental/Instituto de Macromoléculas, Universidade Federal do Rio de Janeiro, elen@ima.ufrj.br*
[2]*Centro de Tecnologia de Embalagem* –CETEA*, Instituto de Tecnologia de* Alimentos, Campinas

Resumo. *As sacolas plásticas, na maioria das vezes descartadas de forma indiscriminada, trazem à tona dúvidas e questionamentos em relação a sua produção, utilização e destinação que podem ser esclarecidos com a realização de estudos de seu Ciclo de Vida. O objetivo do trabalho foi avaliar, a partir de uma análise da categoria de impacto das emissões de gases de efeito estufa, a escolha de um tipo de material para uma sacola do mercado brasileiro confeccionada segundo a norma brasileira ABNT NBR 14.937, utilizando um inventário do ciclo de vida. Foram analisados quatro tipos de materiais para sacolas: polietileno de alta densidade (HDPE) convencional, poli(ácido lático) (PLA), HDPE com aditivo oxidegradável e HDPE obtido a partir de etanol. Foi elaborado o Inventário dos gases do efeito estufa, incluindo desde a obtenção da matéria-prima até a disposição, com o auxílio do software GaBi 4.0 para as sacolas confeccionadas com os quatro tipos de materiais. Para a disposição foram considerados os cenários de disposição em aterro, a incineração, a reciclagem mecânica e a compostagem. Dentre os materiais estudados, o HDPE convencional parece ser a melhor opção, no momento, para a sociedade, pois não utiliza qualquer aditivo pro-degradante e é 100% reciclável, além de apresentar menor pegada de carbono. Não foi possível avaliar a pegada de carbono para a obtenção do HDPE oriundo do etanol. Entre as diversas destinações avaliadas para as sacolas confeccionadas com os quatro diferentes materiais, a incineração é aquela que apresenta maior pegada de carbono, ou seja, é a mais impactante quando avaliada as emissões dos gases do efeito estufa. A destinação por compostagem de PLA, também apresentou, comparativamente a incineração, uma maior pegada de carbono.*

Palavras-chave. *Sacolas plásticas, gases do efeito estufa, GEE, inventário do ciclo de vida.*

Introdução

As embalagens trazem benefícios como a redução de desperdícios dos produtos, melhor higiene e conservação, possibilidade de consumo durante todo o ano de produtos sazonais ou provenientes de outras regiões ou países (LEMOS e BARROS, 2008). Contudo, há leis que impedem ou limitam o seu uso, pois se acredita que as sacolas plásticas representam um elevado impacto negativo ao meio ambiente, contudo sem comprovação científica. Diante desse cenário, estudos científicos devem ser realizados a fim de embasar a sociedade sobre a real situação ambiental das sacolas e fornecer informações que permitam uma escolha mais adequada ambientalmente.

A resina mais utilizada para a produção de sacolas plásticas é o polietileno de alta densidade (HDPE) devido à facilidade de processamento, boa resistência aos esforços na utilização, além da sua boa reciclabilidade (PLASTIVIDA, 2012). As sacolas também podem ser fabricadas com outros materiais, entre eles polietileno com aditivo pró-degradante, conhecido como oxidegradante, e o polietileno obtido a partir de etanol. Os aditivos pró-degradantes, utilizados nas formulações de HDPE para sacolas plásticas, apresentam na sua composição um composto de metal de transição. Patentes relacionadas ao desenvolvimento de tais tipos de concentrado fazem referência a uma mistura que torna a poliolefina oxidegradável, contendo, por exemplo, cobalto, manganês, ferro, cobre ou cério. A função do metal é acelerar o processo oxidativo da cadeia do polímero (DALMOLIN *et al.* (2007); FECHINE *et al.* (2009); OJEDA *et al.* (2009); FONTANELLA *et al.* (2010); BENÍTEZ *et al.* (2013)). O polietileno obtido a partir do etanol da cana-de-açúcar é produzido no Brasil. O processo de obtenção de eteno do etanol, proveniente de fonte renovável, ocorre através da desidratação do álcool na presença de catalisadores (BRITO *et al.*, 2011).

A Agência Ambiental do Reino Unido (*ENVIRONMENT AGENCY, 2011*) avaliou os impactos ambientais do ciclo de vida da produção, uso e descarte de sacolas utilizadas no Reino Unido. Outro estudo (ECOBILAN, 2004) teve como objetivo quantificar os impactos ambientais associados às sacolas na Europa. Nolan-ITU, *RMIT*

(2002) visou, através da ACV, explorar opções de sacolas de compras e seu impacto ambiental e econômico. Murphy *et al.* (2008) conduziram um estudo de ACV de sacolas plásticas oriundas de biopolímeros. Em 2011, a Braskem, a Fundação Espaço ECO e o Instituto Akatu (2011) apresentaram um estudo comparativo sobre o uso de diferentes tipos de sacolas para transporte de compras de supermercado. Foram analisadas sacolas disponíveis no mercado brasileiro de polietileno convencional, polietileno obtido a partir do etanol, oxidegradáveis, de papel, de tecido (algodão), de tecido-não-tecido (TNT) e de ráfia.

Confrontando os estudos citados, verifica-se que no decorrer dos anos as opiniões foram distintas no que diz respeito aos principais impactos ambientais relacionados à produção e ao consumo de sacolas plásticas. Em relação ao consumo de materiais, Nolan-ITU (2002) concluíram que as sacolas reutilizáveis mais pesadas, ou seja, aquelas que utilizaram maior consumo de materiais em sua produção possuem uma vida útil mais longa, alcançando maiores benefícios ambientais. O estudo produzido por Ecobilan (2004) contrariou o de Nolan-ITU (2002), concluiu que para melhorar o desempenho ambiental das sacolas plásticas faz-se necessário diminuir o seu peso. O estudo produzido por Environemt Agency (2011) complementou o estudo de Ecobilan (2004) ao afirmar que as sacolas que utilizam mais recursos na sua produção ocasionarão maior impacto ao meio ambiente, quando comparadas com as sacolas convencionais. Com relação às sacolas biodegradáveis, Nolan–ITU (2003) e Murphy (2008) concordam que a utilização de sacolas plásticas produzidas a partir de polímeros biodegradáveis pode gerar benefícios ambientais em relação ao consumo de recursos materiais, porém sua eficiência só seria completa se fossem destinadas à compostagem ou à recuperação de energia.

Assim, com o objetivo de avaliar os gases do efeito estufa (GEE) causados pelas sacolas produzidas com diferentes materiais poliméricos presentes no mercado brasileiro, esse trabalho mostra resultados do estudo de quatro tipos de materiais para sacolas: convencionais de HDPE, poli(ácido lático) (PLA), HDPE com aditivo pró-degradante e de HDPE renovável. Esses resultados fazem parte de um estudo (SOUZA, 2013) que também teve como objetivo a caracterização técnica das diferentes sacolas para embasar seus estudos de ACV.

Metodologia

A elaboração do Inventário do Ciclo de Vida foi realizada segundo as normas ABNT NBR ISO 14040 (2009), ABNT NBR ISO 14044 (2009), MOURAD (2002) e LIMA (2007). O conjunto de unidades de processo das sacolas plásticas avaliadas nesse estudo foi dividido em 3 (três) etapas do ciclo de vida utilizando informações de GRIGALE *et al.* (2010), SALLES (2009), JAMES e GRANT (2005). As etapas consideradas foram: **Materiais** – Consideraram-se a extração dos recursos naturais renováveis e não-renováveis para a produção de matéria-prima; **Processamento** – Produção das sacolas; **Disposição** – As sacolas são encaminhadas às possíveis destinações conforme a natureza de sua composição. É importante ressaltar que a opção de incineração, apesar de não ser uma prática comum no Brasil, foi considerada para efeito de comparação.

Para o estudo assumiu-se que a produção das resinas e a fabricação das sacolas plásticas são realizadas no mesmo local. Sendo assim, não foi considerada a etapa de transporte existente em todas as fases do ciclo de vida das sacolas plásticas, pois seria uma etapa comum a todas. As três etapas da ACV não foram avaliadas na íntegra. A etapa correspondente à utilização dos artefatos (USO) não foi contabilizada por ser comum aos os quatro produtos. Foram consideradas apenas as diferentes fases apresentadas em cada produto. A unidade funcional definida para esse estudo considerou um quilograma de sacolas plásticas que representa, em média, 227 sacolas plásticas. Cada sacola apresenta, em média, 4,40 g em massa. É importante ressaltar que as sacolas comumente utilizadas são produzidas a partir de HDPE de origem fóssil. Foi assumido, que as sacolas avaliadas estavam em atendimento à NBR 14937 (2010), com dimensão de 40 cm x 50 cm e capacidade nominal de 6 kg. Para contabilizar os fluxos de entrada e saída dos Inventários do Ciclo de Vida elaborados, nesse estudo foi utilizado o *software* GaBi 4.

Os dados referentes aos MATERIAIS foram obtidos a partir do banco de dados do GaBi 4.0 (GABI, 2009). Os dados referentes ao PROCESSAMENTO do artefato foram determinados de acordo com o tipo de processo utilizado. Para as sacolas plásticas convencionais de HDPE, de poli(ácido lático) e de PE com aditivo pro-degradante foram determinados os valores de consumo de energia dos equipamentos e sua capacidade produtiva: extrusora tubular e sacoleira.

Foram selecionados 3 (três) fabricantes/fornecedores para cada tipo de equipamento, obtendo uma média do consumo de energia e da produção entre seus modelos semelhantes. As características dos equipamentos escolhidos para a produção podem ser visualizadas através da Tabela 1. Apesar do HDPE obtido a partir do etanol ser utilizado apenas na produção de bobinas picotadas, considerou-se o seu uso para a fabricação de sacolas plásticas. Sendo assim, foram utilizados os mesmos valores de consumo de energia e capacidade produtiva dos equipamentos determinados para os demais materiais selecionados. A Tabela 2 apresenta a origem dos dados para elaboração dos inventários.

Definidas as unidades de processo do ciclo de vida, bem como a coleta de dados, foram elaborados os planos de processo no *software*. Para cada unidade de processo foram inseridos dados de entrada e de saída ligando os fluxos de massa e energia ao longo do ciclo de vida das sacolas plásticas.

No Inventário do Ciclo de Vida para a pegada de carbono das sacolas analisadas foram considerados, para cada material estudado, 3 (três) cenários de fim de vida, incluindo desde a obtenção da matéria-prima até a disposição, sendo eles o aterro, a reciclagem mecânica (considerado um reciclo) e a incineração. Geralmente, no Brasil, é comum a destinação do artefato pós-consumo para aterro e alguma reciclagem mecânica é realizada para sacolas de plástico convencional. Entretanto, somente para fins de avaliação, também foram verificados os impactos nas emissões dos gases do efeito estufa (GEE) considerando a incineração. Para as sacolas biodegradáveis, não foi considerado o cenário reciclagem mecânica, mas sim, a compostagem, que também é uma forma de reciclagem. Para as sacolas oxidegradáveis foram analisadas as emissões relacionadas ao aterro e à incineração como opções de destinação. Materiais bio- ou oxidegradáveis não podem ser encaminhados ou misturados à cadeia de reciclagem mecânica, pois iriam causar perdas na qualidade do produto reciclado final.

A geração de resíduos no processo de produção das sacolas foi atribuída às sobras de material proveniente do corte na picotadeira. Não foram considerados os resíduos provenientes da produção do filme. Na etapa referente à produção das sacolas a partir da reciclagem mecânica, não foram considerados os resíduos provenientes das etapas de beneficiamento e transformação do material. Para o cálculo das emissões de GEE referentes às etapas de produção do filme e produção das sacolas foram considerados os mesmos equipamentos para todos os tipos de materiais, o que justifica o mesmo gasto energético.

Resultados

As Figuras 1-4 mostram as contribuições dos gases do efeito estufa de cada um dos materiais estudados. ***Sacolas convencionais de HDPE***

Considerando as três primeiras etapas (obtenção de matéria-prima, produção de filme e produção de sacola) que são comuns aos três cenários, verifica-se que a obtenção de matéria-prima, aqui denominada MATERIAIS, apresentou maior contribuição para as emissões de GEE (2,26 kg CO_2 eq do total das emissões) para os cenários que incluem o aterro e a reciclagem. Entretanto, quando o cenário inclui a opção de incineração, a maior contribuição passa a ser da etapa de destinação do material (3,74 kg CO_2- eq do total das emissões de GEE). Vale a pena enfatizar, que o software GaBi não fornece os valores individuais de extração de petróleo, do craqueamento ou da polimerização do polietileno.

As etapas consideradas no PROCESSAMENTO (produção do filme e produção das sacolas) apresentaram os menores valores de emissões de GEE (0,27 kg CO_2 eq nas duas etapas) em todos os cenários. Com relação ao cenário que inclui a reciclagem mecânica, o grande consumo de energia elétrica nas recicladoras deve-se, principalmente, aos equipamentos usados no processo de reciclagem, que são a extrusora e o aglutinador (FARIA, 2011). No caso da reciclagem de sacolas, a fonte de matéria-prima é a coleta seletiva, que elimina as emissões produzidas pelo processo de extração de recursos (matéria-prima). Consequentemente, faz-se a redução do consumo desses recursos no reprocessamento das sacolas. O cálculo foi baseado na quantidade evitada e não emitida. Sendo assim, para este último cenário, no reprocessamento, considerou-se o gasto energético referente as etapas de beneficiamento e reciclagem-transformação do material pós-consumo, obtido em literatura (FARIA, 2011). Segundo a autora, o valor médio do consumo mensal de energia elétrica nas etapas de beneficiamento e reciclagem-transformação corresponde a 0,306 e 1,4328 MJ/kg, respectivamente.

Observou-se também que entre os possíveis cenários para a DISPOSIÇÃO dos artefatos, o cenário que inclui a incineração é a opção que mais contribui para as emissões de GEE (3,74 kg CO_2 eq do total das emissões) seguido do cenário referente a reciclagem mecânica (0,36 kg CO_2 eq) e do aterro (0,08 kg CO_2 eq).

Sacola de PLA

Considerando as três primeiras etapas, que são comuns aos três cenários, verifica-se que a etapa referente a MATERIAIS, ou seja, a produção de matéria-prima, apresentou maior contribuição para as emissões de GEE (3,02 kg CO_2 eq do total das emissões) para os cenários que incluem o aterro e a compostagem. Entretanto, quando o cenário inclui a opção de incineração, a maior contribuição passa a ser da etapa de destinação do material (3,74 kg CO_2 eq do total das emissões de GEE).

As etapas consideradas no PROCESSAMENTO (produção do filme e produção das sacolas) apresentaram os menores valores de emissões de GEE (0,27 kg CO_2 eq nas duas etapas) em todos os cenários. É importante ressaltar que foram considerados os mesmo equipamentos para as produções do filme e das sacolas para todos os tipos de materiais. Entre as possíveis opções para a DISPOSIÇÃO dos artefatos, o cenário que inclui a incineração é a opção que mais contribui para as emissões de GEE (3,74 kg CO_2 eq) seguido do cenário referente a compostagem (2,46 kg CO_2 eq).

Considerando as três primeiras etapas, que são comuns aos dois cenários analisados (aterro e incineração), verifica-se que na etapa referente a MATERIAIS, a produção de matéria-prima apresentou maior contribuição para as emissões de GEE (2,26 kg CO_2 eq do total das emissões). Entretanto, quando a etapa de destinação é incluída no cenário, a maior contribuição passa a ser da incineração do material pós-consumo (3,74 kg CO_2 eq do total das emissões de GEE). No cálculo das emissões referentes à utilização do dióxido de titânio, aparentemente é insignificante em relação a produção de polietileno, pois é utilizado em pequena quantidade (1% em massa), o que implica em pequena emissão no total. As etapas consideradas no PROCESSAMENTO (produção do filme e produção das sacolas) apresentaram os menores valores de emissões de GEE (0,27 kg CO_2 eq nas duas etapas) em todos os cenários.

Sacola HDPE renovável

De acordo com informações obtidas do fabricante, o HDPE produzido a partir do etanol apresenta as mesmas características e propriedades do HDPE de origem fóssil, o que justifica a igualdade de valores entre os dois polietilenos na contabilização das emissões referentes as etapas de processamento e destinação do material.

Segundo a literatura (GOLDEMBERG e LUCON, 2007), aproximadamente 75% do álcool produzido é proveniente da cana-de-açúcar com rendimento próximo a 85 litros por tonelada de cana. Com base nessas informações, são necessários 1,9 L de etanol para a produção de 1,579 kg de polietileno. Informações de Soares e colaboradores (2009) mostram que um hectare de plantio de cana de açúcar produz 6.510 L de etanol. Assim, para se ter 1,9 L de etanol, é necessário o plantio de $2,92 \times 10^{-4}$ ha. Continuando na literatura de Soares e colaboradores (2009), tem-se a informação que o plantio, o manejo, a colheita, a produção e a distribuição de etanol a partir de cana de açúcar emitem 3.244,1 kg de CO_2 eq por hectare. Logo, na produção de 1,9L de etanol, serão emitidos 0,947 kg de CO_2 eq.

Para o conhecimento das emissões referentes à obtenção de HDPE, também seria necessária contabilizar a produção de eteno e sua polimerização. Contudo, as informações, como visto, das emissões até a produção do etanol foram obtidas, e as emissões referentes à sua conversão a eteno e posterior polimerização não são disponibilizadas no GaBi ou qualquer outra literatura. Dessa forma, as ferramentas utilizadas (literatura e GaBI), não permitiram quantificar as emissões totais para a obtenção de matéria-prima e polimerização de PE oriundo de etanol.

As etapas consideradas no PROCESSAMENTO (produção do filme e produção das sacolas) apresentaram menores valores de emissões de GEE (0,27 kg CO_2 eq nas duas etapas) com relação a incineração. Entre os possíveis cenários para a DISPOSIÇÃO dos artefatos, o cenário que inclui a incineração é a opção que mais contribui para as emissões de GEE (3,74 kg CO_2 eq do total das emissões), seguido do cenário referente a reciclagem mecânica (0,36 kg CO_2 eq) e do aterro (0,08 kg CO_2 eq).

Nolan-Itu (2003) também observou o alto potencial de aquecimento global para o PLA. Não foi possível avaliar a pegada de carbono para a obtenção do HDPE oriundo do etanol.

Conclusão

Dentre os materiais estudados, o HDPE convencional demostrou ser a melhor opção, no momento, para a sociedade, pois não utiliza qualquer aditivo degradante e é 100% reciclável, além de apresentar menor pegada de carbono. Entre as destinações para as sacolas confeccionadas com os quatro diferentes materiais, a incineração é

aquela que apresenta maior pegada de carbono, ou seja, é a mais impactante quando avaliada as emissões dos gases do efeito estufa. A destinação por compostagem de material biodegradável, no caso o PLA, também apresentou, comparativamente a incineração, uma maior pegada de carbono.

Tabela 1: Características dos equipamentos utilizados para calcular a média de consumo de energia e o fluxo de produção no processo de produção das sacolas plásticas e bobina picotada

Equipamentos	**Fabricantes/Equipamentos**		
EXTRUSORA TUBULAR	Carnevalli	MegaSteel	Bandera
Modelo	Polaris Magnum 75	Advanced	75 AFS
Motor (kW)	75	92	90
Produção (kg/h)	250	280	250
SACOLEIRA	Polimáquinas	Hece	Brasilchina Imp.
Modelo	1300 - E	HSC 1100 – EC II	CY - SH 1200
Motor (kW)	40/48	20	10
Produção (ciclos/min)	220	230	60
	As informações em destaque foram assumidas para o cálculo do gasto energético		

Tabela 2: Dados utilizados para a elaboração dos Inventários do Ciclo de Vida

Processo	Base de dados	Descrição	Referência
MATRIZ ENERGÉTICA	Power grid mix PE	Matriz energética do Brasil conforme Relatório Anual (Balanço Energético Nacional, 2006)	GaBi databases 2006 (GABI 4.0, 2009)
HDPE	Polyethylene high density granulate (PE – HD) ELCD/Plastics Europe	Abrange todas as etapas dos processos desde a extração de recursos (matéria-prima) até a produção dos *pellets*	GaBi databases 2006 (GABI 4.0, 2009)
PLA	Ingeo Polylactide (PLA) biopolymer production – Nature Works		GaBi databases 2011 (GABI 6.0, 2012)
Produção do etanol	Artigos em revistas indexadas	Informações sobre as emissões de GEE na produção de etanol	GOLDEMBERG e LUCON, (2007); SOARES *et al.* (2009)
Polimerização do HDPE a partir do etanol	Não encontrada	-	-
PRODUÇÃO DO FILME	Extrusora Tubular – 75 AFS - Bandera	Informações sobre o gasto energético e a capacidade de produção	www.bandera.com.br
PRODUÇÃO DAS SACOLAS	Sacoleira 1300 – E Polimáquinas		www.polimaquinas.com.br
RECICLAGEM MECÂNICA (Beneficiamento e Transformação)	Tese de Doutorado de Flávia Faria	Informações sobre o gasto energético necessário para a produção de poliolefina reciclada	FARIA (2011)
ATERRO	Landfill – ELCD/PE	Disposição de resíduos sólidos urbanos em aterro	GaBi databases 2006 (GABI 4.0, 2009)
INCINERAÇÃO	Incineration – Polyethylene (PE) ELCD/PE	Incineração de resíduos sólidos urbanos com tratamento de gases	GaBi databases 2006 (GABI 4.0, 2009)
COMPOSTAGEM	Artigos em revistas indexadas	Informações sobre a quantidade de emissões de GEE na compostagem de filmes biodegradáveis	BASTIOLI (2005); KATLEN (2010)
CO_2 eq	CML 2001 – Global Warming Potential (GWP 100 years)	Metodologia para conversão dos gases do efeito estufa em CO_2 eq	GaBi databases 2006 (GABI 4.0, 2009)

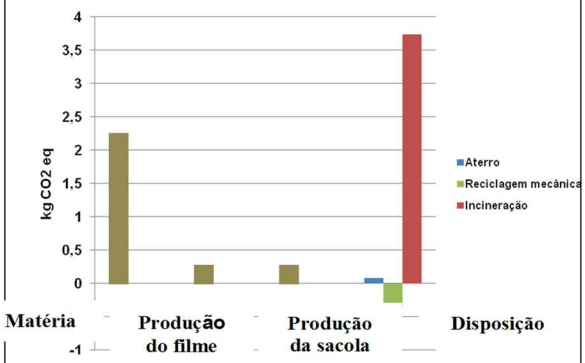


Figura 1: Contribuição das emissões de GEE em cada etapa do ciclo de vida das sacolas plásticas convencionais de HDPE, para os cenários que incluem o aterro, a reciclagem mecânica e a incineração, considerando a produção de 1 kg de sacolas

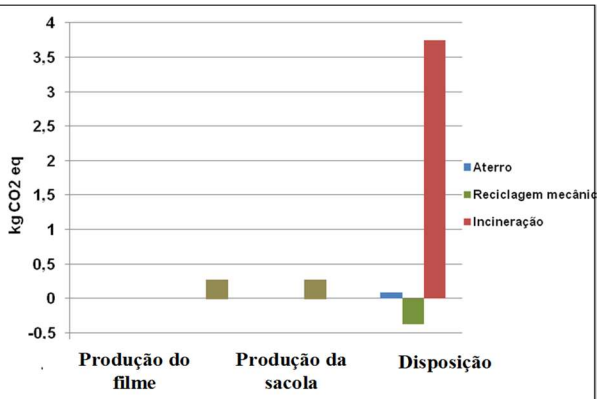


Figura 2: Contribuição das emissões de GEE nas etapas de processamento e destinação do ciclo de vida das sacolas plásticas de HDPE obtido a partir de etanol, para os cenários que incluem o aterro, a reciclagem mecânica e a incineração, considerando a produção de 1 kg de sacolas

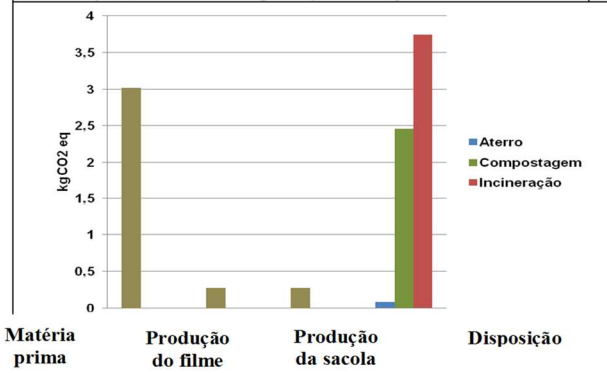


Figura 3: Contribuição das emissões de GEE em cada etapa do ciclo de vida das sacolas de PLA, para os cenários que incluem o aterro, a incineração e a compostagem, considerando a produção de 1 kg de sacolas

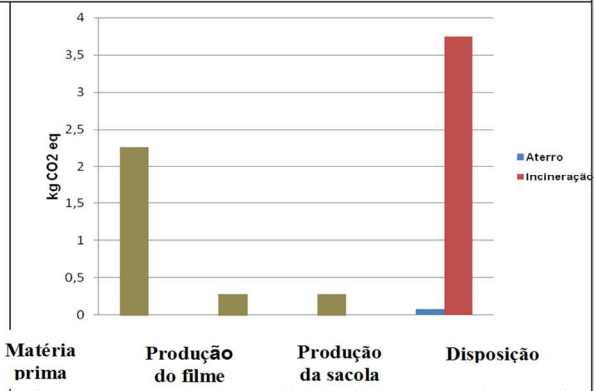


Figura 4: Contribuição das emissões de GEE em cada etapa do ciclo de vida das sacolas plásticas oxidegradáveis, para os cenários que incluem o aterro e a incineração, considerando a produção de 1 kg de sacolas

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura. Rio de Janeiro: 2009. 21 p.

_____. NBR ISO 14044: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações. Rio de Janeiro: 2009. 46 p.

_____ . NBR ISO 14937: sacolas plásticas tipo camiseta - requisitos e métodos de ensaio. Rio de Janeiro: 2010. 17 p.

BENÍTEZ, A. et al. Abiotic degradation of LDPE and LLDPE formulated with a pro-oxidant additive. Polymer Degradation and Stability., v. 98, n.1, p. 490 – 501, 2013.

BRASKEM a. Fundação Espaço Eco. Disponível em: < http://www.espacoeco.org.br/media/31219/relatorio_fee_2011.pdf>. Acesso em: 22 ago. 2012.

BRITO, G. F. et al. Biopolímeros, polímeros biodegradáveis e polímeros verdes. Revista Eletrônica de Materiais e Processos, v. 6, n. 2, p. 127–139, 2011.

DALMOLIN, E. Avaliação da degradação de poliolefinas contendo aditivos pós-degradantes. 2007. 74 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

ECOBILAN PWC. Évaluation des impacts environnementaux des sacs de caise Carrefour: analyse du cycle de vie de sacs de caise em plastique, papier et matériau biodegradable. France: [s.n.], 2004.

FARIA, F. P. Avaliação do desempenho ambiental do processo de reciclagem de poliolefinas utilizando as ferramentas produção mais limpa, análise envoltória de dados e análise swot. 2011. 214 f. Tese, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011.

FECHINE, G. J. M. et al. Effect of UV Radiation and Pro-Oxidant on PP Biodegradability. Polymer Engineering and Science, v.49, n. 1, p.123-128, 2009.

FONTANELLA, S. et al. Comparison of the biodegradability of various polyethylene films containing pro-oxidant additives. Polymer Degradation and Stability. v. 95, n. 6, p. 1011–1021, 2010.

GaBi 4.0 (Ganzheitliche Bilanzierung). Software and database for Life Cycle Engineering, PE INTERNATIONAL GmbH and LBD University of Stuttgart, 2009. Licença de uso pertencente ao laboratório de reciclagem do IMA/UFRJ.

GaBi 6.0. Software and database for life cycle engineering, PE INTERNATIONAL, 2012. Licença de uso pertencente ao laboratório NERDES, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

GRIGALE, Z. et al. Biodegradable packaging from life cycle perspective. Scientific Journal of Riga Technical University: material sciense and applied chemistry. Letônia, v. 21, n. 1, p. 90 -96, 2010

JAMES, K.; GRANT, T. LCA of degradable plastic bags. Centre for Design at RMIT University. Melbourne, 17p. 2005.

GOLDEMBERG, J. LUCON, O. Energia e meio ambiente no Brasil. Estudos Avançados [online]., v..21, n.59, p.7-20,. 2007.

LEMOS, H. M.; BARROS, R.L.P. Gestão do Ciclo de Vida dos Produtos & Rotulagem Ambiental. Rio de Janeiro: SEBRAE, 2008. 60 p.

LIMA, A. M. F. Avaliação do ciclo de vida no Brasil: inserção e perspectivas. 2007. 166 f. Dissertação, Universidade Federal da Bahia, 2007.

MOURAD, A.L., GARCIA, E.E.C., VILHENA, A. Avaliação do Ciclo de Vida: princípios e aplicações. Campinas: Centro de Tecnologia de Embalagem (CETEA) /Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE), 2002. 92 p.

MURPHY, R. J.; DAVIS, G.; PAYNE, M. Life cycle assessment (LCA) of biopolymers for single-use carrier bags. London: National Non-Food Crops Centre, Imperial College London, 2008.

NOLAN – ITU, CENTER FOR DESIGN AT RMIT, EUNOMIA RESEARCH AND CONSULTING. Plastic shopping bags: analysis of levies and environmental impacts – report. 2002.

NOLAN – ITU, CENTER FOR DESIGN AT RMIT, EXCELPLAS AUSTRALIA. The impacts of degradable plastic bags in Australian: final report to department of the environmental and heritage. 2003.

OJEDA, T.F.M. et al. Abiotic and biotic degradation of oxo-biodegradable polyethylene. Polymer Degradation and Stability, v. 94,

PLASTIVIDA. Pesquisa IBOPE. Disponível em: <http://www.plastivida.org.br/sacolas/_pdf/PesquisaIBOPE.pdf 2012>. Acesso em: 25 nov. 2012.

SALLES, A. C. N. Emissões de gases do efeito estufa dos dormentes de ferrovia da madeira natural e de madeira plástica no Brasil e na Alemanha com base nos seus ciclos de vida. 2009. 201 f. Tese, UFRJ, 2009.

SANTOS, B. C. M. Análise do ciclo de vida da embalagem de polietileno tereftalato. In: Congresso Nacional de Excelência em Gestão, 7. 2011, Rio de Janeiro. Anais...Rio de Janeiro: 2011. p. 1–20.

Soares, L.H.B., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., Mitigação das Emissões de Gases Efeito Estufa pelo Uso de Etanol da Cana-de-açúcar Produzido no Brasil, Circular Técnica – Embrapa, abril, 2009. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/630482/1/cit027.pdf. Acesso em 06 jul.2016.

Souza, G. C., Dissertação Pegada de carbono de sacolas plásticas para o Brasil, Universidade Federal do Rio de Janeiro (2013).

Regionalized Life Cycle Inventory Data through Sustainable Recycling Industries Project

Amir Safaei [1]

[1]*Project Manager Internationalization, ecoinvent. Email: safaei@ecoinvent.org*

Sustainable Recycling Industries (SRI), Life Cycle Inventories (LCI) is a project funded by Swiss State Secretariat of Economic Affairs (SECO), which aims to develop the local expertise in Life Cycle Assessment (LCA) and LCI, and collect and provide regional LCI data required for the use in LCA studies and similar assessment tools. SRI-LCI is being implemented by ecoinvent across four geographical regions, including Latin America (Brazil, Peru and Colombia). This article provides the future plans, as well as the status of the project in Latin America and hitherto accomplished goals, with focus on capacity building workshops which were held in different locations in Brazil during the last quarter of 2015.

Palavras-chave. *Life Cycle Inventories (LCI), Sustainablae Reclyling Indutries (SRI), Inventário de ciclo de vida (ICV)*

Introduction

Sustainable Recycling Industries (SRI) is a programme funded by the Swiss State Secretariat of Economic Affairs (SECO) and is jointly implemented by the Institute for Materials Science & Technology (Empa), the World Resources Forum (WRF) and ecoinvent through three linked programme components:

Life Cycle Inventory (LCI): SRI collects and provides the Life Cycle Inventory (LCI) data required for the assessment of environmental performance of industrial activities or services through the improvement of regional expertise and data collection activities

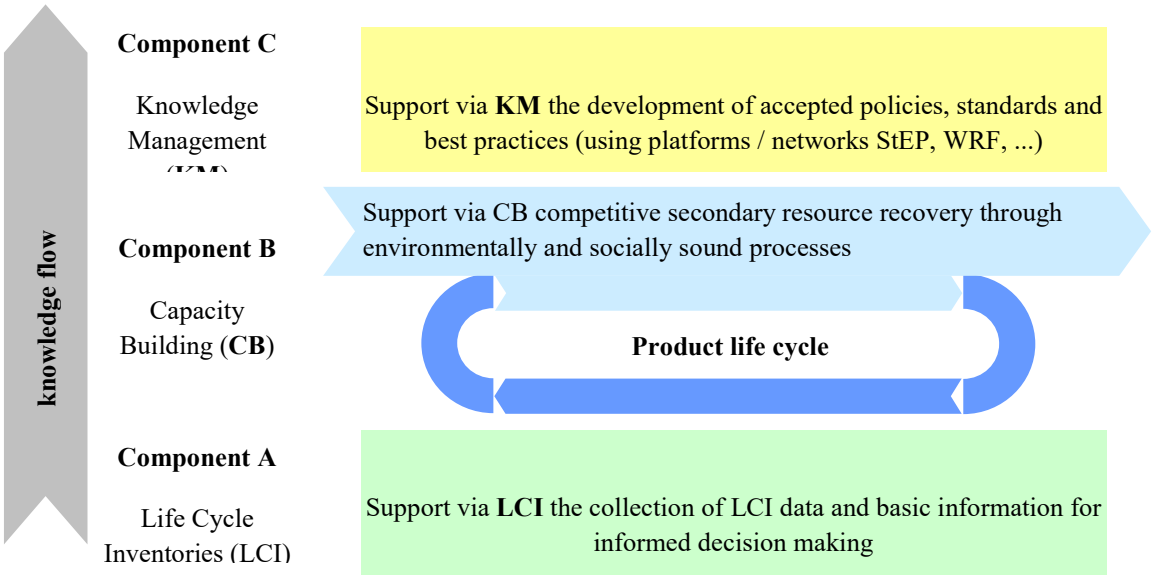
Recycling Initiatives: SRI develops local capacity for sustainable recycling together with private and public institutions, as well as the informal sector.

SRI Roundtable: SRI facilitates a stakeholder consultation for the development of sustainability criteria for secondary materials.

Figure 1 displays the interconnection between different components of the SRI programme. The LCI component of the SRI project (SRI-LCI), which is implemented by ecoinvent, provides the basis for informed decision-making on the sustainability of products and developments in other components of SRI project. The objective is the development of regional LCI data required for the use in Life Cycle Assessment (LCA) studies, environmental product declarations, carbon foot-printing and similar assessment tools. SRI-LCI is being implemented by ecoinvent across four geographical regions, with focus on specific countries: Latin America (Brazil, Colombia, Peru), Southern Asia (India), Southern Africa (South Africa).

The aim of this article is to provide an overview of the SRI-LCI project, discuss the activities and progress across different sub-components, and outline the future plans of the project in Latin America. Next section provides an overview of the structure of the project and its different sub-components. It is followed by an update of the hitherto progress across different sub-components of the SRI-LCI, with focus on round of workshops held in 2015 as a part of capacity building activities in Brazil. Future activities and conclusions close the paper.

Figure 1: Structure of the SRI programme based on three components: A) Life Cycle Inventories (LCI), B) Capacity Building (CB) and C) Knowledge Management (KM).



SRI-LCI Project

The creation of reliable, consistent and transparent regionalized LCI data represents the core purpose of the SRI-LCI project. Ecoinvent, as a global supplier of transparent LCI data, is in charge of developing the basis for regional LCI data in South America (Brazil, Colombia, Peru), Sub-Saharan Africa (South Africa), and Southern Asia (India). To reach such goal, SRI-LCI is organized in three main sub-components:

- **Regional coordinators**: The purpose is to identify and reinforce the networks of LCA experts in each region. Such networks can promote LC thinking and raise awareness on LCA in their regions, and facilitate communication and data exchanges. For each region, ecoinvent collaborates with a "regional coordinator" who supports the networking and project coordination within the region. In Latin America, Technical federal University of Parana (UTFPR), which is a recognized center of excellence in LCA, represents SRI-LCI regional coordinator.
- **Capacity building**: the aim is to create awareness about the importance of LCA, and create and consolidate the local expertise in the field of LCA and LCI data collection and management. Created capacity helps to expand the network of LCA experts in the region and benefits the data collection activities. On-location and virtual workshops with experts from the ecoinvent center are regularly performed. In addition, regional coordinators and international experts, with the support of SRI and ecoinvent center, carry out workshops and trainings on LCA, LCI data collection and processing, and database management. In this context, the first round of capacity building workshops were held in Brazil during the last quarter of 2015, which is described in next section of this article.
- **LCI data collection**: constitutes the core of the SRI-LCI project. The local data collection activities are coordinated by ecoinvent and delegated to competent local and international data providers through public calls. The generated data will be submitted to ecoinvent in order to go under the revision process by its editorial board and experts. The resulting datasets, in addition to being embedded into the ecoinvent database, will be available, free-of-charge, to make the base of national database initiatives in regions. To ensure a maximum return on investment, LCI data collection projects are organized into 3 tiers, with decreasing degree of funding available from tier 1 to tier 3. Tier 1 represents processes that constitute an integral part of almost any LCA, and thus vital for any LCI background database, such as

energy, transport of materials, construction or waste treatment. Tier 2 represents the important industrial sectors in each region. Several criteria can be employed to select Tier 2 sectors, e.g. contribution to GDP, or contribution to national emissions. As an example, Tier 2 data for Brazil have been identified as result of the study by Chiumento (2016), which has identified the main the priority elementary processes which contribute to the certain type of environmental impacts in Brazil. Finally, Tier 3 represents "low hanging fruits", i.e. data that can be converted into LCI datasets with minimal effort. Examples are the available results of LCA studies which are carried out, for which the data provider is willing to share existing data.

All data collection projects are delegated to local and international experts through calls for tender. These calls are open for all qualified institutions to participate. Generated data will be submitted to ecoinvent to be reviewed according to ecoinvent Data Quality Guidelines and provided for free to make the base of national LCI initiatives.

Capacity building workshops in Brazil

In order to more effectively ramp up the existing capacity in Brazil, during the last quarter of 2015, ecoinvent, UTFPR, and Quantis international, along with Brazilian Institute of Information in Science and Technology (IBICT), who is in charge of developing national life cycle inventory database of Brazil (SICV) held six days of capacity building workshops in three major cities in Brazil. The objective of the workshops was to disseminate Life Cycle Thinking (LCT) and the use of LCA methodologies, extend the local capacity for conducting LCA and generating and regionalizing LCI data, and discuss SRI-LCI data collection project and strategies to contribute to SICV. In the planning phase, three target groups, according to their level of expertise in LCA/LCI, were defined:

- Target Group 1 (TG1): representatives from industry and government who are interested in the concept of sustainability and LCA. Policy planners and industry representatives including mid- and top-level managers constitute such audience.
- Target Group 1 (TG2): LCA practitioners, who have a basic level of knowledge into LCA and are interested to develop their knowledge in the field without necessarily aiming to participate in SRI-LCI data collection activities.
- Target Group 1 (TG3): LCA experts/data providers who are interested in participation in SRI data collection activities

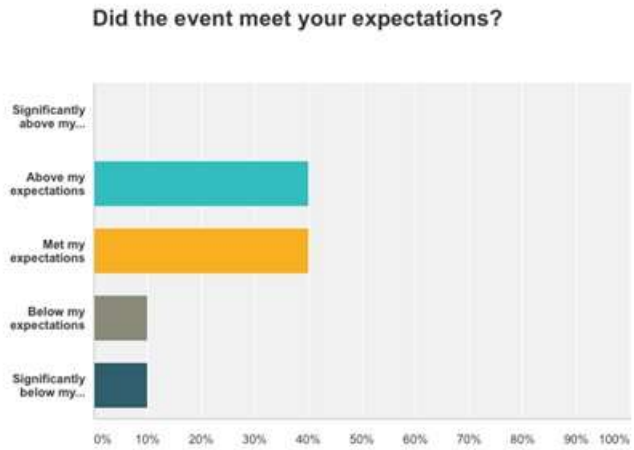
Two days of workshops were aimed at each of above target groups in each region, according to the schedule presented in Table 1. The objective of TG1 workshops was to raise awareness about the application and importance of life-cycle thinking and sustainability for industry and policy planning. TG1 workshop in Rio de Janeiro was held jointly with IBICT, who along with the Brazilian business LCA networks, provided the history of LCA activities and the roadmap of Brazilian national database: The data exchange possibilities between SRI-LCI and SICV was also discussed. The TG1 workshop in São Paulo was focused on industry and how to create value through LC thinking, with valuable contributions by Braskem and BASF who presented their LCA activities. TG2 workshops were designed to augment the science of LCA in in relevant topics such as LCI inventory modelling and regionalizing of inventory data for prominent sectors for Brazil and Latin America, such as agriculture. TG3 workshops, which were also the most technical workshop, were conducted for the potential data providers with hand-on training on data processing and submission to ecoinvent database through ecoEditor software, i.e. the tool to create, edit, review and upload datasets to the ecoinvent database. Networking activities commenced two months prior to workshops and were intensified by approaching the designated dates.

Table 21: Schedule of conducted SRI-LCI workshops in Brazil

A multi-stake holder approach was implemented to bring together experts from academia, industry and policy planning. Participants and speakers consisted of local networks active in the field of sustainability and LCA, such as IBICT, UTFPR, CEBDS, FEE, Embrapa, Ekos Brasil, INMETRO as well as leading LCA industries such as Boticário, Natura, Braskem and Bosch, and several academic institutions and consultancies across Brazil.

The over-all rate of participation was positive, with more than 150 participants attending the workshops. A post-workshop questionnaire was distributed electronically among all the workshops to assess the efficiency of the trainings and detect the areas of improvement. Overall, the level of satisfaction was high among the workshops participants: more than 80% of the participants expressed that the workshops have met or exceeded their expectations (Figure 1).

Figure 32: Results of survey to assess the satisfaction level of workshop participants



When asked "what parts/aspects of the conference did they like best and any recommendations to improve the workshops", participants valued the practical examples and LCA case-studies by the industry. More hands-on trainings to conduct LCA for prominent sectors, such as agriculture or construction, was a highly regarded point. There were of course areas for improvement both related to the contents and methods of presentations. Some participants requested for sector-specific trainings and more in-depth discussion in certain relevant topics such as land-use change for agricultural products. Also, more material in local language (Portuguese) was a requested by participants.

SRI progress and Future Plans

Future capacity building activities will target specific industries and move towards practical trainings by bringing examples to conduct LCA for specific industries. Preparing material for potential data providers of the SRI project, i.e. easy-to-follow guidelines for data providers in local language to facilitate LCI data preparation and generation, constitutes future plans. In addition to capacity building activities, data projects were also commenced in Latin America with the first call for data collection targeting "agriculture, animal husbandry and forestry" sectors. Data collection activities will pace-up in the remaining time, targeting sectors including as electricity, building materials and construction, transportation, waste disposal and treatment, and water supply and water treatment. In addition, modelling tools for simpler generation of LCI data will be developed to support inexperienced data creators on complex issues. Such modelling tools will be used to transform primary data into inventory models that can be then uploaded in LCA softwares. Depending on data availability, such tools effectively complement primary data collection and reduce the overall effort to achieve consistent results, e.g. in the sector of informal waste treatment. Two models to facilitate LCI data generation for "agriculture" and "waste treatment" sectors will be developed for SRI project.

Conclusions

SRI-LCI, funded by SECO, aims to collect and provides the LCI data for the assessment of environmental impacts of industrial activities or services through the improvement of regional expertise in LCA and data collection activities. SRI project will continue until the end of 2017. This article provided a status of the project in Latin America and hitherto accomplished goals. For more information about the project and the future activities, interested readers can refer to the portal of the project: http://sustainable-recycling.org/ and

References

Chiumento, G (2016) Priorização de processos elementares e adaptação de bases de dados de inventários do ciclo de vida (icvs). Master thesis. Federal Technical University of Paraná.

Análise de Inventário do Ciclo de Vida de mudas de cacaueiros

Ittana de Oliveira Lins [1], Samuel de Deus Cunha[2], José Adolfo de Almeida Neto[3]

[1]*Universidade Estadual de Santa Cruz, email: ittanalins@gmail.com*
[2] *Universidade Estadual de Santa Cruz*
[3] *Universidade Estadual de Santa Cruz, DCAA*

Resumo. O cultivo de cacaueiros é uma das atividades agrícolas desenvolvidas na região Sul da Bahia que além de contribuir para a economia do Estado, destaca-se ecologicamente pela manutenção de remanescentes florestais da Mata Atlântica. Porém, além dos aspectos ecológicos, é importante considerar que as entradas de produtos (insumos agrícolas, combustível fóssil, água, energia, equipamentos e outros) e saídas (emissões, produtos e coprodutos) ao longo de todo ciclo de vida de um produto impactam positiva ou negativamente o meio. Considerando as amêndoas de cacau como o principal produto da fase agrícola do cultivo de cacaueiros, e que o seu ciclo de vida e composto pelas etapas de produção de mudas (viveiros); escolha e preparo da área para o plantio; plantio das mudas no campo; tratos culturais (adubação, podas, roçagens, controle de pragas e doenças); beneficiamento (colheita, fermentação e secagem), esta pesquisa objetivou descrever e inventariar a etapa de produção de mudas, considerando a tecnologia de produção do Instituto Biofábrica de Cacau, Ilhéus, Bahia, Brasil. Utilizando-se a Metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), conforme normatização da ISO 14044 realizou-se o Inventário do Ciclo de Vida (ICV) das mudas de cacaueiros produzidas no Instituto Biofábrica de Cacau, considerando-se de forma preliminar todas as etapas da fase de produção, visando melhor compreensão e análise das mesmas, baseado na observação dos dados, identificando-se os problemas, e apontando-se o quais aspectos na produção poderão ser melhorados e, consequentemente, reduzir os impactos ambientais. As principais etapas identificadas no ciclo de vida destas mudas foram: preparo do terriço, mistura do substrato, enchimento do tubetes, transporte dos tubetes para o viveiro, obtenção e preparo das estacas, plantio das estacas para enraizamento, tratos culturais, repicagem das mudas transplantadas para o campo. Observou-se na etapa de preparo do substrato a maior entrada de produtos, principalmente insumo agrícola, seguido da etapa de irrigação, que além do consumo de água há um consumo de energia elétrica. Esta irrigação pode ser mais eficiente, controlando-se melhor os intervalos de regas e vazamentos das tubulações com intuito de ser mais eficaz e com menor gasto de água, visando maior economia financeira com visão ecologicamente correta.

Palavras-chave: Biofábrica de Cacau; Sul da Bahia, Avaliação do Ciclo de Vida, produção de mudas.

Introdução

A cacauicultura é uma atividade agrícola típica de regiões com clima tropical úmido (ORTIZ-R et al, 2014), de importância para economia nacional e que pode apresentar benefícios ambientais relacionados ao manejo do cultivo (SCHROTH e HARVEY, 2007). Do cacau, fruto do cacaueiro (*Theobroma cacao* L.), após as sementes passarem pelo processo de fermentação, dão origem às amêndoas, sendo o principal produto comercializável (ORTIZ-R et al., 2014).

O Brasil ocupa a sexta colocação no ranking mundial de produção de amêndoas de cacau, sendo a região cacaueira do sul da Bahia a principal produtora do país, correspondendo a aproximadamente 600 mil hectares que, apesar de representar 95% da produção de amêndoas, apresenta uma baixa produtividade, variando de 225 e 300kg/ha/ano (LEITE et al., 2016).

A atual baixa produtividade de amêndoas de cacau na região sul da Bahia é reflexo de um somatório de fatores econômicos, ambientais, sociais e principalmente agronômicos e tecnológicos. Dentre os aspectos tecnológicos, a maior parte da área cultivada com cacaueiros nesta região apresenta uma baixa densidade de plantas por hectare, variando de 300 a 700 cacaueiros.

Tendo em vista o processo de revitalização da lavoura cacaueira, pode-se considerar como um dos desafios a implantação de stand adequado (1000 plantas/ha). No entanto, será necessário a disponibilidade de mudas para implantação de novas áreas ou reformas das áreas já existentes, aumentando-se a densidade de plantas por

hectares, conforme recomendações técnicas adequadas e, assim, alcançar a produtividade potencial esperada para o cultivo (SODRÉ e MARROCOS, 2009; LEITE et al., 2016).

Ambientalmente, o potencial de impacto que as atividades agrícolas causam, variam muito em função de como os sistemas agrícolas são manejados e das características edafoclimáticas do local de implantação da cultura (OKE e ODEBIYI, 2007; GOGLIO et al., 2012; ORTIZ-R et al., 2014).

Neste contexto, observa-se que a sustentabilidade de um produto demanda uma avaliação mais ampla, na qual aspectos como o uso de recursos naturais, as emissões diretas e indiretas para o meio e a destinação de resíduos sejam consideradas ao longo de todo o ciclo de vida do produto devem ser quantificados e levados em consideração (KULAY e SEO, 2010; WEIDEMA et al., 2013).

Considerando o manejo predominante dos sistemas de cultivo de cacaueiros, o ciclo de vida das amêndoas de cacau é composto pelas seguintes etapas: produção de mudas (viveiros), preparo da área para o plantio, plantio das mudas no campo, tratos culturais (adubação, podas, roçagens, controle de pragas e doenças) e beneficiamento (colheita, fermentação e secagem) (OLIVEIRA et al., 2013). A etapa de produção de mudas, pode ser detalhada nos seguintes processos unitários: construção do viveiro, preparo do terriço, mistura do substrato, enchimento do tubetes, transporte dos tubetes para o viveiro, obtenção e preparo das estacas, plantio das estacas para enraizamento, tratos culturais, repicagem das mudas para sacos de polietileno, tendo como produto mudas de cacaueiros (SODRÉ e MARROCOS, 2009).

Estudos do ciclo de vida de produtos agrícolas consideram que a etapa de viveiro desempenha um papel importante para as plantas com interesse comercial, pois promovem a proteção necessária além do uso de insumos específicos que aceleram o crescimento de forma satisfatória (CERUTTI et al., 2014; ORTIZ-R et al., 2014). Segundo Sodré e Marrocos (2009), a garantia da qualidade das mudas, de acordo com a sua procedência, pode garantir o sucesso ou não do plantio definitivo. Segundo Muniz et al. (2013), a produção de mudas de qualidade é ainda um desfaio para muitas culturas e muito importante para estabelecimento dos plantios.

Neste sentido, vale ressaltar que o ciclo de vida de um produto ou serviço inicia quando os recursos naturais para sua produção são extraídos de sua origem, compreendendo a sequência das etapas de extração, processamento da matéria-prima, obtenção do produto, distribuição, uso, reuso, reciclagem e descarte, ou seja, só se encerra quando os materiais, resíduos e emissões retornam à natureza, conforme apontam diversos estudos baseados na metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida - ACV (KULAY e SEO, 2010; GOCKOWSKI e SONWA, 2011; WEIDEMA et al., 2013).

Considerando a importância da produção de amêndoas de cacau para o mercado de produção de chocolate, a necessidade de revitalização e/ou implantação de novas áreas de cultivo de cacaueiros, e a consequente necessidade de produção de mudas para ampliação das áreas de plantio, esta pesquisa objetivou a construção e análise do Inventário do Ciclo de Vida de mudas de cacaueiros, considerando-se o seu ciclo de vida e a tecnologia de produção do Instituto Biofábrica de Cacau (IBC), Ilhéus, Bahia, Brasil.

O IBC é uma organização social criada pelo Governo do Estado da Bahia, em 1999, responsável pela produção em larga escala de mudas clonais de cacaueiros, cujos viveiros produzem de 15 mil a 20 mil mudas de cacau multiplicadas por estaquia, um meio de propagação vegetativa muito utilizado na produção de plantas ornamentais e frutíferas, sendo a principal fornecedora de mudas de cacaueiros da região sul da Bahia.

Material e Métodos

Para auxiliar na construção do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) das mudas de cacaueiros, além do aprofundamento da pesquisa bibliográfica e documental, para a definição dos processos unitários e coleta de dados secundários, baseou-se nos princípios definidos da ISO 14040 (2006), destacando-se para a execução

deste estudo as etapas de "definição de objetivos e de escopo", a de "construção do inventário", e a de "interpretação

Conforme estabelecido na norma ISO 14040 (2006), propôs-se o seguinte escopo para o estudo:

- Definição do objetivo do estudo: analisar o Inventário do Ciclo de Vida de mudas de cacaueiros produzidas com a tecnologia do Instituto Biofábrica de Cacau (ICB), Ilhéus, Bahia, Brasil.

- Função: produção de mudas de cacaueiros para serem utilizadas na renovação ou na instalação de novos plantios, cujos dados foram coletados num período de 3 meses.

- Unidade funcional: 1000 mudas de cacaueiros.

- Fronteira do sistema: o estudo foi realizado a partir de dados da produção de mudas de cacaueiros na região Sul da Bahia, do Instituto Biofábrica de Cacau (IBC), iniciando na etapa de preparo do terriço e finalizando na etapa de repicagem das mudas para sacos de polietileno, conforme demonstrado na Figura 1.

- Pressupostos e limitações do estudo: as limitações encontradas na coleta de dados foram principalmente a falta de dados primários específicos de cada processo unitário do ciclo de vida das mudas, sendo necessário recorrer à dados secundários. Os aspectos ambientais como consumo de água, consumo de energia elétrica, tipo e quantidade de insumos agrícolas e outros materiais foram considerados neste estudo, cujos dados foram obtidos no local e complementado a partir de literatura especializada. Os aspectos ambientais foram observados e quantificados nas seguintes etapa do ciclo de vida das mudas de cacaueiros: preparo do terriço, mistura do substrato, enchimento do tubetes, plantio das estacas para enraizamento e tratos culturais. As etapas de construção do viveiros e preparo do germoplasma para aquisição das estacas foram desconsideradas neste estudo.

- Requisitos de qualidade dos dados: i. Cobertura temporal: para a realização do estudo considerou-se dados coletados no ano de 2015; ii. Cobertura geográfica: tecnologia de produção do Instituto Biofábrica de Cacau (IBC), Ilhéus, Bahia, Brasil; iii. Cobertura tecnológica: as etapas do ciclo de vida do produto analisado foi muito semelhante às etapas desenvolvidos em sistemas de viveiros em propriedade rurais na região do estudo.

- Interpretação dos resultados: esta etapa consistiu na discussão dos dados inventariados, relacionando-os, sempre que possível, com os aspectos ambientais considerados, fazendo-se relações com outros estudos e sugerindo-se recomendações pertinentes. Vale ressaltar que neste estudo foi feita uma avaliação ampla dos possíveis impactos ambientais, não direcionando para categorias de impacto ambiental específicas.

As principais etapas do ciclo de vida de mudas de cacaueiros estão representadas na Figura 1.

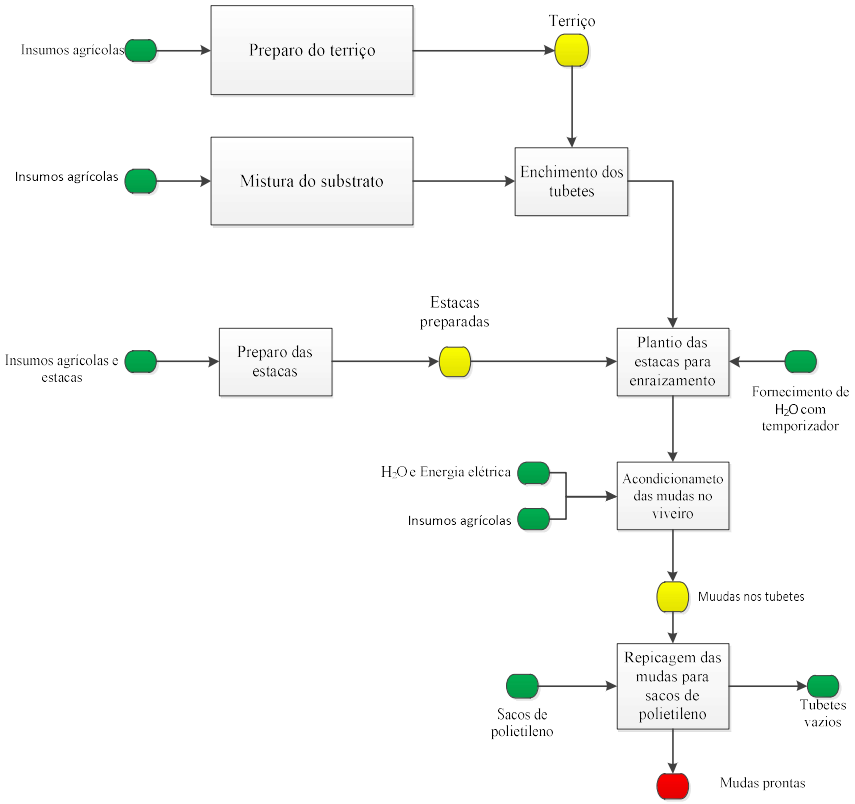


Figura 1: Fluxograma simplificado da produção de mudas de cacaueiros no sul da Bahia.

Resultados e Discussão

As principais etapas identificadas referentes ao ciclo de vida destas mudas foram: preparo do terriço, mistura do substrato, enchimento do tubetes, transporte dos tubetes para o viveiro, obtenção e preparo das estacas, plantio das estacas para enraizamento, tratos culturais, repicagem das mudas para sacos de polietileno.

Na Tabela 1, estão descritas as etapas consideradas no estudo e identificadas na área de estudo. Na Tabela 2 estão consideradas os aspectos ambientais e seus respectivos inputs identificados na área de estudo e/ou dados secundários, para a produção de 1000 mudas de cacaueiros.

Tabela 1: Breve descrição das etapas do ciclo de vida das mudas de cacaueiros identificadas no IBC

Etapas da produção de mudas	Fonte dos dados (referência)	Breve descrição
Preparo do terriço	da pesquisa	O terriço é preparado com a camada superficial de solos (até 20 cm de profundidade), de área de vegetação nativa (primária ou secundária).
Mistura do substrato	Sodré e Marrocos (2009)	Consiste numa mistura do produto comercial Plantmax®, pó da fibra de coco seco, adubo Osmocote® (fertilizante de liberação gradual, NPK 19-06-20) e adubo PG Mix® (NPK 14-16-18) composto com os micronutrientes: B, Cu, Fe, Mn, Mo e Zn.
Enchimento dos tubetes	Sodré e Marrocos (2009)	Os tubetes possuem capacidade volumétrica de 288 cm³ e são acondicionados numa bandeja específica com capacidade para 54 unidades.

Transporte dos tubetes para o viveiro	da pesquisa	As bandejas com os tubetes são transportados em mini veículos com capacidade de transporte de até 20 bandejas por viagem.
Obtenção e preparo das estacas	mista com parte da pesquisa e parte de Sodré e Marrocos (2009)	As estacas são coletadas no banco de germoplasma do IBC, conforme interesse por clones (CCN 51, PH 16, PS 1319), cortando-se pequenas estacas de até 16 cm de comprimento e 5 gemas apicais. No galpão de estaqueamento, as estacas são tratadas na base com AIB na concentração de 6.000 mg kg^{-1}, via talco, e recebem hidratação durante todo o processo.
Plantio das estacas para enraizamento	da pesquisa	Após o tratamento das estacas, elas são inseridas em tubetes previamente preenchidos com o substrato.
Tratos culturais	da pesquisa	Os tubetes são transportados e acomodados em viveiros com sistemas de irrigação por micro aspersão cujas regas são programados de 5 em 5 minutos, por 30 segundos, durante sessenta dias. Progressivamente, os intervalos de regas são aumentados de forma a torna-las mais rústicas e mais adaptáveis às condições naturais de campo.
Repicagem das mudas para sacos de polietileno	da pesquisa e Sodré e Marrocos (2009)	Completando-se o tempo de desenvolvimentos das mudas em viveiros, estas são retiradas do tubetes, manualmente, e repicadas para sacos de polietileno, cujos tamanhos variam com o tamanho das mudas em desenvolvimento.

Tabela 2: Inventário para produção de 1000 mudas de cacaueiros, conforme tecnologia do IBC

Aspectos ambientais	Quantidade	Unidade
Água	418.000	L
Substrato*	93,20	kg
Calcário dolomítico	13,3	kg
Superfosfato simples	24,5	kg
Micronutrientes*	3,3	kg
Indutor de raiz	80	g
Fertilizante*	20,0	kg

*Conforme produtos de marca específica

O Inventário do Ciclo de Vida das mudas de cacaueiros apresentado neste estudo, foi calculado para 1000 mudas. Dentre os aspectos ambientais identificados, o consumo de água é bastante expressivo, considerando o período que as mudas ficam acondicionadas nos viveiros, conforme condições descritas na Tabela 1. Nesta etapa, observou-se um consumo de água de 418.000L de água, assim como um consumo elevado de energia elétrica para funcionamento do sistema. Esta irrigação pode ser mais eficiente, controlando-se melhor os intervalos de regas e vazamentos das tubulações com intuito de ser mais eficaz e com menor gasto de água, visando maior economia financeira com visão ecologicamente correta.

Associando-se este aspectos ambiental com a categoria de impacto "Uso de água" e com o desenvolvimento de atividades agrícolas, a quantificação do consumo e a eficiência no uso deste recurso é de suma importância para a sustentabilidade ambiental do sistema. Segundo Claudino e Talamine (2013) em ACV, apesar da importância deste recurso, inerente à sobrevivência dos seres vivos, os estudos objetivam mostrar apenas a quantidade de água usada por produto ou serviço gerado, sem dá à devida importância ao local de origem desta água e, consequentemente, ao impacto ambiental desde a sua extração.

O uso de indutor de enraizamento, cujo produto utilizado no IBC é o ácido indolbutírico, conhecido como AIB, produto indispensável para obter satisfatórias porcentagens de enraizamento (RADMANN et al., 2014). Segundo Faria e Sacramento (2006), o uso de AIB promove uma redução nos custos de produção de mudas, pois além de acelerar o crescimento das raízes, promove maior e mais eficiente a absorção dos nutrientes no substrato utilizado.

Quanto aos insumos agrícolas inventariados, observou-se o maior consumo de substrato, totalizando 93,20 kg, seguido dos consumos de superfosfato simples (24,5 kg), fertilizantes (20 kg), calcário dolomítico (13 kg) e micronutrientes (3,3kg). Segundo informações obtidas no IBC, os micronutrientes utilizados são encontrados no produtos comercial FTE-BR12®, cuja composição nutricional é Cálcio (Ca): 7,1%; Enxofre (S): 5,7%; Boro (B): 1,8%; Cobre (Cu): 0,8%; Manganês (Mn): 2,0%; Molibdênio (Mo): 0,1%; Zinco (Zn): 9,0%, substrato Plantmax® e pó da fibra de coco seco.

Com relação ao aspectos ambiental "consumo de fertilizante", este foi considerado separadamente dos outros nutrientes, uma vez que o IBC utiliza o Osmocote®, utilizado comumentemente na produção de mudas de frutíferas. Segundo Muniz et al. (2013), o Osmocote é um adubo à base de NPK (nitrogênio-fósforo-potássio), fabricado em diferentes formulações e que disponibiliza os nutrientes lentamente à plantas em desenvolvimento.

Os aspectos ambientais descritos na Tabela 2 como substrato, calcário dolomítico, superfosfato simples, micronutrientes, indutor de raiz e fertilizantes, são insumos agrícolas, originados de combustíveis fósseis, cujos aspectos relacionados às práticas de manejo adotadas na produção destas mudas devem ser consideradas, assim como o processo de fabricação destes insumos, devido à demanda de recursos naturais não-renováveis.

Na agricultura, o uso de recursos naturais não-renováveis está direta e indiretamente associado ao consumo de derivados do petróleo nos processos de produção de diversos insumos agrícolas (fertilizantes químicos, defensivos agrícolas, etc.) e no uso de recursos minerais utilizados na produção de adubos.

Segundo Mesquita (2006), o uso de fertilizantes em doses adequadas para cada espécie, é importante para a produção de mudas, pois é ele que garante o crescimento da plântula, reduz o tempo de formação e as perdas de campo. Neste sentido, constata-se a necessidade de uma recomendação de adubação controlada e específica para cada cultura, de forma a evitar o uso desnecessário de insumos agrícolas e, consequentemente, de recursos naturais. Categorias de impactos ambientais como Eutrofização de água doce, Toxicidade Humana, Mudanças Climáticas, Uso de recursos Não Renováveis, são relevantes em estudos de ACV de produtos agrícolas, uma vez que desde a produção até o uso de insumos agrícolas, especialmente os fertilizantes, contribuem expressivamente para cada uma destas categorias (GOGLIO et al., 2012; ORTIZ-R et al., 2014).

Considerações finais

A partir do levantamento prévio do inventário do ciclo de vida de mudas de cacaueiros produzidas no IBC, e considerando-se a importância da qualidade da muda para se obter sucesso num plantio, foi possível constatar que a tecnologia adotada no IBC possibilita aos agricultores a aquisição de mudas de qualidade, a partir do controle no uso de substrato de cultivo apropriado. Estes são fatores essenciais para assegurar boa adaptação e crescimento após o plantio.

Vale ressaltar que este estudo foi uma avaliação preliminar do inventário do ciclo de vida de mudas de cacaueiros, fazendo-se necessário o aprofundamento e mais detalhamento de todo o sistema de produto para melhor investigar os possíveis impactos ambientais decorrentes desta fase da produção de amêndoas de cacau, principal produto de interesse econômico.

O uso de insumos agrícolas, com destaque para a água, corretivos e fertilizantes, foi o principal aspecto ambiental deste estudo, reafirmando os resultados encontrados em outros estudos de ACV, e a necessidade de

avaliar o ciclo de vida de mudas de cacaueiros considerando-se categorias de impactos ambientais relevantes, conforme mencionados no tópico "Resultados e Discussão".

A descrição das etapas e o inventário preliminar poderá auxiliar estudos futuros de desempenho ambiental do ciclo de vida de mudas de cacau produzidas na região sul da Bahia.

Agradecimentos

À FAPESB/CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado.

Referências Bibliográficas

CERUTTI, A. K. (2014) Life cycle assessment application in the fruit sector: State of the art and recommendations for environmental declarations of fruit products *Journal of Cleaner Production* 73, 125 -135p.

CLAUDINO, E. S.; TALAMINI, E. (2013) Análise do Ciclo de Vida (ACV) aplicada ao agronegócio - Uma revisão de literatura R. Bras. *Eng. Agríc. Ambiental*, v.17, n.1, p.77–85.

DILLINGER, T. L. et al. (2000) Food of the Gods: Cure for Humanity? A Cultural History of the Medicinal and Ritual Use of Chocolate *American Society for Nutritional Sciences*.

FARIA, J. C.; SACRAMENTO, C. K. (2003) Enraizamento e crescimento de estacas herbáceas do cacaueiro (clones CEPEC 42, TSH 516 E TSH 1188) em função da aplicação doácido indolbutírico (AIB) *Rev. Bras. Frutic., Jaboticabal* - SP, v. 25, n. 1, p. 192-194, Abril.

GOCKOWSKI, J.; SONWA, D. (2011) Cocoa Intensification Scenarios and Their Predicted Impact on CO2 Emissions, Biodiversity Conservation, and Rural Livelihoods in the Guinea Rain Forest of West Africa *Environmental Management*, v. 48:307–321p.

GOGLIO, P., BONARI, E., MAZZONCINI, M. (2012) LCA of cropping systems with different external input levels for energetic purposes. In: *Biomass and Bioenergy*, v. 42, p. 33-42.

ISO 14040 (2006) (International Organization for Standardization). Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. *ISO 14040*. Geneva, Switzerland: ISO.

KULAY, L. A; SEO, E. S. M. (2010) Orientações conceituais para elaboração de inventários de ciclo de vida. *Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente* - v.5, n.1, Artigo 1, jan./abr.

LEITE, J.B.V., SODRÉ, G. A., FONSECA, E. V. (2016) Plantar cacau em novas áreas é um dos segredos para aumentar a produtividade. *Anuário de Agricultura Brasileira. Informa Economics* FNP. São Paulo, p.

MESQUITA, H.A. de; FRÁGUAS, J.C.; PAULA, M.B. de. (2006) Adubação e nutrição da oliveira. *Informe Agropecuário. Azeitona e azeite de oliva: tecnologias de produção*, Belo Horizonte, v.27, n.231, p.68-72, mar./abr.

MUNIZ, C. O. et al. (2013) Efeito de diferentes adubos NPK no processo de produção de mudas de eucalipto enciclopédia biosfera. *Centro Científico Conhecer* - Goiânia, v.9, n.17; p. 1162.

OLIVEIRA, C. P.; CLAVIER, P. A.; QUEIROZ, M. M.; SANTANA, R. N.; BARCELOS, R. J. B. (2013) Cultivo e Manejo de Cacaueiros associação para o desenvolvimento da agricultura familiar do Alto Xingu - ADAFAX São Félix do xingu/Pa.

OKE, D. O.; ODEBIVI, K.A. (2007) Traditional cocoa-based agroforestry and forest species conservation in Ondo State, Nigeria Agriculture, *Ecosystems and Environment* 122, 305–311.

ORTIZ-R, O. O.; GALLARDO, R. A. V.; RANGEL, J. M. (2014) Applying life cycle management of colombian cocoa production Food Sci. Technol, Campinas, 34(1): 62-68, Jan.-Mar.

SCHROTH, G.; HARVEY, C.A. (2007) Biodiversity conservation in cocoa production landscapes: An overview. *Biodiversity and Conservation*, v.16, n.8, p. 2237-2244.

SODRÉ, G. A.; MARROCOS, P. C. L. (2009) Manual da produção vegetativa de mudas de cacaueiro Ilhéus : *Editus*, 46p.

RADMANN, E. B.; FEIJÓ, A. R.; GOULART, R. C.; FISCHER, D. L. O.; BIANCHI, V. J. (2014) Interação entre o genótipo e AIB no enraizamento de estacas semilenhosas de portaenxertos de pessegueiro Pesquisas Agrárias e Ambientais, Nativa, Sinop, v. 02, n. 04, p. 229-233, out./dez.

WEIDEMA B P, BAUER C, HISCHIER R, MUTEL C, NEMECEK T, REINHARD J, VANDENBO, C.O.; WERNET, G. (2013) Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Econinvent Report 1 (v3). St. Gallen: The ecoinvent Centre, 161 p.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Inventário do ciclo de vida do eucalipto para a produção de celulose na Bahia

GONÇALVES, C. de F.[1], GOUVEIA, E. dos S..[2], RODRIGUES, L. B.[3], ALMEIDA NETO, J. A. de[4]

[1]*Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), afgoncalves@uesc.br*
[2] *Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), elricasgouveia@gmail.com*
[3] *Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), rodrigueslb@gmail.com*
[4] *Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), jalmeida@uesc.br*

Resumo. *Este trabalhou teve por objetivo inventariar a cultura do eucalipto para a produção da celulose na Bahia a partir da abordagem em ciclo de vida do produto visando a construção do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) conforme a ISO 14044:2006. Para tanto, foram levantados os dados de entradas e saídas dos processos fabris da produção, desde a entrada das toras de eucalipto na fábrica, até a distrubuição dos fardos de celulose para exportação. A coleta de dados contou com dados primários (visitas a uma empresa da região) e secundários (periódicos especializados e banco de dados). A Matriz Pedigree (Weidema,2013) foi utilizada como instrumento para estimar incertezas dos dados com base em seis critérios (confiança, integralidade dos dados, correlação temporal, correlação geográfica, correlação tecnológica) interpretados de acordo com as características dispostas recebendo pontuações mediante a confiabilidade dos dados coletados. O estudo identificou que a produção de 1 t de celulose consome 3,4 m^3 de madeira e gera 0,03 MWh de energia a partir de biomassa. Foi observado que além da celulose, principal produto, coprodutos como corretivos de solo e fibra primária são obtidos a partir de resíduos da produção. Os coprodutos são reutilizados e/ou comercializados no mercado interno. Com a construção do inventário constatou-se a necessidade de um banco de dados composto por produtos brasileiros, pois as referências encontradas na literatura especializa e no banco de dados Ecoinvent são predominantemente estrangeiras. O ICV apresentou-se como um instrumento dinâmico e completo para avaliações ambientais, sociais e econômicas de produtos, podendo ser utilizado por empresas para qualquer sistema de produto. Além disso, fica evidenciada a necessidade de um banco de dados de produtos nacionaispara viabilizar novos estudos.*

Palavras-chave. *Florestas plantadas; Mercado da celulose; Sistema de produto.*

Introdução

O gênero *Eucalyptus* é de origem australiana e possui mais de 700 espécies. Faz parte da família *Mirtaceae* e da subfamília *Leptospermoideae*, com formas de frutos secos. No Brasil, as espécies mais cultivadas são *Eucalyptus saligna*, *E. grandis* e *E. Urophila* (as duas últimas formam o híbrido *E. urograndis*) (ABRAF, 2013).

Diversos pesquisadores afirmam haver uma disponibilidade territorial significativa para a produção de celulose de eucalipto no Brasil, bem como a utilização de tecnologia avançada e a vasta extensão territorial do país contando com quantidades relevantes de área disponível para plantios florestais, considerada a maior do planeta (ORLANDINI, et al. 2011).

Esta pesquisa objetivou inventariar a cultura do eucalipto para a produção da celulose a partir da abordagem em ciclo de vida do produto, visando a construção de um Inventário do Ciclo de Vida (ICV) da celulose de eucalipto produzida na Bahia referente aos processos fabris até a distribuição dos fardos de celulose para exportação.

Ciclo de Vida da celulose de eucalipto

A preparação da polpa celulósica para papéis ou outros fins consiste na separação das fibras dos demais componentes constituintes da planta, em especial a lignina, que atua como um cimento ligando as células entre si proporcionando rigidez à madeira. Existem diferentes fontes e processos de produção da celulose resultando, consequentemente, pastas com características distintas. Madeira dos gêneros: pinho, araucária e abeto, possuem fibras longas (3 a 5 mm), e são denominadas coníferas ou *softwood* (madeira macia), enquanto que as do eucalipto, álamo, carvalho e gmelina, possuem fibras mais curtas e finas (0,8 a 1,2 mm) e são conhecidas por folhosas ou *hardwood* (madeira dura) (GOMES; PACHECO, 1994).

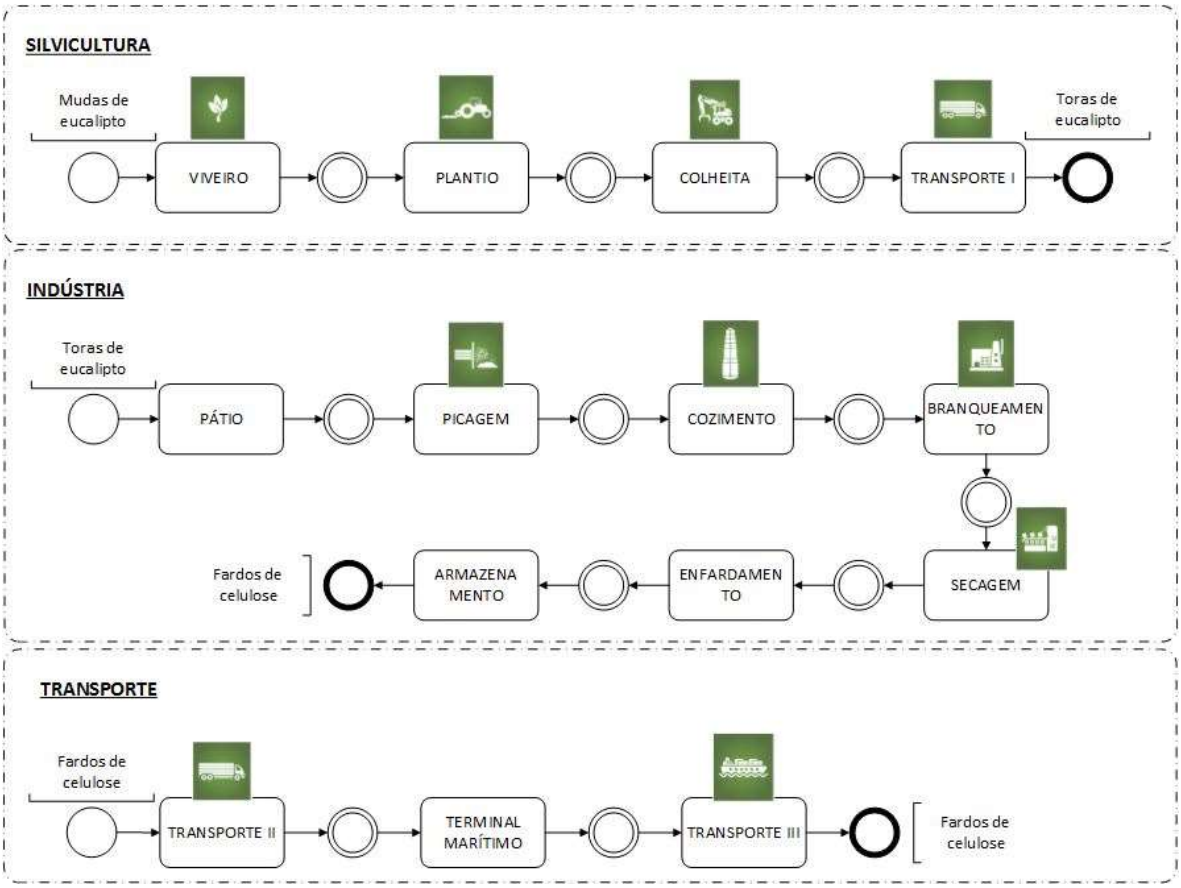
O ciclo de vida da celulose pode ser dividido em três etapas: (i) a silvicultura; (ii) a fase industrial e (iii) a distribuição e transporte. A primeira inicia-se na produção das mudas por meio de clonagem e seleção de mudas para o posterior plantio, colheita de corte raso e transporte para a fábrica. Esta etapa destaca-se pelo potencial de sequestro de carbono que o reflorestamento possibilita quando cultivado em áreas degradadas e por outro lado, pela sua emissão devido à queima de combustível fóssil das máquinas e transporte da madeira (PIOTTO, 2003).

A fase industrial consiste em pequenos e complexos estágios que perpassam desde o pátio de madeiras para lavagem e picagem até o enfardamento da folha de celulose branqueada, contendo cerca de 10% de água na composição final. A obtenção da pasta celulósica pode ocorrer através de processos industriais diferenciados, mas, no Brasil, o mais utilizado para o eucalipto é o processo químico *Kraft* (forte, em alemão) ou Sulfato, o qual consiste no tratamento dos cavacos em digestores com sulfato de sódio e soda cáustica. Nesta etapa, paralelamente a preparação da pasta química, ocorre a recuperação química de alguns insumos, a geração de energia por biomassa, bem como o tratamento de resíduos e efluentes gerados no processo (GONÇALVES, 2012).

A distribuição da celulose ocorre por meio terrestre e/ou marítimo a depender da empresa analisada. Nesta fase, devido ao alto consumo de combustíveis fósseis, estima-se elevada emissões de GEE (ABTCP, 2002; GONÇALVES, 2012).

A Figura 1 ilustra os processos unitários básicos (ou processo elementar) da silvicultura e do processamento fabril do ciclo de vida da celulose, tendo como referência o processo produtivo de uma empresa do setor, atuante no mercado interno e externo, com atividades concentradas no Sul da Bahia, sendo a maior parte da produção anual transportada por meio marítimo.

Figura 1: Principais etapas do ciclo de vida da celulose de eucalipto



Fonte: GONÇALVES, 2012.

Inventário do Ciclo de Vida (ICV) da celulose de eucalipto

Os inventários, segundo a ISO 14044 (2006b), possibilitam identificar limitações ou a necessidade de mais informações para a avaliação do produto, podendo gerar mudanças nos procedimentos de coleta de dados, revisão dos objetivos e/ou escopo do estudo enquanto está sendo realizado. A consistência dos dados viabiliza a obtenção de resultados de forma mais precisa e confiável.

A Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) segue normatização dada pela ISO 14.044 (2006), a qual o define como uma fase da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), realizada após definidos escopo, objetivos e planejamento da pesquisa. Os dados qualitativos e quantitativos referentes aos fluxos elementares para a inclusão no inventário, podem ser coletados por cada unidade de processo incluso no limite do sistema. Os dados coletados, sejam medidos, calculados, ou estimados, são utilizados para quantificar as entradas e saídas de uma unidade de processo.

A documentação dos dados é um critério importante previsto na ISO 14.044, incluindo além das quantidades e unidades, o período, meio de onde provém o recurso ou destinam-se as emissões, ano, região tecnologia, processo de coleta, etc. bem como, informações sobre os indicadores de qualidade de tais dados devem ser referenciados.

Metodologia

Conforme ilustrado na Figura 1, o ciclo de vida da celulose de eucalipto possui três etapas. Considerando as etapas II e III (industrial e distribuição), a Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV) iniciou-se a partir da entrada das toras de eucalipto no pátio da fábrica vinda das diversas áreas de colheita da empresa e fornecedores até a chegada dos fardos de celulose no porto de escoamento para exportação do produto, sendo, portanto, considerado um estudo de ICV do tipo *gate-to-gate* (portão-a-portão). Os dados da silvicultura utilizados neste estudo foram secundários, coletados em banco de dados e na literatura especializada.

A coleta de dados para o ICV iniciou-se por visitas a uma empresa instalada na Bahia para coleta de dados primários da sua produção anual. A Bahia possui duas grandes empresas de celulose com uma produção anual de cerca de três milhões de toneladas de celulose branqueada, 17% da produção nacional em 2014. A empresa estudada representa 40% desse total (ABAF, 2015).

As informações foram compiladas em planilhas eletrônicas e inseridos no *software* proprietário Umberto 1.2 para elaboração de apresentação gráfica do ciclo de vida do produto. A validação do ICV ocorreu sistematicamente, seguindo a normatização, realizando a análise qualitativa dos dados por meio da Matriz Pedigree, comumente utilizada em estudos de ACV e, validado pela apreciação técnica de um grupo de no mínimo três especialistas multidisciplinares com atuação na área de ACV, para então ser finalizado e apresentado à comunidade científica.

A Matriz Pedigree foi utilizada como instrumento para estimar as incertezas dos dados, sendo cada dado classificado com base em cinco critérios (confiança, integralidade dos dados, correlação temporal, correlação geográfica e correlação tecnológica) e interpretados de acordo com as características qualitativas propostas, sendo cada critério avaliado com base em cinco níveis de qualidade, recebendo uma pontuação discreta entre 1 e 5. Assim, um conjunto de cinco pontuações dos indicadores é atribuída a cada entrada e saída individualmente (WEIDEMA, 2013).

A partir da análise qualitativa obteve-se um vetor pedigree, representado pelas posições de U1 a U6 para cada um dos requisitos citados, sendo a sexta posição U6, referente à incerteza básica (Ub) para cada categoria de dado. O banco de dados Ecoinvent foi utilizado para complementação dos dados secundários e comparação dos primários com culturas de eucalipto fora do estado da Bahia, bem como a produção de celulose em outros países. Também foram avaliadas as fontes utilizadas na pesquisa, bem como fatores temporais e geográficos do inventário.

Por fim, o inventário foi analisado e interpretado com base na relação consumo de insumos e recursos naturais versus geração de produtos e coprodutos do ciclo de vida da celulose.

Resultados e Discussão

O estudo identificou que a produção de uma tonelada de celulose seca consome 3,4 metros cúbicos de toras de eucalipto e gera 0,03 MWh de energia elétrica a partir de biomassa. Foi observado que a celulose não é o único

produto do ciclo. Mesmo sendo o principal produto da fábrica, coprodutos como, corretivos de solo (por meio de compostagem) e fibra primária são obtidos a partir de resíduos oriundos da linha de fibras descrita. Parte destes coprodutos são comercializados no mercado interno e a outra reutilizada internamente nos processos.

Tabela 1: Inventário do Ciclo de Vida da celulose

Etapa II - Industrial			
Tipo	**Inputs**	**Unidade**	**Consumo/ t celulose**
Insumo	Ácido fosfórico	kg	0,0600
Insumo	Ácido sulfúrico	kg	8,1300
Insumo	Arame	kg	2,1100
Insumo	Areia	kg	2,0300
Insumo	Biocida	kg	0,0100
Insumo	Cal	kg	10,2200
Insumo	Diesel	kg	0,1310
Insumo	Dióxido de cloro	kg	10,1000
Serviço	Grua	tkm[1]	4,4411
Insumo	Hidrogênio	kg	1,7300
Insumo	Hidróxido de sódio	kg	23,5501
Insumo	Magnésio	kg	0,4040
Insumo	Metanol	kg	1,5400
Insumo	Óleo BPF	kg	27,9900
Insumo	Oxigênio	kg	22,6900
Insumo	Peróxido de hidrogênio	kg	3,1100
Insumo	Polímeros	kg	0,1200
Insumo	Sulfato de sódio	kg	0,1200
Insumo	Talco	kg	1,0000
Insumo	Tinta	kg	0,0015
Insumo	Toras de eucalipto	m³	3,5500
Insumo	Cascas e cavacos não aceitos[2]	m³	0,0400
Tipo	**Outputs**[2,3]	**Unidade**	**Geração/ t celulose**
Produto	Fardos de celulose	t	1,0000
Coproduto	Fibra primária	t	0,0088

Insumo	Corretivo cinza calcítica Mg	t	0,0060
Insumo	Corretivo cinza calcítica Mg 38:8	t	0,0050
Insumo	Corretivo cinza calcítica	t	0,0000
Insumo	Corretivo humoactive	t	0,0030
Insumo	Corretivo humosolo	t	0,0010
Insumo	Corretivo Ind cinza calcítica	t	0,0059
Insumo	Corretivo macrocálcio	t	0,0031
Insumo	Água evaporada	m³	6,3700
Insumo	Água residual	m³	0,0195
Insumo	Efluente tratado	m³	23,9000
Insumo	Energia elétrica	KWh	0,8168
Etapa III - Distribuição			
Tipo	**Inputs**	**Unidade**	**Consumo/ t celulose**
Produto	Fardos de celulose	t	1,0000
Serviço	Barcaças	tkm	721,5000
Serviço	Caminhões	tkm	390,0000
Serviço	Empilhadeiras	tkm	0,0230

[1] Tonelada por quilômetro

[2] Outputs dos processos fabris que retornam para a produção como insumos.

[3] Insumos oriundos da Estação de Tratamento de Resíduos Sólidos (corretivos de solo); Estação de Tratamento de Água (ETA) e Estação de Tratamento de Efluentes (ETE); e, a energia elétrica gerada no Turbogerador a partir de biomassa.

A empresa analisada possui uma área com cerca de 200 mil hectares distribuída entre plantio (cerca de 40%), áreas de preservação ambiental (cerca de 50%), infraestrutura e áreas disponíveis para o plantio. O plantio segue o padrão mosaico com diversos corredores ecológicos entre eles. O corte raso é feito a cada sete anos e todo o processo de plantio e colheita é mecanizado. O eucalipto é cortado, descascado e dimensionado em toras de seis metros na própria área de colheita. A casca (95%) e demais resíduos (areia, folhas, etc.) permanecem no solo e são aproveitados como adubo para o próximo plantio. O pátio da fábrica, a céu aberto, recebe as toras da madeira diariamente para início dos processos fabris descritos.

Os dados evidenciam um alto consumo de combustíveis fósseis nos processos fabris, independentes do transporte. Um dado relevante para ser discutido como um ponto crítico da produção, cuja melhorias poderiam reduzir os impactos negativos causados ao meio ambiente.

Alguns insumos fabris se destacam pela quantidade utilizada na produção, em especial no processo de branqueamento, são eles: dióxido de cloro; óxido de cálcio; oxigênio; e, hidróxido de sódio. O magnésio, embora em menor quantidade, se destaca pelo seu fator de emissão de gases estufa, assim como o dióxido de cloro. O fluxo elementar mais relevante, porém, está associado à combustão de derivados fósseis, o qual está presente em todas as etapas do ciclo de vida da celulose. A distribuição dos fardos de celulose na empresa visitada ocorre por meio de caminhões *siders* (capacidade de carca de 52t) da fábrica até um terminal marítimo (cerca de 60km) e de lá, utilizando empilhadeiras, a carga segue por meio de barcaças para um porto maior de onde será destinada para exportação.

A capacidade de carga para cada barcaça é de 7.122 toneladas de celulose e o carregamento é feito a partir de sete empilhadeiras que carregam 173 t/h, utilizando como combustível o gás GLP. O empurrador utiliza combustível marítimo óleo MF180 fazendo em média 140 a 142 viagens por ano. O ciclo completo (ida e vinda) leva em torno de 54 horas. Ressaltando-se que, na volta, o empurrador retorna com uma barcaça vazia enquanto deixa uma descarregando no porto e uma terceira carregando pela fábrica. O abastecimento do empurrador ocorre a cada três viagens.

Nesta etapa, o consumo dos combustíveis fósseis, gás GLP, óleo diesel e combustíveis marítimos, além do consumo de energia elétrica correspondem a cerca de 20% do total das emissões de gases estufa do ciclo de vida da celulose produzida pela empresa, conforme dados do estudo realizado por Gonçalves (2012).

Um aspecto positivo do processo é o fato do ciclo fabril gerar sua própria energia a partir da biomassa do eucalipto (cascas e cavacos) e do licor negro resultante do cozimento da madeira (0,0173 MJ/t celulose). Além disso, a reutilização de quase toda a cinza produzida nos processos da linha de fibras, segundo a empresa, como corretivos de solo, os quais são absorvidos na silvicultura, no processo de manutenção das áreas de plantio. O lodo primário, ou a fibra primária é comercializada no mercado interno e toda água e efluente originados nos processos fabris são tratados, reaproveitados como insumos e, no caso de parte da água, devolvida ao corpo hídrico, no qual ocorre também a captação (em média, 90% da água captada retorna tratada para o rio, segundo relatórios de sustentabilidade da empresa).

A vazão de água captada é cerca de 3.500 m^3/h, equivalente a 27,70 m^3/h de água para a produção de 1 tonelada de celulose. O emissário, tem uma vazão média de 3.000 m^3/h, equivalente a 24,68 m^3/h de água por 1 tonelada de celulose produzida. Esses e demais dados podem ser retirados dos relatórios de sustentabilidade divulgados pela empresa anualmente.

Considerações finais

Durante o levantamento dos dados e preparação do ICV constatou-se a necessidade de uma base de dados nacional, pois as referências encontradas na literatura especializada e no banco de dados *Ecoinvent* são predominantemente internacionais. Além disso, o estudo possibilitou constatar a importância do ICV como instrumento dinâmico e sistêmico na condução de avaliações ambientais de produtos, podendo ser aplicado por empresas para qualquer sistema de produto e ou serviço na detecção de pontos críticos do ciclo de vida. Além de possibilitar a detecção de melhorias tecnológicas mais eficientes para a produção e distribuição de produtos.

A partir deste estudo de análise do ICV da celulose produzida no sul da Bahia, uma *commodity* produzida em larga escala e com demanda crescente de mercado interno e externo, espera-se contribuir para a consolidação de informações ambientais com base no ciclo de vida dos produtos, visando a criação de um banco de inventários nacional que possa contribuir na análise ambiental de sistemas de produtos brasileiros, de relevância social, econômica e ambiental.

Referências Bibliográficas

ABAF (2015) *Bahia florestal:* Relatório ABAF 2015. Bahia: ABAF.

ABRAF (2013) *Anuário estatístico ABRAF 2013*: ano base 2012. Brasília: ABRAF.

ABTCP. Associação técnica brasileira de celulose de papel (2002) *Normas técnicas*. São Paulo. Disponível em: <http://www.abtcp.org.br/Pagina.aspx?IdSecao=11417>.

CARVALHO, K. H. A. de; SILVA, M. L. da; SOARES, N. S. (2012) Efeito da área e da produtividade na produção de celulose no Brasil. Revista Árvore. Viçosa-MG, v.36, n.6, p.1119-1128. DOI http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622012000600012

CGEE. Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (2013) *Eficiência Energética:* recomendações de ações de CT&I em segmentos da indústria selecionados – Celulose e Papel. Documentos técnicos, 20. Brasília (DF).

EMBRAPA (2001) *Efeito estufa e o sequestro de carbono em sistemas de cultivo com espécies florestais e na cultura de cana-de-açúcar.* Brasília: Ministério da Agricultura e do Abastecimento. (DOCUMENTOS, nº 62 e 133).

_____ (2004) *Avaliação ambiental e socioeconômica do programa de plantio de eucalipto no Norte pioneiro do Paraná.* Brasília: Ministério da Agricultura e do Abastecimento. (Circular Técnica, nº 88).

FAO (2011) *State of the world's forests.* Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.

GOMES, F. S.; PACHECO, R. M. (1994) Clonagem de Eucalipto na Jarí. *Reunião Regional sobre Clonagem Intensiva em Eucalyptus*, p. 67-68.

GONÇALVES, C. F. (2012) *Pegada de carbono no ciclo de vida da celulose de eucalipto.* [Dissertação de mestrado] Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus, Ba: UESC.

IBÁ. Indústria Brasileira de Árvores (2016) *O Setor em números*. Disponível em: <http://www.bracelpa.org.br/pt/>. Acesso em 5 Ago.

ISO (International Organization for Standardization) (2006a) Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. *ISO 14040*. Genebra, Suiça: ISO, 2006a.

_____ (2006b) Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines. *ISO 14044*. Genebra, Suiça: ISO, 2006b.

KLOCK, U.; MUNIZ, G. I. B. de; HERNANDEZ, J. A.; ANDRADE, A. S. de. (2005) *Química da madeira.* 3 ed. rev. Curitiba: UFPR.

LEITE, N. B. (2007) Brasil: uma potência florestal emergente. *Revista Opiniões*, Jun./Ago., p. 10, 2007.

MORELLI, L. A. (2011) *A Monocultura do Eucalipto e a Monopolização do Território na Metade Sul do Rio Grande Do Sul.* 209p. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências, Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

ORLANDINI, D. et al. (2011) Potencialidades das regiões brasileiras para instalação de uma fábrica de celulose. *Rev. Árvore* [online]. vol.35, n.5, p. 1053-1060. Disponível em: <http://link.periodicos.capes.gov.br.ez85.periodicos.capes.gov.br/sfxlcl3?url_ver=Z39.88-2004&url_ctx_fmt=infofi>.

PIOTTO, Z. C. (2003) *Eco-eficiência na Indústria de Celulose e Papel-Estudo de Caso*. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

QUEIROZ, L. R. de S.; BARRICHELO, L. E. G. (2008) *A celulose de eucalipto:* uma oportunidade brasileira. 1. ed. Vinhedo, SP: Avis Brasilis Editora.

WEIDEMA, B. et al. (2013) *Overview and methodology*. Data quality guideline for the ecoinvent database: version 3. Ecoinvent Report 1 (v3). St. Gallen: The Ecoinvent Centre.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Avaliação do desempenho ambiental do processamento de óleo diesel que atende ao mercado brasileiro de combustíveis

Claudia Cristina Sanchez Moore[1], Marília I.S.F. Matsuura[2], Luiz Kulay[1]

[1] Departamento de Engenharia Química da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, email: ccristina569@gmail.com
[2] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa Meio Ambiente

Resumo. *O diesel é o derivado de petróleo mais consumido no Brasil, sempre como fonte de energia. A literatura científica não registra, porém, um estudo recente sobre o desempenho ambiental do processamento do diesel comercializado no país. O presente estudo se propõe a preencher, ainda que em parte, esta lacuna ao realizar tal diagnóstico para as condições de processo praticadas no estado de São Paulo. Para tanto, aplicou-se a técnica de Avaliação de Ciclo de Vida - ACV segundo uma abordagem atribucional 'cradle-to-gate' para a produção de 1 MJ de energia na forma de diesel. O desempenho ambiental foi analisado em termos de Demanda Primária de Energia (PED), Mudanças Climáticas (CC), Acidificação Terrestre (TA), Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (POF) e Formação de Material Particulado (PMF). As contribuições majoritárias para PED ocorrem sob a forma do consumo de recursos fósseis não renováveis na forma de petróleo e de gás natural. As emissões de CO_2 e CH_4 derivadas respectivamente de queima e vazamentos de gás natural no processamento de petróleo importado representaram 92% dos aportes para CC. Essas operações foram responsáveis também por perdas atmosféricas de NOx, precursor de impactos para TA, POF e PMF. Os achados obtidos pelo estudo sugerem ser o tratamento prévio de petróleo importado desde a Nigéria e a produção de diesel que ocorre na Refinaria do Planalto (REPLAN) os estágios mais impactantes da referida cadeia produtiva. Essas atividades convertem-se, portanto, em pontos de implementação de ações de melhoria de desempenho ambiental do processamento em análise.*

Palavras-chave. *Óleo diesel; desempenho ambiental; combustíveis; energia, ACV.*

Introdução

O diesel é a fonte energética de maior consumo em diversos setores de alta relevância econômica mundial, como o industrial, o elétrico e o de transportes (DRUMM et al., 2014). A situação do Brasil não é diferente; no ano de 2014, a produção de diesel de petróleo no país atingiu o limite de 49 milhões de m^3. No mesmo âmbito, o setor de transporte respondeu por 77% do consumo total, enquanto os setores agropecuário, energético e industrial responderam por 12%, 3% e 2% respectivamente (EPE, 2015).

No Brasil, a representatividade do petróleo e seus derivados na matriz energética é relevante, correspondendo a 6,9% de participação também em 2014 (EPE, 2015). Em termos ambientais, seguem muito ativas as discussões sobre mudanças climáticas (CC), que remetem a concentração de gases de efeito estufa na atmosfera. De acordo com estudos desenvolvidos nesse campo, tais efeitos se associam, em grande parte, à queima de combustíveis fósseis, e dentre destes, em especial ao uso de diesel (PERES, et al, 2003; LICKS E PIRES, 2010; CAMPOS E MATTEI, 2013; DRUMM et al., 2014).

Em termos acadêmicos, as pesquisas envolvendo o diesel que ocorrem no contexto ambiental concentram-se em comparações com alternativas de origem renovável, principalmente no tocante a efeitos em termos de CC sob o enfoque '*well-to-wheel*'. A literatura científica não registra, porém, um estudo recente em que se avalie o desempenho ambiental do processamento do diesel comercializado no Brasil. O presente estudo se propõe a preencher, ainda que em parte, esta lacuna ao elaborar tal diagnóstico para processos praticados no estado de São Paulo, via Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Muito antes de considerar aspectos de representatividade em termos de produção e uso do combustível, esta delimitação geográfica foi estabelecida em função do binômio

precisão e disponibilidade de dados a serem usados para elaboração do modelo de sistema de produto. A técnica de ACV foi aplicada segundo abordagem atribucional e com extensão '*cradle-to-gate'* para a produção de 1 MJ de energia na forma de diesel. Espera-se que os resultados dessa iniciativa contribuam para a consolidação de um inventário representativo do contexto brasileiro e permitam identificar oportunidades de melhoria de melhoria no sistema em estudo.

Modelagem do Ciclo de Vida

Especificidades processuais associadas ao óleo diesel consumido no Brasil

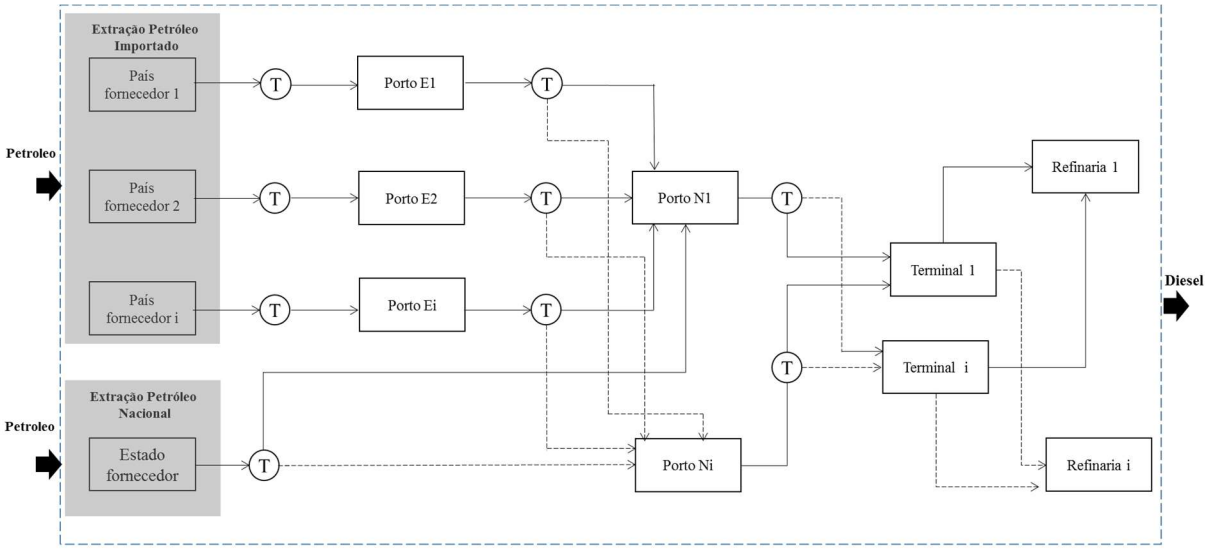
A produção de diesel compreende três estágios principais: (i) extração e processamento primário de petróleo; (ii) transporte; e (iii) refino (LIMA et al., 2012). Os processos de extração se dividem em *onshore* e *offshore*. Além disso, a forma como estes são conduzidos depende de o petróleo proceder de poços associados (em que este se encontra no ambiente juntamente com gás natural) ou não associados. A extração *onshore*, que se dá em terra, ocorre a partir da retirada de petróleo e gás, encontrados em rochas reservatório a partir de perfurações. Já nos processamentos *offshore* há perfuração do leito marinho. Nesse caso, o recurso natural segue para uma plataforma instalada acima da superfície do oceano (DEVOLD, 2013). O petróleo extraído desde poços associados é separado do gás natural (e também de água, quando obtido via *offshore*) antes de seguir para o refino (RISCHMULLER, 2005).

No Brasil prevalecem extrações extrai petróleo *offshore* (cerca de 91%), e dentre destas, o estado do Rio de Janeiro detém a maior contribuição individual, com cerca de 82% daquele volume de produção (ANP, 2012, 2013, 2014). Entre os anos 2011-2013 o Brasil produziu pouco menos de 2.5 Bilhões de barris de petróleo, dos quais cerca de 1% foi gerado no estado de São Paulo. No mesmo período o país adquiriu ainda, via importação, mais 383 milhões de barris junto a dezenove países, sendo a região Sul do continente africano e o Oriente Médio as principais zonas provedoras desse ativo. Nesses casos predominam extrações *onshore* (EPE, 2012, 2013, 2014).

O modal usado para o transporte do petróleo desde as plataformas até as refinarias depende, entre outros fatores, do distanciamento entre ambas as unidades, sobretudo no que se refere ao deslocamento oceânico. Muito embora sejam mais frequentes os oleodutos, tal deslocamento pode ser viabilizado ainda com auxílio de navios tanque.

O estágio de refino que inclui operações de dessalinização, destilação e hidrotratamento. A dessalinização, também conhecida como dessalgadura, consiste da remoção do sal contido na mistura. Nesse sistema, um campo elétrico é aplicado sobre o recipiente de dessalinização, fazendo com que a água salobra seja segregada da fase oleosa. A dessalinização é prática recorrente, mas não exclusiva, do tratamento de petróleo obtido por via *offshore* (RISCHMULLER, 2005).

Figura 33. Sistema de produto para a produção de Diesel



T: transporte
Porto Ei: porto no exterior
Porto Ni: porto no Brasil

A destilação atmosférica compreende a primeira das etapas de separação das diferentes frações que compõe o petróleo. O processo se apoia principalmente nas diferenças entre propriedades físico-químicas desses extratos. As colunas de destilação são operadas em regime contínuo, podendo gerar um ou mais fluxos laterais – contendo querosene, gás óleo leve e pesado, etc. –, além daqueles que emanam do topo, e do fundo daquele equipamento. Destas, a fração de gasóleo pesado é alimentada à unidade de hidrodessulfurização, onde se mistura a um gás rico em hidrogênio, para produzir diesel (RISCHMULLER, 2005). As transformações descritas anteriormente foram organizadas de maneira lógica e interconectada, na forma do diagrama que aparece descrito a seguir na Figura 1.

Bases conceituais, requisitos técnicos e premissas

Este estudo foi realizado em consonância com os termos estabelecidos pela norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009). No que se refere ao Objetivo, a presente iniciativa se propôs a verificar os efeitos do processamento de diesel comercializado no Brasil. O estudo se destina a dar suporte a estudos – sobretudo de fundo ambiental – de processos nos quais o diesel seja parte integrante. Esta característica define também o perfil do público-alvo que, seria composto por praticantes de ACV, stakeholders envolvidos no segmento de petróleo e derivados, ou profissionais que de uma forma ou de outra se relacionem com as problemáticas tratadas pela iniciativa. Quanto à Definição de Escopo, foram estabelecidos os requisitos técnicos indicados a seguir:

a. Função: estabeleceu-se por função a ser cumprida pelo sistema de produto em estudo ‘produzir energia na forma de óleo diesel’;

b. Unidade Funcional (UF) e Fluxo de referência (FR): dado que a aplicação da técnica de ACV não considera aspectos relacionados ao uso e disposição final do produto, os valores de UF e FR passam, em termos práticos, a se sobrepor. Nesse contexto definiu-se para efeito da presente iniciativa que o FR compreenderia ‘produzir 1 MJ de energia na forma de diesel’;

c. Definição de fronteiras: o sistema de produto compreende os processos elementares associados à produção de diesel, assim como esses aparecem representados na Figura 1.

d. Tipo e Qualidade dos dados: no que se refere ao tipo, definiu-se que o modelo de sistema de produto relativo a produção de óleo diesel seria constituído apenas por dados secundários, coletados junto a fontes oficiais e referenciáveis. Quanto à qualidade, esses parâmetros atenderem aos seguintes requisitos: a cobertura temporal compreendeu o período de 2011-2013. A cobertura geográfica restringiu-se ao estado de São Paulo em virtude das razões de ordem técnica já enunciadas neste documento. Dentro ainda desse âmbito, foram consideradas as quatro refinarias de Petróleo Brasileiro S.A. (Petrobras), maior produtora nacional de diesel, existentes na região – Refinaria de Capuava (RECAP), Refinaria Henrique Lage (REVAP), Refinaria Presidente Bernardes – Cubatão (RPBC), e Refinaria de Paulínia (REPLAN) - para efeito de modelagem das atividades de refino. No que se refere à extração de óleo cru o sistema de produto levou em conta ainda, processos realizados no exterior. Foram considerados nesse âmbito processamentos que se desenvolvem na Nigéria, Arabia Saudita, e Argélia, que juntos acumularam cerca de 93% da importação de petróleo entre 2011 e 2013. Finalmente, a cobertura tecnológica do estudo levou em conta as condicionantes processuais descritas anteriormente na seção de '*Especificidades processuais associadas ao óleo diesel consumido no Brasil*'.

e. Procedimentos para tratamento de situações de multifuncionalidades: identificou-se apenas uma situação na qual de um processo elementar emanasse mais de um produto. Esta se deu no refino do petróleo e para tanto, decidiu-se fazer uso de alocação, usando critério energético. Como resultado desse procedimento coube ao óleo diesel o correspondente a 22% da carga ambiental gerada a montante desse estágio do sistema de produto.

f. Categorias de impacto e método de Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV): a AICV foi conduzida em dois níveis. No primeiro deles tratou-se de determinar os impactos ambientais associados ao consumo de recursos naturais para produção de 1 MJ de energia na forma de diesel. Essa quantificação ocorreu a partir da aplicação do método *Cumulative Energy Demand – CED* para as categorias Non-renewable, fossil (NRF), Non-renewable, nuclear (NRN), Non-renewable, biomass (NRB), Renewable, biomass (RB), Renewable, wind (RW), Renewable, water (RWA). O segundo nível de avaliação se ateve a magnificar os efeitos adversos derivados de emissões que procedessem do mesmo processamento antrópico. Para este caso, fez-se uso do método *ReCiPe Midpoint (H)* – versão 1.11 para Mudanças Climáticas (CC), Acidificação Terrestre (TA), Potencial de Formação de Oxidantes Fotoquímicos (POF) e Formação de Material Particulado (PMF). Destaque-se, por fim, que todas as categorias de impacto selecionadas para efeito de AICV demonstram ter aderência com as expectativas a que este estudo se destinou.

Além daquelas condicionantes foram também estabelecidas premissas específicas para efeito de modelagem do sistema de produto. Aquelas consideradas fundamentais para efeito dessa aplicação aparecem listas a seguir:

- Estabeleceu-se como origem do petróleo nacional que entra no sistema de produto a plataforma flotante *FPSO FPSO Cidade de Itajaí*, localizados respectivamente no Campo Baúna (Transpetro, 2016).
- Quanto ao petróleo extraído no exterior, admitiu-se que o traslado desde o campo extração até as unidades de refinarias paulistas seria composto por: (i) transporte terrestre via oleoduto desde o campo de petróleo, até os terminais marítimos, estando ambos localizados no país de origem; (ii) transporte transoceânico até o porto de destino no Brasil, que para a cobertura geográfica que foi estabelecida, consiste do porto de São Sebastião; e (iii) deslocamento deste, até os terminais de Cubatão e Guararema, que alimentam as unidades de refino, mais uma vez por oleoduto.
- Para efeito de distribuição de petróleo pelas refinarias considerou-se que o Terminal de Cubatão alimenta RECAP e RPBC, ao passo que REVAP e REPLAN sejam supridas via Terminal de Gurarema (Transpetro, 2016).
- A lógica de transporte descritas para o petróleo importado, é semelhante àquela empregada para o óleo cru de origem nacional no que se refere ao trecho (iii);

Resultados e Discussão

A Tabela 1 apresenta os resultados em termos de *Primary Energy Demand – PED* para a produção de 1 MJ de energia na forma de óleo diesel.

Tabela 22. Resultados para PED para a produção de 1,0 MJ de energia na forma de diesel

Categoria de impacto	Unidades	Total
NRF	MJ	1,21
NRN	MJ	1,22E-03
NRB	MJ	1,15E-08
RB	MJ	1,28E-03
RW	MJ	1,55E-04
RWA	MJ	9,66E-03
Total	MJ	1,21

Assim como já se poderia esperar de antemão, as contribuições mais expressivas ocorrem na forma de depleção de NRF (99%). Os resultados para esta categoria estão associados ao consumo de petróleo em si (1,15 MJ/FR) e, mais de longe, de gás natural (55 kJ/FR). As contribuições para as demais categorias remetem ao consumo de recursos dispensados para produção de eletricidade e se justificam em função da composição da matriz elétrica nacional, que para a cobertura temporal adotada no estudo se constitui em 70,6% de hidroeletricidade, 18,3% de termoeletricidade, 2,4% de energia de origem nuclear e 7,6% de energia derivada da queima de biomassa, ou mais especificamente, bagaço de cana-de-açúcar. Os demais 1,1% procedem de fontes alternativas: eólica e solar (EPE, 2014).

Outra forma de verificar a efetividade energética do sistema em análise consiste de avaliar seu valor de *Energy Return on Investment (EROI)*, ou seja, a quantidade de energia a ser consumida para produzir certa quantidade de energia (Murphy e Hall, 2010). Em termos algébrico, o EROI de um produto ou ativo energético pode ser estimado por meio da Equação (Eq. 01)

$$EROI = Energy_{out} / Energy_{in} \qquad \text{(Eq. 01)}$$

Onde:

$Energy_{out}$: energia liquida associada à fonte energética;

$Energy_{in}$: energia consumida para o processamento dessa mesma fonte

Tendo em vista os resultados descritos na Tabela 1, o processamento de óleo diesel praticado no Brasil projeta um valor de $EROI_{BR}$ = 0,83. A fim de verificar a expressividade desse resultado, procederam-se estimativas do mesmo índice para situações metodologicamente homólogas, nas quais se produz diesel na Europa Ocidental – que exclui os países componentes da Comunidade dos Estados Independentes (CEI) –, e nos Estados Unidos (Fredriksson et al. 2000). Como resultados dessas iniciativas foram obtidos, respectivamente, $EROI_{EO}$ = 0,81 e $EROI_{US}$ = 0,77.

A proximidade entre $EROI_{BR}$ e $EROI_{EO}$ pode ser imputada a dois fatores: (i) semelhanças tecnológicas entre os arranjos processuais usados em cada caso para produção do combustível; e, (ii) procedência do petróleo, que nas duas é majoritariamente de origem offshore (Scottish Enterprise, 2007; USEIA, 2014). O $EROI_{US}$ é cerca de 9,2% menor do que o $EROI_{BR}$. Tal diferença se justifica em virtude de a extração onshore de petróleo, predominante nos Estados Unidos, predispor elevado consumo energético para ser realizada (USEIA, 2014). Registre-se por fim que em todos os casos analisados o retorno energético associado à produção de óleo diesel é desfavorável – dado que, $0 < EROI < 1,0$.

Em termos de Perfil Ambiental, a Tabela 2 apresenta os resultados para cada uma das categorias definidas para efeitos do estudo.

Tabela 23. Perfil Ambiental para a produção de 1MJ de energia

Categoria de impacto	Unidades	Total
CC	Kg CO_2 eq	4,97E-03
TA	Kg SO_2 eq	7,43E-05
POF	Kg NMVOC	1,42E-04
PMF	Kg PM10 eq	1,76E-05

Impactos relativos a CC estão associados a emissões de dióxido de carbono e metano, ambos de origem fóssil para o ar ($CO_{2,fóssil}$ e $CH_{4,fóssil}$) que juntos representaram 92% do total de aportes para a categoria. Essas perdas decorrem principalmente da queima de gás natural (1,34 g/FR) na produção de óleo cru na Nigéria. Para TA os principais precursores são emissões de óxidos de enxofre e nitrogênio (SO_x e NO_x) cujas participações perfazem 76 e 16% do acumulado para aquele efeito. Quanto às emissões de SO, estas são resultado das operações de refino feitas na REPLAN (25,9 mg/FR). Por outro lado, emissões na forma de NO_x resultaram da queima de gás natural na produção de óleo cru na Nigéria (6,64 mg/FR).

Em termos de POF, os principais impactos ocorrem na forma de compostos orgânicos voláteis de cadeia longo (NMVOC), NO_x e dióxido de carbono de origem fóssil ($CO_{fóssil}$) que juntos montam 95% dos impactos para o caso presente. A produção de diesel na REPLAN foi responsável por perdas de NMVOC e $CO_{fóssil}$, emitindo respectivamente 224 mg/FR e 147 mg/FR.

Para PMF, foram identificados como principais precursores do impacto emissões de SO_x e NO_x que representaram 91% do total de impacto para a categoria. O processamento que ocorre na REPLAN voltou a anotar contribuições expressivas, agora em termos de SO (25,9 mg/FR), enquanto a queima de gás natural na extração de óleo cru na Nigéria remetem aos efeitos derivados do NO_x.

Conclusões

Os resultados da avaliação do óleo diesel comercializado no Brasil mostraram que, em termos de *Primary Energy Demand – PED,* a principal demanda ocorre na forma de recursos fósseis não-renováveis (NRF), categoria na qual os consumos de petróleo e gás natural foram os principais contribuintes. Por outro lado, os achados obtidos pelo estudo em termos do Perfil Ambiental associado a emissões sugerem ser o tratamento prévio de petróleo importado desde a Nigéria e a produção de diesel que ocorre na REPLAN os estágios mais impactantes da referida cadeia produtiva. Essas atividades convertem-se, portanto, em focos de implementação de ações de melhoria de desempenho ambiental do processamento em análise.

Referências Bibliográficas

ABNT. NBR ISO 14044:2009: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas: 46 p. 2009.

ANP – Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis - 2012. Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis – Rio de Janeiro: ANP. ISSN 1983-5884.

_____. ANP. Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis - 2013. Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis – Rio de Janeiro: ANP. ISSN 1983-5884

_____. ANP. Anuário Estatístico Brasileiro do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis - 2014. Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis – Rio de Janeiro: ANP. ISSN 1983-5884

CAMPOS, A. L., MATTEI, L. (2013) A (In) sustentabilidade da matriz energética brasileira. Revista Brasileira de Energia. V. 19, N. 2, pp. 9-36.

DRUMM, F. C. et al. (2014) Poluição atmosférica proveniente da queima de combustíveis derivados do petróleo em veículos automotores. Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental – REGET. V. 18, N. 1, pp. 66-78.

DEVOLD, H. (2013) Production Oil and gas production handbook: An introduction to il and gas production, transport, refining and petrochemical industry. ABB. p. 5-8.

Empresa de Pesquisa Energética – EPE. Balanço Energético Nacional 2012 (Ano Base 2011) Relatório Final. Disponível em: http://ben.epe.gov.br/>. Acesso: 09.02.2015.

_____. EPE. Balanço Energético Nacional 2013 (Ano Base 2012) Relatório Final. Disponível em: http://ben.epe.gov.br/. Acesso: 09.02.2016.

_____. EPE. Balanço Energético Nacional 2014 (Ano Base 2013) Relatório Final. Disponível em: http://ben.epe.gov.br/. Acesso: 09.02.2016.

_____. EPE. Balanço Energético Nacional 2015 (Ano Base 2014) Relatório Final. Disponível em: http://ben.epe.gov.br/. Acesso: 27.01.2016.

LIMA, E. M. et al. (2012) Transporte e logística do petróleo. Cadernos de Graduação – Ciências Exatas e Tecnológicas. V. 1, N. 15, pp. 87-93.

LICKS, L. A., PIRES, M. (2010) Metodologia para o cálculo de emissões de carbono e da eficiência na geração de energia pela combustão do carvão fóssil no Brasil. Ver. Esc. Minas. V. 63, N. 2, pp. 331-337.

MURPHY, D. J. e HALL, C. A. S. (2010). Year in review EROI or energy return on (energy) invested. Annals of the New York Academy of Sciences 1185: 102–118.doi:10.1111/j.1749-6632.2009.05282

PERES, L. A. P. et al. Impactos das emissões atmosféricas provocadas por geradores diesel em estudos de fontes de energia no meio rural. Em: Proceedings of the 3º Encontro de Energia no Meio Rural, 2000, Campinas (SP, Brasil). [online]. 2003. Disponível em: <http://www.proceedings.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=MSC0000000022000000200007&lng=en&nrm=iso>

Petrobras Transporte S.A – Transpetro. Áreas de Negócios. Disponível em: http://www.transpetro.com.br/pt_br/areas-de-negocios/terminais-e-oleodutos.html

Scottish Enterprise (2007) Spends & Trends 2008-2017. Key Global Oil & Gas Markets Europe. Disponível em: http://www.scottish-enterprise.com

U.S. Energy Information Administration. Total Petroleum and Other Liquids Production, 2014.

Disponível em: https://www.eia.gov/forecasts/steo/report/global_oil.cfm

Recomendação de métodos de AICV para depleção de recursos abióticos

Rodrigo A. F. Alvarenga[1], Ittana de Oliveira Lins [2], José Adolfo de Almeida Neto[3]

[1]Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), alvarenga.rag@gmail.com
[2]Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)
[3]Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

Resumo. *Recursos abióticos são aqueles que têm sua origem através de processos biológicos ou químicos que ocorreram no passado, e incluem combustíveis fósseis, metais, minerais, água, solo, entre outros. Em Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), os impactos relacionados a recursos (bióticos e abióticos) são avaliados na área de proteção (AoP) de mesmo nome, através de métodos de avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV). Existem diversos métodos de AICV disponíveis na literatura que tratam de recursos abióticos, e o objetivo deste estudo foi de propor uma recomendação de qual(is) método(s) utilizar. Apesar de depleção de recursos abióticos ser uma categoria de impacto que não precisa ser regionalizada, o objetivo deste estudo vem de uma proposta de recomendação feita por especialistas na área no Brasil, dentro de um contexto maior em recomendações de diferentes métodos de AICV, a partir da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (RAICV). Este estudo focou apenas nos métodos que avaliam a depleção de recursos abióticos , como, metais, minerais e combustíveis fósseis, exceto solo e água. Avaliou-se 11 métodos de AICV, através de dois critérios (robustez científica, e escopo), que foram divididos em dois níveis de impacto: métodos de ponto médio e métodos de ponto final. Para métodos de ponto médio, recomendou-se o método ADP, com a abordagem de reserva de recursos, que é a recomendada pelo ILCD, por ter apresentado a melhor pontuação tanto para robustez científica quanto para escopo. Já para métodos de ponto final, recomendou-se tanto o Recipe Endpoint quanto o EPS2000, pois apresentaram a mesma pontuação final na avaliação feita pelos critérios acima mencionados. Pôde-se notar que a avaliação na AoP Recursos ainda não está consolidada na comunidade de ACV, uma vez que se observou um grande número de novos métodos de AICV (com novas abordagens) e também novas propostas de avaliação desta AoP, e espera-se que esta tendência continue no futuro.*

Palavras-chave. *Recursos; Abióticos; Recomendação; AICV; Brasil.*

Introdução

Os avanços na área de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) em nível mundial vem sendo amplamente divulgados na literatura (GUINÉE, 2011). Para o Brasil, observamos um avanço em publicações científicas, vide avanços na área acadêmica, acentuado nos últimos anos (ZANGHELINI et al., 2014). Em nível institucional, pode-se citar a criação da Associação Brasileira do Ciclo de Vida em 2004, os congressos brasileiros no tema a partir de 2008, a criação da Rede Empresarial de ACV em 2012 e o lançamento do Programa Brasileiro de Ciclo de Vida (PBCV) em 2011; entre outras ações. Com relação ao PBCV, ele é composto por cinco comissões técnicas, sendo a terceira com foco em Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV), que tem como principal objetivo a regionalização de métodos de AICV para o contexto brasileiro (CONMETRO, 2011).

Existem métodos de AICV disponíveis para as mais variadas categorias de impacto ambiental, como Acidificação, Toxicidade, Perda de biodiversidade devido ao uso do solo, por exemplo. Dentre estas categorias de impacto, existe a que trata de impactos devido ao consumo de recursos naturais. Vale ressaltar que recursos naturais são vistos de duas maneiras em ACV: Por um lado, eles representam entradas necessárias nos processos industriais, na produção de um determinado produto (final ou intermediário), desta forma analisados na etapa de inventário de ciclo de vida (ICV); e por outro lado, eles são analisados como uma área de proteção (AoP), na AICV, ou seja, ao considerar o ciclo de vida de um produto, um dos impactos que é analisado é o dano aos recursos naturais. Recursos naturais podem ser classificados de diversas maneiras, (1) renováveis ou não-renováveis; (2) depósitos, reservas ou fluxos; (3) bióticos ou abióticos; sendo estes, os considerados relevantes para este estudo (SWART et al., 2015). Com relação a última forma de classificação, recursos bióticos seriam todos aqueles materiais originais de organismos vivos, enquanto que recursos abióticos são produtos de processos biológicos do passado (p.ex., petróleo) ou processos físico-químicos.

Com relação à métodos de AICV que tratam de recursos naturais, existem diferentes métodos elaborados a partir de diferentes escolas de pensamento. De acordo com classificações mais tradicionais (SWART et al., 2015;

ILCD, 2011), os métodos de AICV da categoria recursos podem ser divididos em três grupos: (1) métodos de contabilização de recursos; (2) métodos de ponto médio (*midpoint*); e (3) métodos de ponto final (*endpoint*). No entanto, existem outras abordagens de classificação dos impactos devido ao consumo de recursos (DEWULF et al., 2015; RORBECH et al., 2014). Considerando a classificação tradicional supracitada, existem estudos já publicados que recomendam métodos de AICV para a categoria recursos, como Liao et al. (2012) para métodos de contabilização de recursos com base em termodinâmica e ILCD (2011), que propõe o método de ponto médio ADP (GUINÉE, 1995) como o recomendado para o contexto Europeu.

Dentro do escopo das atividades do PBCV, antes de se regionalizar métodos de AICV, é importante avaliar quais são os mais recomendados para o contexto Brasileiro e, posteriormente, buscar quais seriam mais interessantes para regionalização. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar métodos de AICV para a categoria de impacto Depleção de Recursos Abióticos, com vistas de proposição de recomendação para uso no Brasil.

Materiais e Métodos

Para compreender o estado da arte dos métodos e modelos de AICV, relacionados à categoria de impacto "recursos abióticos", adotou-se o levantamento bibliográfico de documentos disponíveis no Portal de Periódicos da Capes dos últimos vinte anos, publicados até dezembro de 2014, bem como, manuais e documentação associados a métodos de AICV reconhecidos pela comunidade científica. Na busca dos métodos de AICV foram utilizadas, de forma isolada ou em associação, diversas palavras referentes à depleção de recursos abióticos.

A análise crítica e avaliação dos modelos e métodos de AICV foram realizadas com base numa matriz de critérios definidas com base na opinião dos especialistas que compõem a Rede de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (RAICV). Os critérios (escopo, robustez científica, possuir fatores de caracterização (FC) regionalizados e possibilidade de regionalização de FC) foram criados para avaliar diferentes categorias de impacto ambiental em ACV (p.ex., eutrofização, uso do solo e recursos). Pode-se observar que o terceiro e quarto critérios são referentes à regionalização de FC. Porém, de acordo com van Oers (2002), não há motivo metodológico para regionalizar a categoria de depleção de recursos abióticos (em ponto médio e ponto final), uma vez que o mercado de recursos minerais e fósseis é global, consequentemente, os problemas ambientais são globais (e não regionais ou locais). Assim, nesta pesquisa avaliaram-se apenas dois critérios: (1) Escopo (número de FC); e (2) Robustez científica do método. A partir da avaliação qualitativa dos métodos para cada um dos critérios e da avaliação quantitativa com base na ponderação de valores dos critérios qualitativos pré-estabelecidos, foi possível fazer uma recomendação de métodos de AICV para o Brasil, baseado nos que obtiveram as pontuações mais elevadas. As avaliações qualitativas receberam notas entre 1 (mais baixa) e 5 (mais alta), justificadas com base nos argumentos técnicos e consenso entre os autores.

Resultados de Discussão

Foram levantados 11 métodos de AICV disponíveis na literatura que tratam de depleção de recursos abióticos, tanto em ponto médio (6) como em ponto final (5). Devido a limitação de espaço, a descrição dos métodos é feita de forma sucinta na Tabela 1. Estes métodos foram avaliados baseados nos critérios mencionados e o resultado da avaliação está exposta na Tabela 2.

Para ponto médio o método ADP foi o mais recomendado, por apresentar um elevado número de FC, portanto, recebendo maior valor para o critério escopo; mas também tendo um modelo de caracterização consagrado pela comunidade científica e mais robusto que outro método tradicional (EDIP), por considerar não apenas as reservas, mas a taxa de extração no seu cálculo. Como o ADP apresenta três abordagens (recursos totais, reserva base e reserva econômica), a recomendada por esta pesquisa é a reserva base, devido à maior relevância ambiental, uma vez que com o aumento da escassez de recursos, reservas além das econômicas (p.ex., reservas marginais) já começam a ser utilizadas (p.ex., gás de xisto) e, por outro lado, os recursos totais podem incluir depósitos com concentração muito baixa (que dificilmente serão usados para extração), o que pode levar a resultados equivocados. Esta recomendação é corroborada pela análise feita por ILCD (2011).

Para ponto final, os métodos Recipe Endpoint e EPS2000 foram os recomendados, principalmente por apresentarem um escopo elevado, considerando um maior número de fluxos elementares e diferentes recursos abióticos (fósseis e metais), bem como, por terem uma abordagem científica mais robusta que o Eco-indicator 99

e o Exergoecology. Ainda, as novas tendências em AICV apresentadas pelos métodos OGD (ponto médio) e SuCo (ponto final) oferecem uma elevada robustez científica e, como há a possibilidade da incorporação destes métodos ao Recipe Endpoint no futuro próximo (PONSIOEN, 2015), espera-se que as novas versões do Recipe Endpoint sejam mais robustas. Desta forma, uma nova análise de recomendação de método para ponto final poderá ser necessária num futuro próximo.

Tabela 1: Breve descrição dos métodos de AICV referentes a depleção de recursos abióticos

Método de AICV	Referência base	´Nivel do impacto	Breve descrição
ADP (Abiotic depletion potential)	Guinée (1995) e van Oers et al. (2002)	Ponto médio*	Utiliza equação que envolve a divisão da taxa de extração de determinado recurso pelo o quadrado da quantidade deste recurso disponível em depósitos. Os recursos são normalizados para o FC do antimônio (Sb). Utiliza como base de cálculo os recursos totais (*ultimate reserves*) e também a reserva base (*reserve base*) e a reserva econômica (*economic reserve*).
EDIP	Hauschild e Wendel (1998)	Ponto médio	Utiliza uma equação para criar os FC que envolvem apenas a quantidade deste recurso disponível em depósitos. Os FC são baseados na reserva econômica (*economic reserve*). Para recursos abióticos, não há diferença entre a versão 97 e 2003
Recipe Midpoint	Goedkoop et al. (2009)	Ponto médio**	Apresenta FC para recursos fósseis, metais e minerais, calculados através de abordagens diferentes. Para os recursos fósseis, o Recipe Midpoint considera o poder calorífico. Para metais e minerais, avalia através dos depósitos de minerais, e não pelos metais em si.
ORI	Swart e Dewulf (2013)	Ponto médio	Utiliza uma abordagem similar ao Recipe Midpoint, porém, apresenta uma vasta base de dados que contém informação de diferentes minas, com dados de mais de uma década.
AADP	Schneider et al. (2011)	Ponto médio	Pode ser considerado como um método complementar ao ADP, ao tentar incluir na análise os recursos que já foram extraídos de seus depósitos e estão disponíveis na tecnosfera (p.ex., em aterros sanitários).
OGD	Vieira et al. (2012)	Ponto médio	Assim como o método ORI, o OGD avalia a variação no grau dos minérios (*ore grade*) devido à extração de metais, baseados no modelo de distribuição geológica.
Eco-indicator 99	Goedkoop e Spriensma, 2000	Ponto final	Avalia o impacto final do uso de recursos fósseis, metais e minerais por meio de uma abordagem que considera o aumento de trabalho (futuro) na extração de recursos em reservas de mais difícil acesso (p.ex., reservas marginais).
Recipe Endpoint	Goedkoop et al. (2009)	Ponto final	A versão endpoint do Recipe vai além na relação causa-efeito, avaliando o aumento no custo da extração daqueles recursos, devido a sua depleção.
EPS2000	Steen (1999a,b)	Ponto final	O EPS2000 utiliza a abordagem de valoração ambiental, utilizando uma abordagem que quantifica o custo da exploração sustentável dos recursos não renováveis. Para isso, propõe um cenário de mercado que utiliza o custo de produção de uma substância similar.

SuCo	Ponsioen et al. 2014	Ponto final	Usa abordagem parecida com o Recipe Endpoint, porém, utiliza-se de dados mais representativos, específicos para cada recurso fóssil.
Exergoecology	Valero e Valero (2010; 2012)	Ponto final	Quantifica a depleção de metais e minerais através do custo exergético, necessário para disponibilizar o recurso de resíduo em um recurso natural, como uma abordagem *grave-to-cradle*.

* Para a abordagem de recursos totais (*ultimate reserves*), nas últimas atualizações os FC de combustíveis fósseis são baseados no poder calorífico do recurso, portanto, pode ser considerada como uma avaliação em nível de contabilização de recursos apenas e não como ponto médio

** A abordagem para combustíveis fósseis pode, talvez, ser interpretada apenas como uma forma de contabilização de recursos, não avaliando a depleção em ponto médio

Tabela 2: Avaliação qualitativa dos métodos de AICV para depleção de recursos abióticos em ponto médio e ponto final

Método de AICV	Nível do impacto	Nota – critério Escopo	Nota – critério Robustez científica	Nota Final
ADP	Ponto médio	5	4	4,50
EDIP	Ponto médio	4	3	3,50
Recipe Midpoint	Ponto médio	3	3	3,00
ORI	Ponto médio	1	5	3,00
AADP	Ponto médio	1	5	3,00
OGD	Ponto médio	0,5*	5	2,75
Eco-indicator 99	Ponto final	3	2	2,50
Recipe Endpoint	Ponto final	4	3	3,50
EPS2000	Ponto final	5	2	3,50
SuCo	Ponto final	1	4	2,50
Exergoecology	Ponto final	1	4	2,50

* Optou-se-se dar uma nota abaixo de 1,0 para o método OGD, para diferenciá-lo entre os métodos com notas baixas, por ele produzir apenas um FC (para o cobre)

As notas atribuídas aos métodos são restritas a valores entre 1 e 5 e, portanto, limitando a possibilidade de diferenciação entre os métodos. Desta forma, métodos que tiveram resultados com mesmo valor, p.ex., ORI e OGD receberam nota 5 para o critério robustez científica, não devendo ser interpretados como métodos equivalentes pois, para atribuir estes valores de nota, subcritérios como transparência das equações do modelo, foram analisados onde algumas diferenças entre os métodos foram identificadas, chegando-se (de forma qualitativa) àqueles valores.

Ainda não existe um consenso na comunidade científica de ACV sobre como avaliar a categoria de impacto referente à AoP Recursos. Existem diferentes abordagens de avaliação sendo desenvolvidas (DEWULF et al., 2015; RORBECH et al., 2014) e, paralelo a isso, novos métodos de AICV referentes à esta categoria estão surgindo (PONSIEN et al., 2014; SWART e DEWULF, 2013; SCHNEIDER et al., 2015).

Conclusão

Este estudo avaliou 11 métodos de AICV que caracterizam impactos ambientais em depleção de recursos abióticos (exceto solo e água). Para ponto médio recomendou-se o método ADP, com FC baseados na reserva base; corroborando a recomendação de ILCD (2011) para o contexto europeu; enquanto que para ponto final recomendou-se os métodos Recipe Endpoint e EPS2000, com ressalva da possibilidade, num futuro próximo, do método Recipe Endpoint (nas novas atualizações) poder apresentar uma maior robustez científica com a incorporação do OGD e do SuCo aos seus modelos de caracterização. É importante mencionar que as recomendações propostas nesta pesquisa devem ser reavaliadas no médio prazo (cerca de cinco anos), considerando os avanços do desenvolvimento de métodos em curso.

Referências Bibliográficas

CONMETRO (2011) Aprova o Regimento Interno e a composição do Comitê Gestor do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências. *Resolução 01/2011*. Conselho Nacional de Metrologia, Normatização e Qualidade Industrial (CONMETRO).

DEWULF, J., BENINI, L., MANCINI, L., SALA, S., BLENGINI, G.A., ARDENTE, F., RECCHIONI, M., MAES, J., PANT, R. E PENNINGTON, D. (2015) Rethinking the Area of Protection "Natural Resources" in Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 49, pp. 5310-5317

GOEDKOOP M, HEIJUNGS R, HUIJBREGTS M, DE SCHRYVER A, STRUIJS J, VAN ZELM R (2009) ReCiPe 2008 - A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Charaterisation

GOEDKOOP M, SPRIENSMA R (2000) The Eco-indicator 99 - A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment: Methodology Report. PRe Consultants, Amersfoort, The Netherlands

GUINÉE J (1995) Development of a methodology for the environmental life-cycle assessment of products. Leiden University, Leiden, The Netherlands

GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUONAMICI, R., EKVALL, T., RYDBERG, T. (2011) Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. *Environmental Science & Technology*, 45, pp. 90-96.

HAUSCHILD M, WENZEL H (1998) *Environmental Assessment of Products - Volume 2: Scientific background*, vol 2. Chapman & Hall, London, UK

International Reference Life Cycle Data System (ILCD) (2011). European Commission Joint Research Centre (2011) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. *Recommendations for Life Cycle Assessment in the European context*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

LIAO W, HEIJUNGS R, HUPPES G (2012) Thermodynamic resource indicators in LCA: a case study on the titania produced in Panzhihua city, southwest China. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, pp. 951-961.

PONSIOEN TC, Vieira MDM, Goedkoop MJ (2014) Surplus cost as a life cycle impact indicator for fossil resource scarcity. *International Journal of Life Cycle Assessment,* 19, pp. 872-881

PONSIOEN TC (2015). Comunicação pessoal. 7/8/2015.

ROBECH JT, VADENBO C, HELLWEG S, ASTRUP TF (2014) Impact Assessment of Abiotic Resources in LCA: Quantitative Comparison of Selected Characterization Models. *Environmental Science & Technology*, 48, pp. 11072-11081.

SCHNEIDER L, BERGER M, FINKBEINER M (2011) The anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) as a new parameterisation to model the depletion of abiotic resources. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16, pp. 929-936

SCHNEIDER L, BERGER M, FINKBEINER M (2015) Abiotic resource depletion in LCA - background and update of the anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) model. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20, pp. 709-721

STEEN B (Org.) (1999a) *A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPD*). Version 2000 - General System Characteristics (CPM report. Nr. 4). Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning Göteborg.

STEEN B (Org.) (1999b) *A Systematic Approach to Environmental Priority Strategies in Product Development (EPD)*. Version 2000 - Models and Data of the Default Method (CPM report. Nr. 5). Centre for Environmental Assessment of Products and Material Systems, Chalmers University of Technology, Technical Environmental Planning Göteborg.

SWART P, DEWULF J (2013) Quantifying the impacts of primary metal resource use in life cycle assessment based on recent mining data. *Resources, Conservation and Recycling*, 73, pp. 180–187

SWART P, ALVARENGA RAF, DEWULF J (2015) Abiotic resource use. *LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment*, volume IV: life cycle impact assessment (eds M. Hauschild and M.A.J. Huijbregts) Springer Press, Dordrecht, pp. 247–269

VALERO A, VALERO A (2010) Exergoecology: A thermodynamic approach for accounting the earth's mineral capital. The case of bauxite-aluminium and limestone-lime chains. *Energy*, 35, pp. 229–238.

VALERO A, VALERO A (2012) From Grave to Cradle. *Journal of Industrial Ecology*, 17, pp. 43-52.

VAN OERS L, DE KONING A, GUINEE J, HUPPES G (2002) Abiotic resource depletion in LCA - Improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. Road and Hydraulic Engineering Institute

VIEIRA MDM, GOEDKOOP MJ, STORM P, HUIJBREGTS MAJ (2012) Ore Grade Decrease As Life Cycle Impact Indicator for Metal Scarcity: The Case of Copper. *Environmental Science & Technology*, 46, pp. 12772-12778

ZANGHELINI, G.M., CHERUBINI, E., GALINDRO, B.M., ALVARENGA, R.A.F., SOARES, S.R. (2014) A Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil na Última Década. *IV Congresso Brasileiro sobre Gestão pelo Ciclo de Vida*, São Bernardo (SP), Brasil, pp. 379-387.

Recomendação de métodos de contabilização de recursos

José Adolfo de Almeida Neto[1], Ittana de Oliveira Lins[1], Rodrigo A. F. Alvarenga[2]

[1]*Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)*
[2]*Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)*

Resumo. *Recursos naturais são essenciais para a sociedade, para diferentes usos, como serviços de regulação e de provisão. Visando sua proteção, diversas metodologias de avaliação ambiental vêm sendo desenvolvidas, como a Emergia e a Pegada Ecológica, podendo ser usadas em diferentes escalas, desde um produto até um país ou região. Por outro lado, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é considerada umas das ferramentas mais interessantes para avaliação ambiental de produtos. Recursos naturais podem ser avaliados de duas maneiras na ACV: (a) como entradas de processos agrícolas ou industriais, da produção de um determinado produto (final ou intermediário), sendo analisados na etapa de inventário do ciclo de vida (ICV); (b) ou como uma área de proteção (AoP), na avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV), ou seja, ao considerar o ciclo de vida de um produto, um dos impactos analisado é o dano aos recursos naturais. Neste contexto, diversas metodologias ad hoc de avaliação ambientalvem sendo adaptadas como métodos de AICV, podendo ser denominados de métodos de contabilização de recursos (RAM). Estes RAM geralmente consideram características que diferentes recursos têm em comum (p.ex. valor exergético), para criar fatores de caracterização (FC) e, poder quantificar impactos ambientais em indicador único. Atualmente existem na literatura diversos RAM operacionais para AICV, sendo o objetivo deste trabalho avaliar qual(is) o(s) mais recomendado(s) para o contexto brasileiro. Avaliaram-se oito métodos, utilizando dois critérios (robustez científica e escopo, onde se incluiu a regionalização). O RAM recomendado foi o ICEC/ECEC para estudos que utilizem base de dados (ICV) com abordagem econômica do tipo extended input-output e o CEENE v2.0 quando for utilizado o process-based ICV ou uma abordagem hibrida, neste caso, com possibilidade de ser utilizado o método Demanda Solar de Energia (SED) como método complementar. Os RAM apresentam uma abordagem mais simplificada, por estarem muito próximo do ICV nas relações de causa-efeito dos impactos. Porém, apresentam menor incerteza quando comparados com outros métodos de AICV, que tratam de depleção de recursos. Além disso, estes métodos de depleção de recursos (bióticos e abióticos) ainda não estão consolidados na comunidade de ACV, fazendo com que os RAM se tornem alternativas interessantes para avaliação de impactos na AoP Recursos.*

Palavras-chave. *Recursos; Métodos; Recomendação; AICV; Brasil.*

Introdução

Uma das etapas da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), responsável pela avaliação dos impactos ambientais associada à diferentes categorias de impacto, é denominada Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) (ISO, 2006).

O impulso no desenvolvimento da ACV no Brasil nos últimos 10 anos foi significativo, com grande crescimento de ações no meio acadêmico, com eventos científicos bianuais regulares desde 2008, no meio empresarial por meio da constituição da Rede Empresarial Brasileira de ACV a partir de 2012, e, no público por meio da instituição do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV), a partir de 2011, reunindo os diferentes atores em ações de fortalecimento da ACV como ferramenta de apoio à gestão ambiental.

O PBACV funciona com cinco comissões técnicas, sendo a terceira em Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV), com o objetivo principal de regionalização de métodos de AICV para o contexto brasileiro (CONMETRO, 2011).

Neste contexto, um grupo de pesquisadores ligados a diversas universidades e centros de pesquisa do Brasil formalizou durante o Congresso Brasileiro de Gestão do Ciclo de Vida, em 2014, a Rede de Pesquisa em

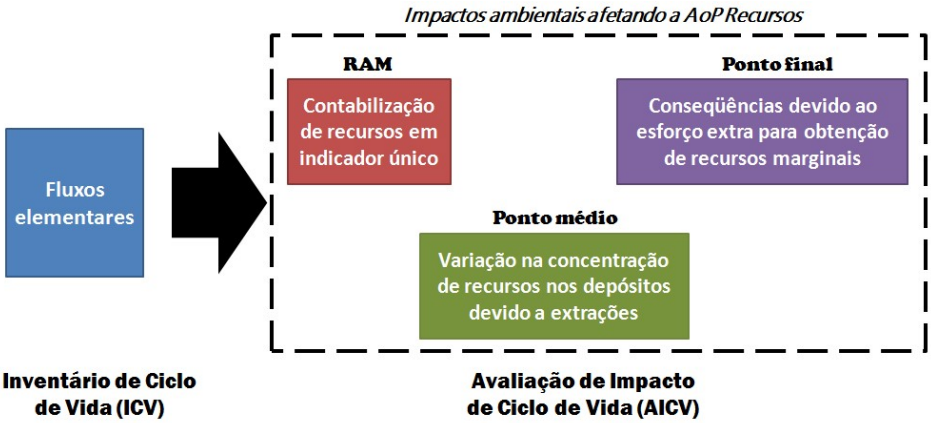
Avaliação do Ciclo de Vida (RAICV), tendo como um dos seus objetivos a análise crítica e recomendação dos métodos de AICV mais apropriados ao contexto nacional.

O trabalho tem sido conduzido para diversas categorias de impacto ambiental, com destaque para Acidificação, Eutrofização, Toxicidade,Pegada hídrica, Uso do solo e Consumo de recursos naturais.Com relação a recursos naturais,duas abordagens são consideradas em ACV: São considerados entradas dos processos industriais, necessárias para a produção de determinado produto (intermediário ou final), sendo neste caso, analisados no inventário de ciclo de vida (ICV); e por outro, são considerados como uma área de proteção (AoP), e são incluídos como uma categoria própria de impacto ambiental, sendo avaliado por meio de métodos próprios na etapa de AICV. Os métodos de AICV, em geral, avaliam o impacto ambiental, utilizando fatores de caracterização (FC) associados a modelos.

Os recursos naturais podem ser classificados sob diferentes perspectivas, como: (1) renováveis ou não-renováveis; (2) depósitos, reservas ou fluxos e (3) abióticos ou biótico (Swartet al., 2015). Considerando a última classificação, define-se: recursos bióticos como sendo todas aquelas matérias-primas derivadas de organismos vivos (p.ex. carvão vegetal), enquanto os recursos abióticos são materiais oriundos de processos biológicos do passado (p. ex. carvão mineral) ou processos físico-químicos (p. ex., minério de ferro).

De acordo com uma das classificações reconhecida pela comunidade científica (Figura 1), os métodos de AICV par a avaliar a categoria recursos podem ser divididos em três grupos: (1) de contabilização de recursos (*Resource Accounting Methods* - RAM); (2) de ponto médio (*midpoint*); e (3) de ponto final (*endpoint*) (ILCD, 2011; Swart et al., 2015).

Figura 1: Representação simplificada da relação causa-efeito dos impactos na AoP Recursos, segundo classificação tradicional proposta por ILCD (2011) e Swart et al. (2015)



Os métodos de AICV do tipo RAM avaliam a categoria de impacto "Recursos" num nível inicial, ou seja, próximo do ICV. Estes métodos geralmente contabilizam os recursos usados e consumidos ao longo do ciclo de vida de um produto e computados no ICV, na forma de indicadores únicos, como exergia, energia ou massa. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi realizar uma análise crítica de métodos e modelos para contabilização de recursos (RAM).

Materiais e Métodos

Esta pesquisa pode ser classificada como exploratória, aplica, com abordagem quantitativa e qualitativa, realizada por meio de pesquisa bibliográfica e documental, adotando o método dedutivo (Koche, 1997; Lakatos e Marconi, 1993).

Para levantar o estado da arte dos métodos e modelos de AICV, relacionados à categoria de impacto "recursos", adotou-se o levantamento bibliográfico de documentos disponíveis no Portal de Periódicos da Capes, no período de 01 de janeiro de 1994 a dezembro de 2014, bem como, artigos, manuais e documentação associados a métodos de AICV disponíveis na web e reconhecidos pela comunidade científica, utilizando de forma isolada ou em associação, palavras chaves referentes à ACV e à AoP recursos, com foco nos métodos e modelos tipo RAM.

A análise crítica e avaliação dos métodos e modelos de caracterização foram realizadas com base numa matriz de critérios validada por um grupo de especialistas da Rede de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (RAICV). Os critérios utilizados foram: escopo, robustez científica, possuir FC regionalizados e possibilidade de regionalização de FC. No caso específico dos métodos e modelos classificados no grupo RAMo terceiro e quarto critérios foram desconsiderados e a disponibilidade de FC regionalizados foi avaliada conjuntamente com o critério escopo.

Portanto, nesta pesquisa foram avaliados dois critérios: (1) Escopo (incluindo o número de FC); e (2) Robustez científica do método / modelo. A partir da avaliação qualitativa dos métodos /modelos para cada um dos critérios e da avaliação quantitativa com base na ponderação de valores dos critérios qualitativos pré-estabelecidos, foi recomendado o método com as melhores pontuações para o contexto nacional. As avaliações qualitativas receberam notas entre 1 (mais baixa) e 5 (mais alta), justificadas com base nos argumentos técnicos e consenso entre os autores.

Resultados de Discussão

Foram identificados vários métodos de contabilização de recursos na literatura em nível de RAM, porém, foram selecionados 8 que dispunham de FC, possibilitando sua aplicação na AICV.

O CED, CExD e CEENE com escopo de avaliação análogos, se diferenciam pela unidade de contabilização e representam uma sequência de evolução. CExD e CEENE apresentam maior escopo de aplicação e robustez científica, por serem baseados na segunda Lei da Termodinâmica. CEENE representa um avanço em relação ao CExD, com um número superior de fluxos elementares e corrigi inconsistências no cálculo da exergia de metais e minerais. A partir da versão 2.0, o CEENE regionalizou os FC para ocupação do solo. O SED segue a abordagem do CEENE, com número elevado de FC, porém, a sua abordagem através da emergia ainda não é consenso na comunidade científica. O ICEC/ECEC utiliza abordagens complementares do SED e CEENE, diferenciando-se, porém, por ter como base inventários do tipo *extended input-output* e não apresentar FC regionalizados. A Pegada Ecológica (EF) foi operacionalizada como um método *ad hoc,* com aplicação restrita e não consensual na ACV. Considerando a limitação de espaço, os métodos foram descritos sinteticamente na Tabela 1.

Tabela 1: Descrição sintética dos métodos e modelos para contabilização de recursos em nível de RAM

MA	RB	Breve descrição
CED	VDI (1997); Hischier et al. (2009)	O *Cumulative Energy Demand* (CED) é um exemplo de operacionalização de método para quantificação de consumo energético para ACV. O CED (e seus métodos similares) quantifica apenas os recursos que possuem poder calorífico, sendo uma limitação para a quantificação de recursos, ficando restrito aos recursos energéticos (fóssil, nuclear, solar, geotérmico, eólico, potencial) e biomassa. Por utilizar energia como unidade contábil (primeira lei da termodinâmica)
CExD	Bosch et al. (2007)	O *Cumulative Exergy Demand* (CExD) é um método de contabilização de recursos análogo ao CED, utilizando a exergia (2ª lei da termodinâmica) no lugar de energia como unidade contábil. A exergia de um recurso ou sistema é a quantidade máxima de trabalho útil que pode ser obtido (Dewulf et al., 2008). Com o uso da exergia é possível contabilizar diversos tiposde recursos: energias fóssil, nuclear, cinética, solar, potencial, biomassa, água, metais e minerais.
CEENE	Dewulf et al. (2007)	O *Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment* (CEENE) é um método que agrega diferentes tipos de recursos em uma unidade comum (exergia). Ele considera diversos fluxos elementares, superior a outros métodos equivalentes (p.ex., CExD). É visto como um avanço em relação ao CExD e ao CED. Difere do CExD na contabilização da exergia dos metais, dos minerais e dos recursos bióticos (biomassa e/ou uso do solo). O CEENE original (v1.0) não apresenta regionalização dos FC. Porém, na versão 2.0, considera a regionalização para a ocupação do solo, com base em Alvarenga et al. (2013). Os FC são disponibilizados em diferentes escalas, desde FC genérico (mundial), continental, países, regiões/estados (6 países) e em escala de ~10x10 km.
SED	Rugani et al. (2011)	O *Solar Energy Demand* (SED) utiliza o conceito de emergia (Odum, 1996) como fundamento. Na emergia, o berço de uma análise ambiental não ocorre no limite entre o meio natural e o antrópico (tecnosfera), mas sim nos limites da geobioesfera, ou seja, o berço é o Sol, energia das marés e energia geotérmica, agregadas em um indicador de energia solar equivalente. Neste método de AICV os autores focaram em criar um número elevado FC, compilando as diversas publicações que haviam quantificado as *transformidades*[17] de diferentes recursos naturais. Os FC, porém, não são regionalizados.
MIPS	Ritthouff et al. (2002)	O *Material Inputs Per Service* (MIPS) é um indicador da quantidade acumulada de recursos de um produto ao longo do seu ciclo de vida. Algumas vezes é chamado de Pegada de Materiais (*material footprint*). É definido pelo quociente entre a quantidade de material utilizada e a quantidade de serviço ou produto gerado, tendo massa como unidade de medida. O MIPS está baseado numa abordagem conhecida por *Material FlowAnalysis,* diferenciando cinco classes de materiais: recursos abióticos e bióticos, movimentação do solo, água e ar. Em Saurat e Ritthoff (2013) foi proposto o cálculo de FC para a base de dados ecoinvent v2.2 porém, ainda incompletos. A regionalização ocorreu em nível de inventário (ICV), e não de caracterização (AICV).
LREx	Alvarenga et al. (2013)	O *Exergy-based accounting for land resource* (LREx) é um método de contabilização do uso da terra, complementar ao CEENE, utilizando exergia como unidade. O método considera características específicas dos diferentes ambientes, baseado na biomassa extraída em ambientes naturais (potencial de produção primária líquida natural) e em uso do solo para ambientes antrópicos. Apresenta FC regionalizados, disponibilizados em diferentes escalas a partir de um grid com 5′ de resolução (≈10×10 km no equador) para o ano 2000. O LREx é um método específico para o fluxo elementar uso do solo, portanto, não se propõe a ser completo como método de AICV.
ICEC/ECEC	Hau e Bakshi (2004); Zhang et al. (2010)	O *Industrial Cumulative Exergy Consumption/ Ecological Cumulative Exergy Consumption* (ICEC/ECEC) é um método de AICV baseado na exergia. Ele possui FC operacionais para inventários do tipo *extended input-output* (*USA Input-Output Database 1997*), diferente dos outros métodos de AICV, mencionados neste trabalho, que se baseiam em inventários de processo (*process-based*), como p, ex., Ecoinvent.Inicialmente foi quantificado o consumo acumulado de exergia no ciclo de vida, ICEC (Szargut, 1988). Posteriormente, foi inserido os serviços ecossistêmicos, para integrar ACV e avaliação econômica de recursos naturais (ECEC) (Zhang et al., 2010). O método utiliza os princípios de emergia na contabilização do consumo de exergia de bens e serviços ecológicos em unidade equivalente de energia solar, similar ao SED.O ICEC/ECEC não apresenta FC regionalizados.
EF	Wackernagel e Rees (1996); Huijbregts et al. (2008)	A pegada ecológica (EF) é definida como a área de água e terra biologicamente produtiva necessária para suprir recursos naturais e absorver resíduos gerados (direta ou indiretamente) por uma população região, país ou produto. Ela avalia as áreas em seis classes: (1) Área necessária à produção de culturas agrícolas; (2) Área necessária para florestas; (3) Área necessária para pastagem; (4) Área necessária para água; (5) Área de infraestrutura; e (6) Área necessária para seqüestrar as emissões atmosféricas de CO_2. A EF foi operacionalizada como um método de AICV, com uma adaptação para contabilizar recursos nucleares (Huijbregts et al., 2008). Pode ser interpretado como um método complementar ao CED/CExD. A EF pode ser regionalizada para diferentes escalas geográficas, com base na biocapacidade específica, porém ainda não existe um método de AICV operacional com FC regionalizados.

* MA - Método de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

** RA - Referência base do método

[17]Transformidade é o nome dado no meio científico da Emergia ao que é conhecido como fatores de caracterização, no meio científico da Avaliação do Ciclo de Vida.

A Tabela 2 apresenta os resultados da avaliação dos métodos de AICV em nível de RAM, selecionados neste estudo.

O método CEENE v.2.0 alcançou a maior nota dentre os oito métodos identificados neste estudo, tanto para robustez científica (5,0), como para o escopo de avaliação (5,0). É fundamentado na segunda lei da termodinâmica, portanto, mais robusto do que métodos baseados na primeira lei. Considera um número elevado de fluxos elementares regionalizados a partir da versão 2.0. com o trabalho de Alvarenga et al. (2013).

Tabela 2: Avaliação dos métodos e modelos utilizados na AICV para a AoP recursos em nível de RAM

Método de AICV	Proposta de utilização	Nota – critério Escopo	Nota – critério Robustez científica	Nota Final
CEENE*	Completo	Alto (5)	Alto (5)	5,0
CExD	Completo	Médio (3)	Médio (3)	3,0
CED	Completo	Baixo (1)	Médio-baixo (2)	1,5
SED	Completo	Médio-alto (4)	Médio-alto (4)	4,0
MIPS	Completo	Médio (3)	Médio-baixo (2)	2,5
LREx	Específico**	Baixo (1)	Alto (5)	3,0
ICEC/ECEC	Completo	Médio-alto (4)	Médio-alto (4)	4,0
EF	Completo	Médio (3)	Médio-baixo (2)	2,5

* foram avaliados a v1.0 e a v.2.0
** específico para uso do solo

No extrato inferior, com notas médias abaixo de 3,0encontram-se os métodos CED (1,5), MIPS (2,5) e EF (2,5), especialmente pela robustez científica baixa, considerando inconsistências no cálculo dos FC e estarem baseado em teorias científicas mais antigas.

No extrato intermediário com nota igual a 4,0 para escopo e robustez cientifica, temos o SED e o ICEC/ECEC, que também apresentam número elevado de FC, porém não apresentam FC regionalizados. Do ponto de vista da robustez científica, os dois métodos se apóiam no conceito de emergia, que encontra questionamentos por parte da comunidade científica de ACV.

CExD e LREx alcançaram a mesma nota (3,0), porém por distintos caminhos. Enquanto o LREx se destaca pela robustez científica é limitado quanto ao escopo, uma só possui FC para uso do solo. O CExD, possui notas equilibradas para robustez científica e escopo, por estar fundamentado na segunda lei da termodinâmica e número elevado de FC, porém não regionalizados.

Conclusão

Avaliando-se os 8 métodos em nível de RAM,concluiu-se com base nos critérios adotados que, quando o estudo de ACV utilizar o *extended input-output* ICV o método mais recomendado é ICEC/ECEC, enquanto se o estudo utilizar *process-based* ICV ou uma abordagem hibrida, o método mais recomendado é o CEENE v2.0. Opcionalmente, o método SED pode ser recomendado para uso de forma complementar ao CEENE v.2.0, considerando a nota relativamente alta obtida.

Referências Bibliográficas

Alvarenga RAF, Dewulf J, Langenhove H, Huijbregts MAJ (2013) Exergy-based accounting for land as a natural in life cycle assessment. The International Journal of Life Cycle Assessment, 18, 939-947.

CONMETRO (2011) Aprova o Regimento Interno e a composição do Comitê Gestor do Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida e dá outras providências. Resolução 01/2011. Conselho Nacional de Metrologia, Normatização e Qualidade Industrial (CONMETRO).

Dewulf J, Bosch ME, Meester BD, Vorst GVd, Langenhove HV, Hellweg S, Huijbregts MAJ (2007) Cumulative Exergy Extraction from the Natural Environment (CEENE): a comprehensive Life Cycle Impact Assessment method for resource accounting. Environmental Science & Technology, 41, 8477-8483

Dewulf J, Van Langenhove H, Muys B, Bruers S, Bakshi BR, Grubb GF, Paulus DM, Sciubba E (2008) Exergy: Its Potential and Limitations in Environmental Science and Technology. Environmental Science & Technology, 42, 2221- 2232

Hau JL, Bakshi BR (2004) Expanding Exergy Analysis to Account for Ecosystem Products and Services. Environmental Science & Technology, 38, 3768-3777

Hischier R, Weidema B, Althaus H-J, Doka G, Dones R, Frischknecht R, Hellweg S, Humbert S, Jungbluth N, Loerincik Y, Margni M, Nemecek T, Simons A (2009) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods: Final Report ecoinvent v2.1., vol No. 3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, St. Gallen, Switzerland

Huijbregts MAJ, Hellweg S, Frischknecht R, Hungerbuhler K, Hendriks AJ (2008) Ecological footprint accounting in the life cycle assessment of products. Ecological Economics, 64, 798 - 807

International Reference Life Cycle Data System (ILCD) (2011). European Commission Joint Research Centre (2011) International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook-Recommendations for Life Cycle Assessment in the European context. Publications Office of the European Union, Luxembourg.

Koche JC (1997) Fundamentos de Metodologia Científica: teoria da ciência e prática da pesquisa. 14. ed. Petrópolis: Vozes. 180 p.

Lakatos EM, Marconi MA (1993) Fundamentos de metodologia científica. São Paulo: Atlas. 231p.

Liao W, Heijungs R, Huppes G (2012) Thermodynamic resource indicators in LCA: a case study on the titania produced in Panzhihua city, southwest China. International Journal of Life Cycle Assessment, 17, 951-961.

Odum HT (1996) Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making. 1st edn. John Wiley & Sons, New York (USA)

Rede de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (RAICV) (2014) Regimento da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. São Bernardo do Campo, 11/11/2014.

Ritthoff M, Rohn H, Liedtke C (2002) MIPS Berechnen: Ressourcenproduktivität Von Produkten Und Dienstleistungen. Wuppertal Spezial. Wuppertal Institutfür Klima, Umwelt, Energie, Wuppertal (Germany)

Rugani B, Huijbregts MAJ, Mutel C, Bastianoni S, Hellweg S (2011) Solar Energy Demand (SED) of Commodity Life Cycles. Environmental Science & Technology, 45, 5426-5433

Swart P, Alvarenga RAF, Dewulf J (2015) Abiotic resource use. In LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment, volume IV: life cycle impact assessment (eds M. Hauschild and M.A.J. Huijbregts) Springer Press, Dordrecht, pp. 247–269

VDI (1997) Cumulative Energy Demand - Terms, Definitions, Methods of Calculation. VDI guideline 4600. Verein Deutscher Ingenieure, Dusseldorf, Germany

Wackernagel M, Rees W (1996) Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth. NSP, Canada

Zhang Y, Baral A, Bakshi BR (2010) Accounting for Ecosystem Services in Life Cycle Assessment, Part II: Toward an Ecologically Based LCA. Environmental Science & Technology, 44, 2624-2631

Avaliação de impactos do uso da terra em serviços ecossistêmicos

PAVAN, A. L. R.[1]; ALMEIDA NETO, J. A.[2]; FIGUEIRÊDO, M. C. B.[3]; ALVARENGA, R.A.F.[4]; OMETTO, A. R[1]; KABE, Y. H.[5]

[1]Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), Universidade de São Paulo (USP), laurarpavan@gmail.com
[2] Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)
[3] Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)
[4] Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)
[5]BRASKEM

Resumo. Estudos recentes vêm sendo destinados à redução de incertezas na Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) por meio de avaliações regionalizadas que considerem a diferenciação espacial tanto na criação de conjuntos de dados para o Inventário do Ciclo de Vida (ICV) quanto nos métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Neste contexto foi proposta a criação em outubro 2014 da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), cujos objetivos incluem potencializar a formação e a interação entre grupos de pesquisa existentes no desenvolvimento, aperfeiçoamento e recomendações de métodos de AICV aplicáveis à realidade brasileira. Dentre as categorias de impacto estudadas estão os impactos sobre serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra, os quais são diretamente influenciados pelas condições locais e fatores biogeográficos. Este trabalho objetivou levantar os modelos de caracterização existentes para avaliação de impactos aos serviços ecossistêmicos e analisá-los de modo preliminar para um trabalho futuro no qual serão feitas recomendações de metodologias adequadas para o contexto brasileiro. Para tanto, foi realizado um levantamento bibliográfico dos estudos disponíveis na base de dados Web of Knowledge por meio do uso das palavras-chave: Life Cycle Assessment, Life Cycle Impact Assessment, Land use, Ecosystem services e Characterization model. Foram identificados 13 modelos de caracterização, os quais foram analisados de acordo com um conjunto de critérios definidos e validados pelos pesquisadores da rede: (i) Escopo do modelo, (ii) Robustez científica e (iii) Regionalização. Os resultados permitiram identificar algumas limitações na aplicação dos modelos de caracterização quanto ao critério escopo, devido principalmente à falta de operacionalidade, restrições na abrangência de aplicação ou baixa diferenciação entre os tipos de uso da terra. Quanto à robustez científica, as principais limitações se referem à falta de transparência e de documentação das variáveis que compõem alguns modelos. Após esta primeira análise, estudos futuros são direcionados a uma avaliação quantitativa do desempenho destes modelos de caracterização a fim de fornecer recomendações para a avaliação dos impactos aos serviços ecossistêmicos em estudos de ACV no país.

Palavras-chave: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida; Uso da terra; Serviços Ecossistêmicos; Regionalização.

Introdução

Uma das questões que vem gerando discussões nos últimos anos dentro do campo da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) refere-se à questão da regionalização, ou seja, a consideração das variações nos impactos entre diferentes regiões geográficas, além da adequação da avaliação dos impactos ambientais frente ao contexto brasileiro. Neste sentido, destaca-se a criação da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), organização civil, não governamental, sem fins lucrativos, que busca recomendar, adaptar e desenvolver modelos de caracterização para Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), considerando o contexto ambiental e socioeconômico brasileiro.

Dentre os impactos quantificados na (AICV) e contemplados nos estudos da RAICV estão aqueles relacionados ao uso da terra. Recentemente estudos apontam que os impactos resultante de atividades de transformação e ocupação da terra devem ser medidos com diferentes indicadores que expressam não só o valor intrínseco da biodiversidade, mas também os efeitos nos serviços ecossistêmicos (KOELLNER et al., 2013b). Definido como benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, o conceito de serviços ecossistêmicos teve difusão no meio acadêmico e empresarial a partir da Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005) e mais recentemente foi inserido nos estudos de ACV (KOELLNER; GEYER, 2013; ZHANG et al., 2010a,b).

A classificação mais utilizada é dada pela Avaliação Ecossistêmica do Milênio (MEA, 2005) e compreende em quatro categorias: serviços de provisão, suporte, regulação e serviços culturais. Serviços de provisão fornecem bens ou produtos ambientais diretamente utilizados pelo ser humano para consumo ou comercialização, tais

como água, alimentos, madeira e fibras (FREIRE, 2013). Os serviços de suporte mantêm o habitat dos seres vivos e sua diversidade genética, compreendendo a manutenção ou a renovação da fertilidade do solo, produção primária, polinização, etc. Já os serviços de regulação se relacionam às características regulatórias dos processos ecossistêmicos, como a manutenção dos processos ecológicos essenciais e dos sistemas de suporte à vida. Como exemplo pode-se citar a manutenção da qualidade do ar, a regulação climática, regulação de doenças, regulação e purificação de água e regulação de danos naturais, polinização. Serviços culturais são bens não materiais que a sociedade adquire da natureza, tais como lazer, turismo, entre outros. Destaca-se que este tipo de serviço ecossistêmico não faz parte do escopo do presente trabalho, mas que pode ser considerada uma importante lacuna de pesquisa a ser abordada sob o âmbito da Avaliação Social do Ciclo de Vida.

Segundo Milà i Canals et al. (2007a), impactos do uso da terra em geral são altamente influenciados pelas condições locais e dependem de muitos fatores biogeográficos como paisagem, clima, padrões da vegetação e propriedades do solo. A transformação e ocupação em determinado espaço geográfico, bem como a gestão dos impactos ambientais derivados, devem se basear no reconhecimento das potencialidades e fragilidades dos fatores físicos, biológicos e antrópicos que compõem esse meio frente às características das atividades ali instaladas. Nesse sentido, uma avaliação em nível genérico pode levar a resultados que não refletem adequadamente a magnitude destes impactos, resultando em grandes incertezas ligadas à variabilidade espacial (SAAD et al., 2011). Desta forma, este trabalho teve como objetivo levantar os modelos de caracterização existentes para avaliação de impactos aos serviços ecossistêmicos e analisá-los de modo preliminar para um trabalho futuro no qual serão feitas recomendações de metodologias adequadas para o contexto brasileiro.

Metodologia

Para compreender o estado da arte da avaliação de impactos à serviços ecossistêmicos devido o uso da terra na AICV e identificar os principais modelos de caracterização disponíveis, adotou-se o levantamento bibliográfico de documentos disponíveis na base de dados *Web of Knowledge*, publicados até dezembro de 2014, além de guias e documentos normativos associados a metodologias de AICV reconhecidos pela comunidade científica. Nas buscas foram utilizadas palavras-chave como *Life Cycle Assessment, Life Cycle Impact Assessment, Land use, Ecosystem services e Characterization model*.

Foram identificados e selecionados 13 modelos de caracterização para serem analisados de acordo com uma matriz de critérios definidas pelos especialistas que compõem a RAICV, representando requisitos para uma boa modelagem em termos de sua base científica e regionalização. Os critérios que nortearam a análise qualitativa dos modelos de caracterização foram estabelecidos com base em JRC (2011) e estão amplamente descritos em Ugaya et al. (2016). São eles: Escopo do modelo, subdivido nos seguintes tópicos: i) Indicação se o modelo é operacional, ou seja, se existem fatores de caracterização (FCs) disponíveis para serem aplicados; ii) Classificação quanto ao tipo de Serviço Ecossistêmico; iii) Abrangência do escopo de aplicação em termos de diferenciação espacial; iv) Abrangência do escopo de aplicação em termos de tipos de uso da terra; e v) Classificação frente ao mecanismo ambiental, sendo *midpoint* ou *endpoint*. O segundo critério aplicado foi de Robustez Científica, compreendendo os seguintes subcritérios: i) fazer parte de método de AICV reconhecido pela comunidade científica; ii) apresentar a cadeia de causa e efeito da categoria de impacto; iii) acessibilidade e transparência das equações do modelo; e iv) acessibilidade e transparência das variáveis. Por fim, o critério Regionalização visou identificar se são fornecidos fatores de caracterização para o Brasil, em qual escala geográfica e se o modelo pode ser regionalizado para o contexto brasileiro.

Resultados e discussão

De modo geral, é possível afirmar que esforços interdisciplinares ainda são necessários para se alcançar um consenso para uma avaliação eficiente dos impactos aos serviços ecossistêmicos em AICV. Os resultados da análise são apresentados Quadro 1 a seguir, de maneira a discutir as particularidades de cada modelo de caracterização, os avanços que trazem à temática de Serviços Ecossistêmicos na ACV e as limitações e barreiras que ainda existem na sua aplicação.

Ao analisar o Escopo dos modelos de caracterização, observou-se que 7 dos 13 modelos são operacionais, ou seja, apresentam fatores de caracterização prontos para aplicação, sendo que destes, 5 apresentam abrangência de aplicação global. Quanto ao item ligado à abrangência do escopo de aplicação em termos de tipos de uso da

terra foram verificadas as maiores limitações nos modelos. A modelagem dos impactos aos serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra idealmente deveria diferenciar diferentes tipos e intensidade de uso da terra, incluindo práticas de manejo. No entanto, observa-se que a maioria dos modelos não atinge altos níveis de diferenciação, não havendo modelo suficientemente robusto quanto a este subcritério.

Quadro 1: Características dos modelos de caracterização, vantagens e limitações.

Modelo de caracterização	Indicador	Observações
Arbault et al. (2014)	Regulação do clima; Uso da água; Formação do solo; Ciclagem de nutrientes; e Matéria orgânica	Este artigo tem uma abordagem diferente da maioria das publicações visto que demonstra a viabilidade de uma modelagem dinâmica e integrada para gerar fatores de caracterização que levam em consideração a complexidade dos processos naturais da oferta de serviços ecossistêmicos. No entanto, trata-se de um modelo conceitual que apresenta algumas limitações na abrangência dos tipos de uso da terra e aplicabilidade na ACV. Logo, não havendo fatores de caracterização disponíveis o critério de abrangência geográfica não se aplica. Apesar de não fazer parte de um método de AICV tradicional, utiliza o modelo GUMBO, reconhecido na área de Serviços Ecossistêmicos. De modo geral apresenta uma robustez científica mediana, com limitações no que tange à transparência e acessibilidade.
Beck et al. (2010)	Resistência à erosão hídrica; Capacidade de filtração mecânica; Capacidade de filtração físico-química; e Capacidade de recarga de águas subterrâneas	Nesta publicação, a ferramenta de cálculo operacional (*Land Use Indicador Calculation Tool*, LANCA®) foi elaborada para tornar o modelo desenvolvido por Baitz (2002) amplamente aplicável. No entanto, apesar de ter um escopo abrangente quanto ao mecanismo ambiental e indicadores utilizados, alta robustez científica, trata-se de um modelo conceitual e não operacional para serviços de regulação.
Brandão & Milà i Canals (2013)	Carbono orgânico no solo	Utiliza como embasamento científico o modelo de Mila i Canals et al. (2007a,b), alterando o indicador de matéria orgânica no solo para carbono orgânico no solo. Desta forma, foi possível criar fatores de caracterização em nível global para serviços de provisão. Portanto, este modelo de caracterização apresenta boa robustez científica e fatores de caracterização para impactos de ocupação e transformação da terra, para diferentes tipos de uso da terra (e.g. agrícola com plantio direto), e diferentes biomas. Para o Brasil é possível encontrar quatro variações regionais de fatores de caracterização devido à escala adotada ser baseada em biomas.
Garrigues et al (2013)	Compactação do solo	O modelo tem a vantagem de abordar uma via de impacto até então não explorada na ACV, mas de grande importância para estudos que envolvem atividades agrícolas. Apesar de não estar relacionado a um método de AICV, o modelo aborda serviços de regulação e é robusto e utiliza metodologias reconhecidas na área de avaliação de qualidade do solo (e.g. modelo COMPSOIL). No entanto, existem limitações quanto à transparência de parâmetros do modelo bem como o fato de ser um modelo conceitual.
Mila i Canals et al (2007a) e Mila i Canals et al (2007b)	Matéria orgânica no solo	Propõe o uso de um indicador (matéria orgânica no solo) para avaliação dos impactos na ocupação e transformação da terra para serviços de suporte. É um modelo de caracterização consagrado na comunidade científica, sendo o recomendado para impactos do uso do solo por ILCD (2011). No entanto, em suas publicações originais, são criados fatores de caracterização genéricos, baseados em dados europeus (Reino Unido e Espanha).
Muller-Wenk & Brandão (2010)	Carbono equivalente fóssil	Avalia o impacto do uso da terra sobre os serviços de regulação (clima), utilizando o potencial de emissão de dióxido de carbono equivalente fóssil como indicador da transformação e ocupação da terra. As estimativas se baseiam num relatório da Comissão Científica do Governo da Alemanha (WBGU, 1998) e IPCC (2000, 2001 e 2007). Gerou FC para transformação e ocupação para biomas globais (incluindo os biomas tropical úmido e seco e temperado), com diferenciação para diferentes tipos de uso da terra (floresta, pradaria, pastagem, cultura anual e área artificial). Segundo o relatório (WBGU, 1998) a disponibilidade de dados para o balanço de Carbono para muitos biomas terrestres era limitada, sendo a extrapolação para aplicação global imprecisa. Considerando que o estudo tem quase 20 anos, é possível que neste período dados tenham sido gerados que possibilitem a extrapolação.
Muñoz et al (2010)	Massa de dióxido de carbono equivalente (kg CO2eq)	O artigo traz uma abordagem nova, considerando alterações no albedo devido a transformações no uso do solo. De maneira geral, estas alterações trazem um benefício ambiental para a categoria Mudanças Climáticas, que pode ser relevante em alguns casos específicos. A abordagem trazida tem embasamento científico, mas foram criados fatores de caracterização apenas para um estudo de caso na Espanha.

Nuñez et al (2013)	Carbono orgânico no solo, erosão do solo e produção potencial primária líquida (biomassa)	Abordando serviços de regulação, este modelo utiliza simplificações de cálculo combinando a perda do potencial de produção de biomassa (produção potencial primária líquida), perda de solo (PS) e do carbono orgânico do solo (COS) como indicador do impacto na qualidade do ecossistema. O modelo tem abrangência global e vai até o dano final nas três AoP no caso da ocupação do solo. Na estimativa da depleção do recurso solo (erosão), utiliza um coeficiente de energia solar (SEDsoil) como FC. Para avaliação da AoP recurso considera uma resolução espacial de 5 arcmin (10 x 10 km2) e para Qualidade do Ecossistema 30 arcsec (1x1 km^2). Apesar de não ter sido utilizado em nenhum método de AICV atual, possui potencial de aplicação futura, por meio de SIG e da utilização de bases de dados digitais regionais de tipos de solos por regiões climáticas, ecorregiões, biomas, etc., com a geração de FCs para midpoint.
Nuñez et al. (2010)	Índices de aridez, de recarga de aquífero, de erosão e risco de incêndio	São considerados no inventário quatro fluxos ambientais: índice de aridez, índice de recarga de aquífero, índice de erosão e índice de risco de incêndio. Não foi considerada a taxa de desmatamento e o índice de escassez hídrica, que são fatores reconhecidos como de grande pressão e relevância no fenômeno da desertificação. O modelo, apesar de ter abrangência global, carece de um maior detalhamento do modo de agregação e ponderação das variáveis e justificativa para utilizada.
Oberhulzer et al (2012)	Utiliza nove indicadores de qualidade do solo para criar um índice, denominado SALCA-SQ. Os indicadores de qualidade do solo são: (1) Profundidade de raízes no solo, (2) volume de macroporos, (3) estabilidade do agregado, (4) teor de carbono orgânico, (5) teor de metais pesados, (6) poluentes orgânicos, (7) biomassa de minhocas, (8) biomassa de microorganismos e (9) atividade de microorganismos.	O modelo aborda diversos indicadores de qualidade do solo e é loco-específico, no entanto não são publicados FCs para aplicação. Apesar de fazer parte do método denominado SALCA, existem limitações quanto à transparência e acessibilidade dos dados da modelagem, além de empregar avaliações qualitativas que comprometem sua robustez científica. É um modelo apropriado para o setor agrícola e, apesar de ser bastante robusto neste tema, sua aplicabilidade para ACV é questionável.
Saad et al. (2011)	Resistência à erosão hídrica; Capacidade de filtração mecânica; Capacidade de filtração físico-química; e Capacidade de recarga de águas subterrâneas	Trata-se de um modelo desenvolvido para o Canadá, com base na publicação de Beck et al. (2010). Abordando serviços de regulação, os autores apresentam de modo claro tanto as variáveis quanto as equações usadas na modelagem. Apesar de não apresentar FCs para o Brasil, este é um estudo que foca a regionalização de métodos de AICV, podendo ser um exemplo à estudos brasileiros.
Saad, Koellner, Margni (2013)	Resistência à erosão hídrica; Capacidade de filtração mecânica; Capacidade de filtração físico-química; e Capacidade de recarga de águas subterrâneas	Os autores apresentam uma abordagem ampliada do modelo proposto por Beck et al. (2010) e Saad et al. (2011), com aplicação global para serviços de regulação. O escopo do modelo é abrangente, fornecendo fatores de caracterização tanto para intervenções de ocupação quanto de transformação, para sete tipos de uso da terra. No entanto, tal classificação dos tipos de uso da terra pode ser considerada demasiadamente ampla, necessitando de uma maior diferenciação entre níveis de manejo. Apesar de não fazer parte de um método de AICV reconhecido pela comunidade científica, o estudo está relacionado ao projeto Impact World + que reuniu esforços para o aprimoramento de estudos de ACV no que tange a regionalização, redução de incertezas e consideração da variabilidade geográfica. Aplicáveis no Brasil, é possível encontrar 18 variações regionais de fatores de caracterização de acordo com a escala adotada (Biomas e Classificação Holdridge - regiões e zonas).
Wagendorp et al (2006)	Temperatura da superfície; Número de resposta térmica; Degradação exergética solar	O modelo tem como fundamento a teoria da "termodinâmica de ecossistema", que ainda é nova e não possui consenso na comunidade cientifica. A proposta do modelo é avaliar o impacto no uso da terra baseado na eficiência exergética, a partir da resposta da temperatura superficial terrestre, obtida por meio de sensoriamento remoto térmico. O modelo apresenta FC para uma região dos EUA e duas regiões da Bélgica, porém pode ser expandido para a obtenção de FCs globais e nacionais, a partir do levantamento de indicadores localmente específicos como sistema de referência e expressando-o FC como uma percentagem relativa. O modelo apresentado está bem fundamento, com todas as equações e variáveis necessárias à obtenção dos FC explicadas e referenciadas, sendo, porém, baseado em um número de fluxos elementares limitado.

No que se refere à robustez científica, nota-se que poucos modelos pertencem a métodos de AICV já comumente empregados em estudos de ACV. No entanto, isso se deve ao fato de boa parte dos avanços sobre o tema terem ocorrido nos últimos anos. Já sobre a transparência e acessibilidade das equações e variáveis componentes dos modelos, é possível notar algumas limitações pontuais, como no caso de Oberholzer et al. (2012) e Muller-Wenk & Brandão (2010). Para o critério Regionalização foram verificados dentre aqueles modelos operacionais, se existem fatores disponíveis para serem aplicados no Brasil e em qual escala. Dessa forma, observa-se que 5 modelos globais são aplicáveis no país. Muller-Wenk & Brandão (2010) e Saad, Koellner, Margni (2013) usam biomas como unidade de escala, Brandão & Milà i Canals (2013) regiões climáticas, Nuñez et al. (2010) ecorregiões e Nuñez et al (2013) grids de aproximadamente 10x10km².

Foi identificado um número considerável de modelos de caracterização focados no serviço ecossistêmico de regulação, dentre eles o de Saad; Koellner; Margni (2013). Ressalta-se que este modelo é transparente e acessível, tem um amplo escopo de aplicação, abrangendo quatro relevantes indicadores. Apesar da limitação da baixa diferenciação de tipos de uso da terra – que pode comprometer os resultados da avaliação – é relevante destacar os fatores de caracterização regionalizados disponibilizados pelos autores representam grande avanço para inclusão desta categoria de impacto em estudos de caso brasileiros. Apesar de não fazer parte de um método de AICV este estudo foi desenvolvido a partir da ferramenta LANCA® e está relacionado ao projeto IMPACT World+ (http://www.impactworldplus.org/). Outro modelo que se destacou na análise é focado no Potencial de Produção Biótica publicado por Brandão & Milà i Canals (2013), avaliando serviços de provisão. Através de um modelo robusto, os autores abordam a capacidade de produção ou a capacidade do ecossistema para sustentar futura produção de biomassa, e disponibilizam fatores de caracterização regionalizados (regiões climáticas) que podem ser aplicados no Brasil. Comparado aos demais modelos analisados, Brandão & Milà i Canals (2013) atingiram um nível mais detalhado de diferenciação entre os tipos de uso da terra, sendo útil para praticantes da ACV no Brasil ao possibilitar a diferentes opções entre tipos de manejo. Pode-se citar como exemplo de estudos dedicados ao serviço ecossistêmico de suporte os publicados por Milà i Canals et al. (2007a,b). Apesar das limitações referentes à origem dos dados destes modelos e falta de fatores de caracterização, estes estudos são amplamente reconhecidos pela comunidade científica e por vezes vêm sendo usados como base teórica para novos estudos e / ou adaptações metodológicas.

Salienta-se que o próximo passo desta pesquisa, no âmbito da RAICV, consiste em utilizar os mesmos critérios aqui abordados para realizar uma análise quantitativa (adotando um procedimento de pontuação) e assim, fornecer recomendações consistentes sobre modelos adequados para aplicação em estudos de ACV conduzidos no Brasil.

No entanto, ainda são necessários esforços interdisciplinares para uma eficiente avaliação destes impactos bem como a construção de um consenso do tema em AICV. Assim como debatido por Othoniel et al. (2015), ressalta-se que até o momento os estudos existentes assumem um fornecimento constante dos serviços ecossistêmicos ao longo do tempo, não existindo uma abordagem que modele os impactos da provisão de serviços ecossistêmicos de maneira dinâmica.

Considerações Finais

Este estudo avaliou 13 modelos de caracterização que modelam impactos sobre serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra. Dentre estes modelos é possível observar que 7 são operacionais, com fatores de caracterização disponíveis para aplicação, enquanto 6 são modelos não operacionais configurando avanços teórico e conceituais sobre o tema.

Ao estudar as características e a modelagem dos impactos aos serviços ecossistêmicos, algumas limitações se destacaram como: a falta de integração entre os estudos e um consenso sobre como tais impactos devem ser abordados na ACV, a limitação do escopo de aplicação de muitos modelos e a baixa diferenciação entre tipos de

uso da terra, que por sua vez pode subestimar impactos ambientais. Ademais, dentre aqueles estudos que disponibilizam fatores de caracterização para todo o globo, na maioria das vezes o Brasil é representado apenas por alguns poucos biomas, restando ainda uma lacuna para pesquisas direcionadas a melhor representar as diversidades ambientais do país.

O presente trabalho realizou uma análise qualitativa, focada em questões conceituais dos modelos de caracterização. Estudos futuros são direcionados a uma análise quantitativa (utilizando uma escala de pontuação para os mesmos critérios) e posterior avaliação empírica, a fim de obter uma comparação prática de como diferentes abordagens se traduzem em diferentes resultados na avaliação de impacto, representando um importante passo no contexto da RAICV e na indicação de metodologias mais apropriadas para o contexto brasileiro.

Agradecimentos

A autora Ana Laura Raymundo Pavan agradece a CAPES pelo apoio recebido para o desenvolvimento deste trabalho.

Referências Bibliográficas

ARBAULT, D. et al. (2014) Integrated earth system dynamic modeling for life cycle impact assessment of ecosystem services. Science of the Total Environment, v. 472, p. 262–272.

BRANDÃO, M.; MILÀ I CANALS, L. (2013) Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 6, p. 1243-1252.

BECK, T.; BOS, G. U.; WITTSTOCK, B.; BAITZ, M.; FISCHER, M.; SEDLBAUER, K. (2010) LANCA—land use indicator value calculation in life cycle assessment. Fraunhofer, Stuttgart.

FREIRE, R. R. (2013) Integridade ambiental de corpos d' água: degradação ambiental, funções ecossistêmicas e perda de serviços ecossistêmicos no baixo São Francisco. 95p. Dissertação (Pós-Graduação em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) Universidade Federal da Bahia, Salvador.

GARRIGUES, E. et al. (2013) Development of a soil compaction indicator in life cycle assessment. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 7, p. 1316–1324.

KOELLNER, T.; GEYER, R. (2013) Global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 6, p. 1185-1187.

MEA. Millennium ecosystem assessment. (2005) Ecosystems and human well-being: current state and trends. Island Press, Washington.

MILÀ I CANALS, L.; BAUER, C.; DEPESTELE, J.; DUBREUIL, A.; KNUCHEL, R.F.; GAILLARD, G.; MICHELSEN, O.; MÜLLER-WENK, R.; RYDGREN, B. (2007a) Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 12, n. 1, p. 5-15.

MILÀ I CANALS L.; ROMANYA, J.; COWELL, S. J. (2007b) Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). J Clean Prod, v.15, p.1426–1440.

MÜLLER-WENK, R.; BRANDÃO, M. (2010) Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation soil and air. Int J Life Cycle Assess v. 15, p. 172–182.

MUNOZ, I.; CAMPRA, P.; FERNANDEZ-ALBA, A. R. (2011) Including CO(2)-emission equivalence of changes in land surface albedo in life cycle assessment. Methodology and case study on greenhouse agriculture. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 15, n. 7, p. 672–681.

NUNEZ, M. et al. (2010) Assessing potential desertification environmental impact in life cycle assessment. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 15, n. 1, p. 67-78.

NUNEZ, M. et al. (2013) Inclusion of soil erosion impacts in life cycle assessment on a global scale: application to energy crops in Spain. The International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 4, p. 755–767.

OBERHOLZER, H.-R. et al. (2012) A novel method for soil quality in life cycle assessment using several soil indicators. Agronomy for Sustainable Development, v. 32, n. 3, p. 639–649.

OTHONIEL, B; RUGANI, B; HEIJUNGS, R; BENETTO, E; WITHAGEN, C. Assessment of Life Cycle Impacts on Ecosystem Services: Promise, Problems, and Prospects. Environ Sci Technol, 2;50(3):1077-92, 2015.

SAAD, R.; MARGNI, M.; KOELLNER, T.; WITTSTOCK, B.; DESCHÊNES, L. (2011) Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. International Journal of Life Cycle Assessment, 16(3), 198-211.

SAAD, R.; KOELLNER, T.; MARGNI, M. (2013) Land use impacts on freshwater regulation, erosion regulation, and water purification: a spatial approach for a global scale level. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 18, n. 6, p. 1253-1264.

WAGENDORP, T. et al. (2006) Land use impact evaluation in life cycle assessment based on ecosystem thermodynamics. Energy, v. 31, n. 1 SPEC. ISS, p. 112–125.

ZHANG, Y.; BARAL, A.; BAKSHI, B. (2010a) Accounting for ecosystem services in life cycle assessment, Part II: toward an ecologically based LCA. Environ Sci Technol, v.44, p. 2624–2631.

ZHANG, Y.; SINGH, S.; BAKSHI, B. (2010b) Accounting for ecosystem services in life cycle assessment, Part I: a critical review. Environ Sci Technol, v. 44, p. 2232–2242.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Estruturação de inventários de ciclo de vida nacionais de sistemas de tratamento de esgoto doméstico simplificados

Katia G. Gutierrez[1], Matheus O. Fernandes[1], Carlos A. L. Chernicharo[1]

[1]Universidade Federal de Minhas Gerais, katiaggutierrez@hotmail.com

Resumo. *A carência de sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED) em pequenos municípios e na zona rural, e, ainda, a atual expansão de condomínios residenciais, reforçam a aplicabilidade de STED compactos e simplificados no Brasil. Este trabalho teve por objetivo estruturar inventários de ciclo de vida (ICV) de STED simplificados aplicáveis a condições brasileiras, a fim de ampliar o uso da ACV nacionalmente e também subsidiar as ações dos tomadores de decisão ao apresentar de forma consolidada e simplificada informações ambientais sobre estes sistemas. Os tratamentos contemplados neste estudo foram separados em dois grupos: sistemas de lagoas: lagoa facultativa (LF); lagoa anaeróbia (LA) + LF; LA + LF + lagoa de maturação e sistemas combinados: UASB (reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo) + SAC (sistema de alagados construídos); UASB + FBP (filtro biológico percolador) e UASB + LAC (lodos ativados convencional). Percebe-se importante contribuição de gases na fase de operação de todos os sistemas analisados. Considerando a ausência do gerenciamento dos gases, os STED com maior potencial de impacto ambiental são, em ordem decrescente, em função do metano produzido (em g CH4/m3 de esgoto): UASB + SAC (171), UASB + FBP (145), UASB + LAC (142), lagoa anaeróbia + lagoa facultativa (77,4), lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação (12) e lagoa facultativa (7,5). A observação de que somente o STED UASB + LAC é dependente de energia, efetivamente, para seu funcionamento sinaliza que este tipo de tratamento deve ter pior desempenho ambiental perante os impactos relacionados ao consumo de eletricidade. As informações consolidadas neste inventário demonstram que o mesmo pode ser bastante apropriado em momentos de tomada de decisão, já que sinalizam, de forma objetiva, as emissões associadas a cada fase presente na operação dos STED. A visão escalonada das emissões oferece uma análise prévia dos potenciais de impacto ambiental associados aos sistemas, oportunizando, de forma mais simplificada, a definição de possíveis rotas a serem simuladas para o gerenciamento das emissões (e dos subprodutos, como lodo e biogás). Ou seja, um STED que apresente maior produção de biogás ou metano não necessariamente está condenado a ter pior desempenho em impactos ambientais associados, como mudanças climáticas, por exemplo, e ser previamente descartado como escolha, já que alternativas podem ser pensadas em função da emissão "problema".*

Palavras-chave. *emissões gasosas, filtro biológico percolador, reatores anaeróbios de fluxo ascendente, lodos ativados convencional, lagoas .*

Introdução

A carência de sistemas de tratamento de esgoto doméstico (STED) em pequenos municípios[18] e na zona rural, e, ainda, a atual expansão de condomínios residenciais, reforçam a aplicabilidade de STED compactos e simplificados no Brasil.

A avaliação de ciclo de vida (ACV), conhecida por ser uma metodologia capaz de avaliar o desempenho ambiental da função exercida por um processo[19] ao longo de seu ciclo de vida, apresenta-se como uma ferramenta complementar em momentos de tomada de decisão entre sistemas de tratamento de esgoto doméstico. Todavia, é preciso atentar-se para a premissa fundamental de que o sucesso no uso da ACV é diretamente dependente do uso de inventários de ciclo de vida (ICV) regionalizados.

Esta constatação evidencia alguma fragilidade de estudos realizados como uso da ACV no Brasil, quando considerados, nestes, a destinação de efluentes produzidos. Nestes estudos, comumente, a ausência de informações específicas sobre STED culmina na utilização de bancos de dados disponíveis em bases mundiais, que não representam a realidade dos cenários nos quais são aplicados, ou a desconsideração destes nas ACV.

[18] Em 2008, cerca de 78% dos municípios brasileiros de até 50.000 habitantes não dispunham de sistemas de tratamento de esgoto doméstico no Brasil (IBGE, 2010)
[19] Ou produto ou serviço.

Os ICV também podem ser utilizados pelos atores envolvidos no tratamento de esgoto doméstico no direcionamento de modelos de gerenciamento de subprodutos destes sistemas – como lodo e biogás e, ainda, na discussão sobre a imposição dos sistemas a padrões ambientais pré-estabelecidos, que claramente não consideram emissões importantes para o solo e o ar, e que ficam bastante evidentes na sistematização das informações em ICV.

Para a escolha dos sistemas inventariados nesta pesquisa foram utilizados dois critérios: i) sistemas com recorrência representativa no país e ii) sistemas combinados anaeróbios/aeróbios. Em relação aos STED combinados, optou-se por fixar os reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (reatores UASB) e variar apenas o pós-tratamento. Estes reatores vêm demonstrando grande aplicabilidade pela simplicidade operacional, menor produção de lodo excedente e pela pequena demanda de área para implantação. Assim, os tratamentos contemplados neste estudo foram separados em dois grupos: sistemas de lagoas: lagoa facultativa; lagoa anaeróbia + lagoa facultativa; lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação e sistemas combinados: UASB + SAC (sistema de alagados construídos); UASB + FBP (filtro biológico percolador) e UASB + LAC (lodos ativados convencional).

Objetivo e escopo do trabalho

Este trabalho teve por objetivo estruturar inventários de ciclo de vida (ICV) de STED simplificados aplicáveis a condições brasileiras[20], a fim de ampliar o uso da ACV nacionalmente e também subsidiar as ações dos tomadores de decisão ao apresentar de forma consolidada e simplificada informações ambientais sobre estes sistemas.

A construção dos ICV considerou apenas a etapa de operação dos STED, não sendo apreciadas, dessa forma, informações sobre as etapas de coleta e transporte do esgoto, implantação e descomissionamento dos STED e equipamentos.

A unidade funcional escolhida, ou a base para a comparação entre tratamentos e respectivas rotas, foi o metro cúbico de esgoto doméstico a ser tratado. Todas as emissões, materiais e consumo de energia foram então referidos a esta unidade funcional, que é tratada, no texto, como m^3 de esgoto.

A construção dos ICV seguiu princípios da série de normas ISO 14.040 e foi desenvolvida em planilhas (Excel), a partir de aspectos ambientais relativos aos sistemas. Por se tratar de um estudo genérico e comparativo, os dados de caracterização do afluente a ser tratado pelos sistemas foram baseados em contribuições per capita usuais, como é demonstrado na Tabela 1. A produção de esgoto adotada, incluindo a parcela de infiltração, foi de 150 L/hab.dia[21].

Tabela 1. Características adotadas para o afluente adotado nos STED

Poluente	Contribuição per capita (g/hab.dia)			Concentração (mg/L)
	Faixa(*)	Típico	Adotado	
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	40 - 60	50	50	333
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	80 - 120	100	100	667
Sólidos Suspensos Totais (SST)	35 - 70	60	45	300
Nitrogênio total (NT)	6 - 10	8	8	53
Fósforo Total (PT)	0,7 - 2,5	1	1	6,7

Fonte: (*)VON SPERLING (2014) - Quadro 2.24, página 110

[20] Em termos de caracterização do esgoto e eficiência dos sistemas.

[21] A vazão doméstica de esgoto é função do consumo de água. O consumo *per capita* de água (QPC) para pequenas localidades (10.000 a 50.0000 habitantes) é estimado entre 110 e 180 L/hab.dia por von Sperling (2014). A produção per capita de esgoto, adotando-se um coeficiente de retorno (vazão de esgoto/vazão de água) de 0,8, situa-se, assim, entre 88 e 144 L/hab.dia. Como este trabalho trata de sistemas adaptados a condomínios residenciais, optou-se por adotar um valor mais elevado de consumo, já que estes empreendimentos podem estar localizados em cidades com padrão maior de consumo diário de água.

É importante destacar que, por se tratarem de sistemas biológicos, os STED podem apresentar variações em seu desempenho e também que as eficiências encontradas para os sistemas representam dados médios de faixas esperadas. Assim, as condições de contorno respeitam a premissa de que os STED são semelhantes, porém não iguais em termos de produção de efluente final, já que estudos, como o de Oliveira (2006), demonstram a grande variabilidade de qualidade de efluente em STED, possibilitando, assim, a análise dos sistemas como comparáveis entre si.

Já a Tabela traz a caracterização do efluente final em cada um dos sistemas inventariados, a partir das eficiências demonstradas na tabela anterior.

Tabela 2. Caracterização esperada do efluente após tratamento nos STED

	Sistemas					
	Lagoas			UASB + pós-tratamento		
Poluente	facultativa	anaeróbia + facultativa	anaeróbia + facultativa + maturação	UASB + FBP	UASB + SAC	UASB + LAC
	mg/L					
DBO	83	60	50	33	27	27
DQO	267	167	153	93	80	80
SST	90	90	66	24	9	24
N	29	27	22	43	37	21
P	4	4	3	5	4	3

Pela análise das **Erro! Fonte de referência não encontrada.** percebe-se que os sistemas mistos apresentam melhor desempenho para DBO, DQO e SST. Em se tratando da remoção de N, os sistemas que funcionam com maior tempo de detenção hidráulica têm melhores eficiências de remoção.

Emissões gasosas

a) Gases gerados e emitidos pelos sistemas de lagoas

Nos sistemas compostos de lagoas, apenas a emissão de gás metano foi considerada. Para o cálculo do metano produzido nas lagoas seguiu-se o protocolo do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006). Dessa maneira, para cada sistema de lagoa calculou-se a emissão correspondente de metano. Sendo, lagoa facultativa: 7,5g CH_4/m^3 de esgoto; lagoa anaeróbia + lagoa facultativa: 77,4g CH_4/m^3 de esgoto e lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação: 89,4 g CH_4/m^3 de esgoto.

b) Gases gerados no reator UASB

O biogás gerado nos reatores UASB é constituído de, aproximadamente, 75% de CH_4, N_2, CO_2 e gases traço. Por ser o N_2 um gás inerte e o CO_2 se tratar de um gás de origem biogênica, os mesmos não foram considerados em termos de potenciais de impacto ambiental, seguindo protocolo do IPCC (2006).

As emissões dos reatores foram referenciadas ao metano, na forma de emissão direta ou fugas. O gás metano tem sua produção típica estimada em 64,2 NL/m^3 de esgoto (LOBATO, 2012), sendo este valor reportado ao volume líquido produzido, já descontadas as perdas como gás residual (5%), outras perdas (5%) e a perda com o efluente (estimada em 20 mg/L). Assim, tem-se que a produção teórica desse gás seja de 2261,48 g CH_4/m^3 de esgoto.

c) Gases gerados e emitidos pelo SAC (sistema de alagados construídos)

[22] Considerando a densidade do metano de 550 g/m^3.

Fuchs et al. (2011) relacionam a emissão de gases em STED do tipo SAC horizontal[23] ao metano e ao óxido nitroso (N_2O), e estes gases à DBO afluente do sistema. Adaptando-se as taxas encontradas pelos autores à realidade desta pesquisa, as emissões estimadas são de 29,1 g CH4/ m^3 de esgoto e 0,29 g N_2O/m^3 de esgoto no SAC.

d) Gases gerados e emitidos pelo FBP (filtro biológico percolador)

As emissões de gases relacionadas ao FBP foram adaptadas às advindas de um STED do tipo SAC vertical[24] (FUCHS, 2011) pela semelhança entre os sistemas e a ausência de dados específicos para o FBP. Assim, estimou-se emissão da ordem de 2,68 g CH_4/m^3 de esgoto e de 0,23 g N_2O/m^3 de esgoto no FBP.

e) Gases gerados e emitidos pelo LAC (lodos ativados convencional)

No sistema de lodos ativados convencional a emissão gasosa direta foi relacionada ao óxido nitroso (N2O), por se tratar de um sistema aeróbio e estimado em $1{,}20x10^{-2}$g N_2O/ m^3 de esgoto (RIBEIRO, 2013).

O LAC, por demandar energia elétrica para funcionamento dos aeradores, foi o único dos sistemas avaliados neste estudo que teve demanda de energia elétrica contemplada no ICV: 17 kWh/hab.ano ou 0,31kWh /m^3 de esgoto (VON SPERLING, 2014).

III) Emissões sólidas (lodo)

a) Lodo líquido

A produção de lodo dos STED foi baseada em produções médias de lodo líquido, conforme apresentado na Tabela 3. Em se tratando do sistema UASB + SAC, foi considerada apenas geração de lodo no reator UASB.

Tabela 3. Produção de lodo nos STED

Tipo de STED	Faixa típica de produção de lodo líquido a ser tratado(*)	Valor intermediário da faixa - lodo líquido a ser tratado(*)	Produção de lodo dos sistemas (b.u.)(**)
	L/hab.ano		kg/m³ de esgoto
UASB + FBP	180-400	290	5,40
UASB + SAC	70-220	145	2,70
UASB + LAC	180-400	290	5,40
Lagoa facultativa (LF)	35-90	62,50	1,16
Lagoa anaeróbia (LA) + LF	55-160	107,50	2,00
LA + LF + lagoa de maturação	55-160	107,50	2,00

Fonte: (*)VON SPERLING (2014) - Quadro 4.15, página 358

Nota: (**)densidade do lodo: 1.020 kg/m^3

Além do lodo produzido nos STED propriamente, também foi contabilizado o material retido durante o tratamento preliminar (Tabela4) e que, portanto, deve ser destinado para tratamento. Esses dados são equivalentes para os seis STED avaliados.

Tabela 4. Resíduo produzido no tratamento preliminar

Unidade	Taxa de produção (L/m³)(*)	Densidade(kg/m³)(**)	Produção (kg/m³)
Grade grossa	0,009	800	$7{,}20x10^{-3}$
Grade fina	0,038	800	$3{,}04\ x10^{-2}$
Desarenador	0,04	800	$3{,}20\ x10^{-2}$

Fonte: (*)JORDÃO, 1995 e (**)TOMIELLO, 2008

[23] Para DBO de 400 mg/L, a emissão estimada foi de 49,9 mg/L de CH_4 e 0,5 mg/L de N_2O em SAC horizontal.
[24] Para DBO de 400 mg/L, a emissão estimada pelos autores Fuchs *et al.* (2011) foi de 4,6 mg/L de CH_4 e 0,4 mg/L de N_2O em SAC vertical.

Resultados e discussão

A Tabela 0 apresenta as informações ambientais levantadas nesta pesquisa na forma consolidada de um inventário de ciclo de vida correspondente a seis sistemas de tratamento de esgoto doméstico simplificados.

Como já mencionado anteriormente, os resultados demonstrados são baseados em dados de literatura dada a escassez de materiais que discorram sobre o desempenho das tecnologias de tratamento de esgoto em operação no país, havendo poucas consolidações estruturadas em termos de uma avaliação global. Dessa forma, também há que se considerar que pequenas variações nas emissões relacionadas a cada um dos sistemas devem ser encaradas com parcimônia. A pequena variação no volume de efluente produzido entre os STED, por exemplo, é dada em decorrência de maior ou menor produção de lodo pelos mesmos. Todavia, essa variação pode ser considerada insignificante, tendo sido mantida apenas a título de respaldo ao fluxo de massa desenvolvido na elaboração dos ICV.

Percebe-se importante contribuição de gases na fase de operação de todos os sistemas analisados. Considerando a ausência do gerenciamento dos gases, os STED com maior potencial de impacto ambiental são, em ordem decrescente, em função do metano produzido (em g CH_4/m^3 de esgoto): UASB + SAC (171), UASB + FBP (145), UASB + LAC (142), lagoa anaeróbia + lagoa facultativa (77,4), lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação (12) e lagoa facultativa (7,5).

A observação de que somente o STED UASB + LAC é dependente de energia, efetivamente, para seu funcionamento sinaliza que este tipo de tratamento deve ter pior desempenho ambiental perante os impactos relacionados ao consumo de eletricidade.

Em termos de produção de lodo, os sistemas de lagoas produzem, proporcionalmente, menores volumes de lodo por m^3 de esgoto tratado. Comumente, os prazos bastante dilatados previstos para que se realize a remoção do lodo desses STED contribuem para que o mesmo tenha importância secundária nesses sistemas. Todavia, há de se atentar para as dificuldades frequentemente relatadas na literatura para a descarga e, ainda, para a qualidade desse lodo, que comumente apresenta elevada mineralização, o que pode dificultar sua desidratação em sistemas naturais (por exemplo, leitos de secagem). Em se tratando dos sistemas combinados, UASB + FBP e UASB + LAC, que funcionam com menores tempos de detenção hidráulica, apresentam, consequentemente, maiores volumes de lodo produzidos. No entanto, os sistemas combinados têm lodo com boa desidratabilidade.

Conclusões

As informações consolidadas neste inventário demonstram que o mesmo pode ser bastante apropriado em momentos de tomada de decisão, já que sinalizam, de forma objetiva, as emissões associadas a cada fase presente na operação dos STED. A visão escalonada das emissões oferece uma análise prévia dos potenciais de impacto ambiental associados aos sistemas, oportunizando, de forma mais simplificada, a definição de possíveis rotas a serem simuladas para o gerenciamento das emissões (e dos subprodutos, como lodo e biogás). Ou seja, um STED que apresente maior produção de biogás ou metano não necessariamente está condenado a ter pior desempenho em impactos ambientais associados, como mudanças climáticas, por exemplo, e ser previamente descartado como escolha, já que alternativas podem ser pensadas em função da emissão "problema".

Assim, pela discussão apresentada, reforça-se a importância dos inventários de ciclo de vida regionais e a premência da construção dos mesmos para uso em avaliações de ciclo de vida de sistemas de esgoto doméstico no Brasil. Espera-se que estes contribuam também para ampliar a contenda acerca dos parâmetros exigidos pela legislação ambiental para os tratamentos de esgoto e a necessidade do gerenciamento dos subprodutos produzidos para melhoria do desempenho ambiental destas unidades, vindo ao encontro da crescente demanda dos atores do saneamento no sentido de revisão de seus procedimentos em termos de performance ambiental, tanto em termos de desenho de plantas de tratamento como de otimização de processos.

Tabela 0. Inventário de ciclo de vida de seis sistemas simplificados de tratamento de esgoto doméstico – unidade funcional m^3 de esgoto

Fase de tratamento		Poluente	Unidade	Lagoa Facultativa	Anaeróbia + Facultativa	Anaeróbia + facultativa + maturação	UASB + FBP	UASB + SAC	UASB + LAC
Tratamento preliminar[25]	Entradas	Afluente STED	t	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	Saídas	Resíduo grade grossa	t	$7{,}20 \times 10^{-6}$	$7{,}20 \times 10^{-6}$	$7{,}20 \times 10^{-6}$	$7{,}20 \times 10^{-6}$	$7{,}20 \times 10^{-6}$	7,20x10-^{6}
		Resíduo grade fina	t	$3{,}04 \times 10^{-5}$	$3{,}04 \times 10^{-5}$	$3{,}04 \times 10^{-5}$	$3{,}04 \times 10^{-5}$	$3{,}04 \times 10^{-5}$	$3{,}04 \times 10^{-5}$
		Resíduo desarenador	t	$3{,}20 \times 10^{-5}$	$3{,}20 \times 10^{-5}$	$3{,}20 \times 10^{-5}$	$3{,}20 \times 10^{-5}$	$3{,}20 \times 10^{-5}$	$3{,}20 \times 10^{-5}$
STED	Entradas	Afluente STED	t	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
	Saídas	Efluente STED[26]	t	$9{,}99 \times 10^{-1}$	$9{,}98 \times 10^{-1}$	$9{,}98 \times 10^{-1}$	$9{,}94 \times 10^{-1}$	$9{,}97 \times 10^{-1}$	$9{,}95 \times 10^{-1}$
		Biogás STED[27]	t	-	-	-	$1{,}54 \times 10^{-4}$	$1{,}54 \times 10^{-4}$	$1{,}54 \times 10^{-4}$
		Lodo STED (úmido)[28]	t	$1{,}16 \times 10^{-3}$	$2{,}00 \times 10^{-3}$	$2{,}00 \times 10^{-3}$	$5{,}40 \times 10^{-3}$	$2{,}70 \times 10^{-3}$	$5{,}40 \times 10^{-3}$
		Fuga de CH_4[29]	t	$7{,}50 \times 10^{-6}$	$7{,}74 \times 10^{-5}$	$1{,}20 \times 10^{-5}$	$2{,}61 \times 10^{-5}$	$2{,}61 \times 10^{-5}$	$2{,}61 \times 10^{-5}$
		N_2O (pós tratamento)[30]	t	-	-	-	$2{,}33 \times 10^{-7}$	$2{,}92 \times 10^{-7}$	$1{,}20 \times 10^{-8}$
		CH_4 (pós tratamento)[31]	t	-	-	-	$2{,}68 \times 10^{-6}$	$2{,}91 \times 10^{-5}$	-
		Energia[32]	kWh	-	-	-	-	-	$3{,}11 \times 10^{-1}$
Leito de secagem	Entradas	Lodo STED (úmido)	t	$1{,}16 \times 10^{-3}$	$2{,}00 \times 10^{-3}$	$2{,}00 \times 10^{-3}$	$5{,}40 \times 10^{-3}$	$2{,}70 \times 10^{-3}$	$5{,}40 \times 10^{-3}$
	Saídas	Lodo desidratado (65% de umidade)	t	$7{,}88 \times 10^{-4}$	$1{,}36 \times 10^{-3}$	$1{,}36 \times 10^{-3}$	$3{,}62 \times 10^{-3}$	$1{,}83 \times 10^{-3}$	$3{,}66 \times 10^{-3}$
Efluente final	Entradas	Efluente tratado pelo STED	t	$9{,}99 \times 10^{-1}$	$9{,}98 \times 10^{-1}$	$9{,}98 \times 10^{-1}$	$9{,}94 \times 10^{-1}$	$9{,}97 \times 10^{-1}$	$9{,}95 \times 10^{-1}$
	Saídas	DBO	t	$8{,}33 \times 10^{-5}$	$6{,}00 \times 10^{-5}$	$6{,}00 \times 10^{-5}$	$3{,}33 \times 10^{-5}$	$2{,}67 \times 10^{-5}$	$2{,}67 \times 10^{-5}$
		DQO	t	$2{,}67 \times 10^{-4}$	$1{,}67 \times 10^{-4}$	$1{,}67 \times 10^{-4}$	$9{,}33 \times 10^{-5}$	$8{,}00 \times 10^{-5}$	$8{,}00 \times 10^{-5}$
		SST	t	$9{,}00 \times 10^{-5}$	$9{,}00 \times 10^{-5}$	$9{,}00 \times 10^{-5}$	$2{,}40 \times 10^{-5}$	$2{,}40 \times 10^{-5}$	$2{,}40 \times 10^{-5}$
		NT	t	$2{,}93 \times 10^{-5}$	$2{,}67 \times 10^{-5}$	$2{,}67 \times 10^{-5}$	$4{,}27 \times 10^{-5}$	$2{,}13 \times 10^{-5}$	$2{,}13 \times 10^{-5}$
		PT	t	$4{,}33 \times 10^{-6}$	$4{,}33 \times 10^{-6}$	$4{,}33 \times 10^{-6}$	$5{,}33 \times 10^{-6}$	$2{,}67 \times 10^{-6}$	$2{,}67 \times 10^{-6}$

Agradecimentos

Os autores agradecem à FINEP, à CAPES e ao CNPq.

Referências Bibliográficas

[25] JORDÃO (1995) e TOMIELLO (2008).
[26] VON SPERLING (2014).
[27] LOBATO (2011).
[28] VON SPERLING (2014).
[29] Lagoas: IPCC (2006); UASB + pós: LOBATO (2011).
[30] FUCHS *et al.* (2011) para FBP e SAC; RIBEIRO (2013) para LAC.
[31] FUCHS *et al.* (2011).
[32] VON SPERLING (2014).

FUCHS, V. J.; MIHELCIC, J. R.; GIERKE, J. S. Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. Water research, v. 45, n. 5, p. 2073-2081, fev. 2011.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. (Acesso em: 06/10/2014.)

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. EGGLESTON, H.S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (eds.). Published: IGES, Japan, 2006.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

LOBATO, L. C. S.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOUZA, C. L. Estimates of methane loss and energy recovery potential in anaerobic reactors treating domestic wastewater. Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research, v. 66, n. 12, p. 2745-2753, jan. 2012.

OLIVEIRA, S. M. A. C. Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. 2006. 231 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos, Belo Horizonte, 2006.

RIBEIRO, R.; MELLO, W. de; ALVIM, R. Emissões de óxido nitroso do tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgotos com sistema de lodos ativados convencional. Quim. Nova, v. 36, n. 7, p. 998-1003, 2013.

TOMIELLO, E. C. Análise dos resíduos sólidos de desarenador do tratamento preliminar de esgotos sanitários da cidade de Maringá-PR. 2008. 130f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Maringá. Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana, Maringá, 2008.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 1).

Avaliação de Métodos para a Categoria de Impacto de Recursos Bióticos em Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) para o Brasil

Leandro Andrade Pegoraro[1], Elaine Garcia de Lima[1,2], Leticia De Santi Barrantes[1], Cássia Maria Lie Ugaya[1,3]

[1]*Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)* - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais (PPGEM) leandropegoraro@hotmail.com
[2]*Prof. Departamento Acadêmico de Desenho Industrial (DADIN)*
[3]*Prof. Departamento Acadêmico de Engenharia Mecânica (DAMEC), Bolsista do CNPq*

Resumo. *Um dos desafios atuais da Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a geração de fatores de caracterização (FC), que permitam avaliar a depleção de recursos naturais frente a possibilidade de escassez. O ILCD Handbook realizou uma avaliação detalhada de métodos de AICV, contudo nenhum deles foi considerado adequado para avaliação da categoria de impacto de recursos bióticos. Os métodos de AICV em estudos dessa natureza foram avaliados para o contexto europeu, o que mostra a necessidade da análise de métodos adequados às condições brasileiras. Além disso, surgiram novos métodos nos últimos anos. Com isso, o presente artigo tem o objetivo de avaliar métodos de AICV que abordam recursos bióticos e também, fazer uma nova recomendação para esta categoria. Para a seleção dos métodos, foi realizada uma pesquisa científica em busca de métodos não contemplados pela avaliação do ILCD. As palavras "life cycle assessment methods" e "biotic resource" foram combinadas de diversas maneiras resultando em quatro métodos, denominados: A, B, C, e D. Estes foram avaliados sob os critérios: Escopo (i), Robustez científica (ii) e Fatores de caracterização nacionais (iii), os quais foram propostos pela Rede de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, com referência aos critérios de avaliação do ILCD. Para cada critério foram estabelecidos subcritérios que permitiram uma avaliação quantitativa dos métodos selecionados. A análise quantitativa foi realizada por meio da atribuição de valores de 1 (baixo - pior caso) a 5 (alto - melhor caso) aos subcritérios. Dos métodos avaliados dois são métodos novos, não difundidos na comunidade de AICV. No critério (i), os métodos A e B, possuem abrangência geográfica continental, o que foi determinante para uma pontuação média. No critério (ii), os métodos A e B, métodos de ponto final, foram considerados com alta robustez por apresentarem a cadeia de causa e efeito e possuírem transparência e clareza no modelo de caracterização. Quanto ao critério (iii), somente o método A atingiu uma pontuação alta, por ser o único método que apresenta FC que pode representar a realidade brasileira. A partir da utilização da metodologia proposta, foi possível uma avaliação criteriosa dos métodos, e ao final o método A, que tem aplicação na depleção de recursos peixes, foi recomendado, porque obteve a maior pontuação além de ser o único método com possibilidade de regionalização. Contudo, deve-se fazer uma ressalva no sentido de que a maioria dos métodos avaliados são direcionados para avaliação da depeleção de recursos pesqueiros, o que não garante uma aplicação para os demais recursos bióticos.*

Palavras-chave: *Recursos Bióticos; Métodos AICV; Regionalização.*

Introdução

Um dos desafios atuais para uma sociedade de baixo carbono ou de economia verde é a geração de dados confiáveis para estudos de avaliação ambiental de produtos que identifiquem e avaliem a questão da depleção de recursos naturais frente à possibilidade de escassez (UNEP e SETAC, 2011). A WWF-Brasil (2007) afirma que desde os anos 80 a utilização desses recursos é maior que a capacidade de renovação, além disso, apresentam dados mais recentes que apontam uma utilização 25% maior que a disponibilidade.

Neste contexto, os impactos da depleção de recursos podem ser avaliados e quantificados a partir da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Um dos precursores na inclusão da categoria de impacto relacionada a recursos na ACV foi Heijungs et al. (1992), o qual adotou o termo depleção de recursos abióticos e bióticos, considerando a reserva, o consumo e a produção dos recursos.

Referente à utilização de recursos bióticos, a exemplo de madeira e peixe, duas abordagens principais são usadas de acordo com o EC-JRC-IES (2011): a primeira delas tem como base somente a quantidade de recurso

renovável utilizado (expresso como peso, volume ou exergia), e a outra é com base na quantidade do recurso renovável utilizado, considerando a taxa de regeneração.

Uma classificação foi desenvolvida e apresentada por EC-JRC-IES (2011) a partir de uma avaliação detalhada dos métodos de Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Estes métodos foram divididos em quatro categorias para avaliação de recursos:

a) Categoria 1: Possui métodos que estão no primeiro passo do mecanismo ambiental, abordando apenas a extração do recurso, não se referindo à depleção, como, por exemplo, o método *Exergy* que avalia o consumo de exergia do produto. Este método é considerado o mais maduro sob esta abordagem, contudo não reflete a depleção dos recursos e por este motivo não pode ser recomendado;
b) Categoria 2: Engloba métodos com uma maior relevância ambiental, no entanto apresenta um maior grau de incerteza. Estão direcionados à avaliação da redução da disponibilidade do recurso não avaliando necessariamente a extração dos recursos como os métodos da categoria 1. Dentre os métodos desta categoria, se encontra o EDIP 97, que não é recomendado, contudo não apresenta justificativa clara;
c) Categoria 3: Abrange métodos específicos para a água, não estando relacionado aos recursos bióticos;
a) Categoria 4: Compreende métodos que estão relacionados ao ponto final, cobrindo todo o mecanismo ambiental, ou seja, avaliam além da depleção do recurso, a extração, assim como a sua disponibilidade. Nesta categoria encontra-se o método *EPS 2000* que considera madeira e peixes, contudo não é recomendado por possuir altas incertezas relacionadas ao período de tempo considerado.

Alguns dos métodos de AICV consolidados e analisados neste estudo possuem FC desenvolvidos para o contexto europeu, não sendo totalmente adequados às condições brasileiras. Além disso, a última recomendação de quais métodos são mais indicados para cada categoria de impacto foi feita por EC-JRC-IES (2011), que não indicou nenhum deles para a categoria de recursos bióticos. Por isso, este trabalho pretende fazer uma nova avaliação com foco nesta categoria para recomendar um método mais adequado para a avaliação da depleção de recursos bióticos e também indicar os primeiros passos para sua regionalização para o Brasil.

Metodologia

A fim de indicar o(s) método(s) de AICV mais adequado(s) para a avaliação da depleção de recursos bióticos no Brasil, buscou-se primeiramente o entendimento da aplicação dos métodos de AICV consolidados pela comunidade científica na avaliação da categoria de impacto "recursos bióticos". O EC-JRC-IES (2011) serviu de base nesta etapa. Uma pesquisa nas bases *Scopus, Google Scholar* e Capes foi então feita em busca de métodos adicionais não contemplados pelas análises do *ILCD*, com foco em publicações posteriores. Para tanto, as palavras chaves "*life cycle assessment method"* e "*biotic resource"* foram utilizadas, sendo combinadas de diversas maneiras.

Uma planilha padrão criada pela Rede de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, com base em critérios utilizados pelo EC-JRC-IES (2011), foi utilizada para o início da análise dos métodos selecionados (UGAYA et al., 2016). Esta planilha foi construída de maneira que fosse aplicável e ajustável à análise de diversas categorias de impacto (recursos bióticos, recursos abióticos, pegada hídrica, serviços ecossistêmicos, eutrofização, acidificação e toxicidade), possuindo assim, apenas quatro critérios gerais: i) Escopo; ii) Robustez científica; iii) Fatores de caracterização (FC) nacionais. Contudo, para uma avaliação mais detalhada da categoria de impacto recursos bióticos, os critérios foram desdobrados em subcritérios, conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1. Critérios e subcritérios utilizados na avaliação da categoria de impacto de recursos bióticos

Critério	Subcritério	Melhor Condição
i) Avaliação do escopo	Abrangência geográfica	Escopo geográfico específico: por país, região, bioma ou província marítima.

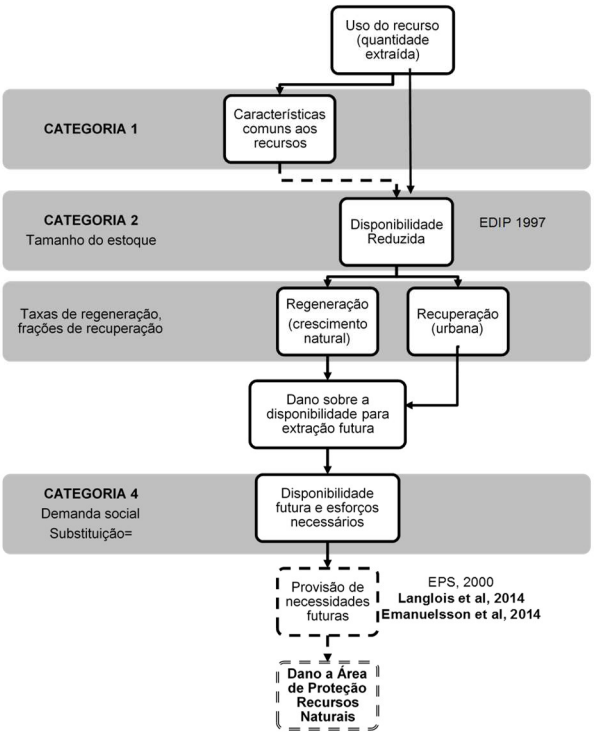
	Fluxos elementares	Maior quantidade de fluxos elementares que apresentem FC e maior variedade dos recursos abrangidos.
ii) Avaliação da robustez científica	Método de AICV	O método faz parte de algum método de AICV já reconhecido. O desenvolvimento recente da categoria de recursos pode apresentar métodos ainda não muito conhecidos, o que não é ruim.
	Cadeia de causa e efeito	O método apresenta cadeia de causa e efeito.
	Equações e variáveis claras	O método apresenta transparência e acessibilidade nas equações do modelo de caracterização, bem como das variáveis envolvidas.
iii) Avaliação dos fatores de caracterização	Fatores de caracterização	Possui fatores de caracterização. Possui fatores de caracterização para o Brasil.
	Espacialmente apropriado	A melhor localização dos fatores de caracterização deve ser por bioma. E para recursos bióticos marinhos devem ser províncias marítimas.
	Regionalizável	No caso de existirem fatores de caracterização para o Brasil, considera-se que o método é passível de regionalização.

Para a recomendação do método para regionalização, pontuações foram atribuídas para cada critério na avaliação dos métodos, variando de 1 (um) a 5 (cinco), sendo 5 o melhor caso e 1 o pior. O método que recebeu a maior pontuação foi recomendado.

Resultados

O entendimento e a compreensão da conexão na cadeia de causa e efeito ou mecanismo ambiental torna possível o desenvolvimento de FC para uma determinada categoria de impacto. A Figura 1 apresenta a cadeia de causa e efeito para a categoria de impacto de depleção de recursos bióticos com base no EC-JRC-IES (2011). Também é possível visualizar a indicação dos métodos avaliados para recursos bióticos dentro das categorias de métodos pertinentes sugeridas pelo EC-JRC-IES (2011), além dos métodos mais novos.

Figura 1. Mecanismo ambiental (cadeia de causa e efeito)



Fonte: Com base em EC-JRC-IES (2011)

Seleção preliminar dos métodos

Como as justificativas da não recomendação dos métodos EDIP 97 e EPS 2000 não são muito claras em EC-JRC-IES (2011), um estudo mais aprofundado foi feito, revelando que apesar do método EPS 2000 não ter sido indicado para a avaliação de recursos bióticos, por apresentar altas incertezas devido ao fato de ter o foco em um período de tempo muito longo, é um dos únicos que considera recursos bióticos como culturas agrícolas, madeira e carnes & peixes.

De acordo com o EC-JRC-IES (2010) o método EPS 2000 possui uma metodologia com base na modelagem de ponto final e expressa seus resultados em valores monetários. Referente aos recursos bióticos, estes são medidos com base na capacidade de produção do ecossistema. Assim, neste contexto, os FC não avaliam diretamente o consumo dos recursos, mas sim, como outras interferências no meio ambiente (p.ex., emissão de amônia) impactam na capacidade de produção de recursos. Desta forma, o EPS 2000 não foi considerado na análise dos métodos que avaliam a depleção de recursos bióticos, já que ele se encaixa melhor nos métodos de AICV relacionados à categoria de impacto de Serviços Ecossistêmicos, no quesito de provisão de recursos pelo ecossistema.

De acordo com o EC-JRC-IES (2010) o método EDIP 1997 (HAUSCHILD e WENZEL, 1998) é um método de ponto médio que possui categorias de impacto relacionadas com emissões no ambiente de trabalho, consumo de recursos e impactos no meio ambiente, com base em políticas ambientais. Este método possui uma versão

posterior, o EDIP 2003, mas os recursos bióticos não possuem evolução nesta nova versão. Os recursos bióticos são avaliados no EDIP 1997 de acordo com a sua exploração excessiva (quando a taxa de extração excede a de regeneração), e são ponderados utilizando a depleção.

Dessa forma, dos métodos consolidados e avaliados por EC-JRC-IES (2011), apenas o EDIP 97 foi submetido às análises no presente trabalho.

A pesquisa da literatura que buscou publicações adicionais e posteriores a EC-JRC-IES (2011), resultou em três métodos aplicáveis à recursos bióticos, denominados: A - LANGLOIS et al. (2014); B - EMANUELSSON et al. (2014); C - GUINEÉ e HEIJUNGS (1995). Esses foram avaliados a partir dos critérios e subcritérios, conforme apresentado anteriormente.

O método proposto por Langlois et al. (2014) é novo e ainda pouco difundido e aplicado junto à comunidade de AICV. No entanto, este método foi considerado com alta robustez por apresentar claramente a cadeia de causa e efeito, assim como possuir transparência e clareza nas equações e variáveis do modelo de caracterização. É um método de ponto final que avalia a depleção de recursos (peixes) no nível de ecossistema, bem como no nível de espécies, tendo um modelo de caracterização com ênfase na captura anual no tempo, e indicador de categoria relacionado com o tempo de regeneração potencial, o que caracteriza uma avaliação temporal. Este método possui uma abrangência geográfica global por continentes e cobre uma quantidade razoável de espécies, além de províncias marítimas, para a categoria de impacto Recursos Naturais Bióticos o que foi determinante para uma avaliação alta no critério Escopo. Quanto ao critério FC para o Brasil, também atingiu uma pontuação alta, já que é o único método dentre os avaliados que apresenta um FC que pode abranger a realidade brasileira, com uma escala geográfica de província marítima que cobre a costa do Brasil.

O método desenvolvido por Emanuelsson et al. (2014) também é novo e, portanto, ainda pouco aplicado em estudos de AICV. Por apresentar equações e variáveis com acessibilidade, o que possibilita a sua reprodução, teve uma avaliação alta no critério Robustez Científica. O método está no nível de ponto final, que avalia a depleção de recursos, e possui a mesma categoria de impacto de Recursos Naturais Bióticos que o método de Langlois et al. (2014). Esta categoria está dividida em outras três categorias, sendo a categoria de Produtividade Potencial Perdida, uma categoria de ponto médio e mais duas categorias complementares: Sobrepesca (mortalidade do pescado) e Sobrepesca de Biomassa. Apesar de ser um método de ponto final, sua abrangência é somente para o continente Europeu, e considera 31 espécies comerciais de peixe, o que resultou em uma pontuação média no critério Escopo. Como o método só desenvolveu FC para a Europa, o subcritério de FC Nacional obteve uma avaliação baixa.

De acordo com Guinée et al. (2002), o método Guinée e Heijungs (1995) foi evoluído para *CML 2002* apenas para avaliação da categoria dos abióticos, ficando a categoria de bióticos sem evolução. Por se tratar de um método pioneiro, ele é muito genérico e por este motivo teve pontuações inferiores aos outros na avaliação. É um método de ponto médio, que avalia a depleção de recursos utilizando os conceitos de extração e deacumulação no ano e apresenta equações e variáveis claras, no entanto, não possui uma cadeia de causa e efeito e também não apresenta em que abrangência geográfica se aplica. Por se tratar de um método com formulações gerais, ele trabalha com outras terminologias, como Fator de Equivalência referente ao FC, e, além disso, não apresenta resultados para estes Fatores, o que impede a avaliação do Critério FC Nacionais.

O método *Environmental Design of Industrial Products* – EDIP 97 de Hauschild e Wenzel (1998), atualizado em 2004, é baseado em uma abordagem de ponto médio, considera o consumo de recurso como uma categoria de impacto na AICV de modo que usa a terminologia de recursos renováveis, considerando apenas água doce e madeira. O consumo do recurso água doce não foi considerado neste trabalho, haja vista que faz parte da categoria de impacto de escassez hídrica. Para o recurso madeira, o método EDIP 1997 utiliza dado de produção global anual de 1990 em m^3, sem considerar a taxa de regeneração da madeira, e apenas uma taxa de desmatamento fixo de 0,3%, o que determina um horizonte de abastecimento do recurso madeira de 333 anos. Na atualização em 2004, versão EDIP 2003, a quantidade do recurso extraído é dividida pela produção global de

2004 e ponderada de acordo com as reservas economicamente exploráveis (EC-JRC-IES, 2011). Contudo, tal atualização só foi operacionalizada para recursos não renováveis, de modo que para os recursos renováveis, foram mantidos os fatores da versão inicial. O método EDIP obteve uma pontuação relativamente baixa no critério Escopo, por apresentar um único fluxo elementar (madeira) relacionado com recursos bióticos (excluindo-se aqui a água), e por ser um método de abrangência geográfica global, mesmo que em alguns casos forneça FC para a Dinamarca, por ter sido desenvolvido naquele país. É um método que apresenta equações e variáveis claras, o que resulta em uma boa avaliação no critério Robustez Científica, contudo não apresenta uma cadeia de causa e efeito. No método EDIP 1997 e 2003, os FC são expressos em pessoa-reserva, em termos de quantidade de recurso disponível para um cidadão médio no mundo, sendo que para o caso dos recursos renováveis, há somente fatores se a taxa de regeneração é excedida pela extração do recurso, sendo assim, tem uma dependência regional (EC-JRC-IES, 2010). A avaliação da regionalização dos FC se mostrou possível pelo fato do método ter FC global, assim como para todos os outros métodos. No critério FC nacionais o método obteve uma pontuação média, devido ao fato de não possuir FC para o Brasil e por não estar espacialmente apropriado para o contexto nacional.

Avaliação quantitativa dos métodos

A Tabela 1 apresenta as pontuações atribuídas para avaliar e classificar os métodos de acordo com os critérios e subcritérios.

Tabela 1. Avaliação e classificação dos métodos

	A-Langlois et al. (2014)	**B**-Emanuelsson et al. (2014)	**C**-Guineé e Heijungs (1995)	**D**-EDIP (1997)
		CRITÉRIO *(i)*: ESCOPO		
SUBCRITÉRIO				
Abrangência geográfica	4	3	1	1
Fluxos elementares (quantidade)	5	4	1	2
Fluxos elementares (variedade)	2	2	1	2
Classificação	***3,7***	***3***	***1***	***1,7***
SUBCRITÉRIO		CRITÉRIO *(ii)*: ROBUSTEZ CIENTÍFICA		
Método de AICV?	3	3	1	1
Cadeia de causa e efeito	5	5	1	1
Equações claras?	5	5	5	5
Variáveis claras?	5	5	5	5
Classificação	***4,5***	***4,5***	***3***	***3***
SUBCRITÉRIO		CRITÉRIO *(iii)*: FC NACIONAIS		
Possui FC?	5	5	1	5
FC para Brasil?	3	1	1	1
Espacialmente apropriado?	5	1	3	1
Regionalizável?	5	5	5	5
Classificação	***2,5***	***2***	***2,5***	***3***
		PONTUAÇÃO FINAL		
	4,2	***3,5***	***2,2***	***2,8***

FC: Fatores de caracterização; AICV: Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida.

Vale lembrar que um subcritério específico foi adicionado para a avaliação dos FC: "Possui FC?". Isso porque o método de Guinée e Heijungs (1995) não chegou a desenvolver os FC, contudo desenvolveu um modelo que permite o desenvolvimento desses fatores para diferentes regiões e escopos.

Indicação de método para regionalização

Após a realização das análises propostas neste trabalho, optou-se por recomendar o método de Langlois et al. (2014), já que o mesmo obteve a maior pontuação final, indicando que ele apresenta melhor escopo, melhor robustez científica e FC mais próximos do contexto nacional. Apesar de Langlois et al. (2014) ser o método mais indicado para a avaliação da depleção de recursos bióticos, ele se aplica apenas ao recurso peixe, da mesma forma que os outros métodos se aplicam apenas a recursos específicos, com exceção de Guineé e Heijungs (1995). Isso caracteriza uma limitação dos métodos, já que não é garantido que a sua aplicação pode ser expandida para outros recursos. Em trabalhos futuros, a possibilidade de aplicação para outros recursos poderá ser estudada.

Conclusões

Foi possível concluir que a recomendação de métodos aplicados a AICV que avaliam impactos acerca da depleção de recursos bióticos não é simples, haja vista as diversas abordagens que estes utilizam, tais como: caminhos ambientais na cadeia de causa e efeito, tipo de recurso considerado e nível de desenvolvimento dos FC. Contudo, a proposta de sistematização para a avaliação dos métodos foi possível de ser aplicada, a qual buscou a recomendação do método mais adequado para avaliar a depleção de recursos bióticos e para a sua regionalização para o Brasil.

Na etapa de pesquisa e seleção dos métodos foi possível perceber que esta ainda é uma categoria de impacto pouco explorada dentro da AICV, já que foi observada uma evolução no desenvolvimento de métodos que consideram recursos bióticos específicos, em especial o peixe, através da exploração sustentável da pesca, contudo, não abordam recursos bióticos de maneira geral e/ou outros mais específicos (p.ex., madeira).

A avaliação criteriosa dos métodos selecionados permitiu a recomendação do método de Langlois et al. (2014), que tem aplicação na depleção de recursos (peixes) e que foi desenvolvido com base no conceito de Produtividade Máxima Sustentável. Este método tem potencial para a adaptação dos FC para o Brasil, além de apresentar escopo e robustez científica mais adequados do que os demais métodos disponíveis e avaliados neste trabalho. Por outro lado, é necessário avaliar o potencial de inclusão de outros recursos bióticos ao método, por meio da mesma abordagem em trabalhos futuros.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Capes, ao CNPq e à Fundação Araucária.

Referências Bibliográficas

EMANUELSSON, Andreas; ZIEGLER, Friederike; PIHL, Leif; SKÖLD, Mattias, SONESSON, Ulf. (2014). Accounting for overfishing in life cycle assessment: new impact categories for biotic resource use. International Journal of Life Cycle Assessment. Berlin, vol. 19, p. 1156-1168.

EC-JRC-IES (2011) EUROPEAN COMMISSION-JOINT RESEARCH CENTRE - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition, Luxemburg: Publications Office of the European Union. 145 p.

GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; KONING, A. de.; OERS, L. V.; SLEESWIJK, A. N.; SUH, S.; UDO DE HAES, H. A.; BRUIJN, H. de.; DUIN, R. V.; HUIJBREGTS, M. A. J. (2002). Handbook on Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers. 692 p.

GUINÉE, Jeroen B.; HEIJUNGS, Reinout. (1995). A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product life-cycle assessment. Environmental toxicology and chemistry, v. 14, n. 5, p. 917-925.

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J., HUPPES, J., LANKREIJER, R.M., UDO DE HAES, H.A., SLEESWIJK, A.W. (1992). Environmental Life Cycle Assessment of Products - Backgrounds. CML. Leiden University. The Netherlands.

LANGLOIS, Juliette; FRÉON, Pierre; DELGENES, Jean-Philippe; STEYER, Jean-Philippe; HÉLIAS, Arnaud. (2014). New methods for impact assessment of biotic-resource depletion in life cycle assessment: theory and application. Journal of Cleaner Production. France, vol.73, p. 63-71.

UGAYA, C.M.L et al. (2016). Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: método para análise da regionalização de fatores de caracterização. Anais do V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV). 19 a 22 de setembro de 2016. Fortaleza – CE. (submetido).

UNEP, Setac, Life Cycle Initiative (2011). Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases – A Basis for Greener Processes and Products. United Nations Environment Programme.

WWF-BRASIL. (2007). Pegada ecológica: que marcas queremos deixar no planeta? Brasília.

Recomendação de modelos de caracterização mais apropriados ao contexto brasileiro para avaliação de impacto na escassez hídrica

Ana Lídia de Almeida Castro[1], Edilene Pereira Andrade[2], Maria Cléa Brito de Figueirêdo[3], Cássia Maria Lie Ugaya[4]

[1]Universidade Federal do Ceará, anacastro244@hotmail.com
[2]Universidade Federal do Ceará
[3]Embrapa Agroindústria Tropical
[4]Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Bolsista Produtividade CNPq

Resumo. *A escassez hídrica pode ser definida como o desequilíbrio entre a disponibilidade de água e a sua demanda, aspectos que variam de acordo com as condições da região estudada. Nos últimos anos, diversos modelos de caracterização vêm sendo propostos para a avaliação dessa categoria de impacto ambiental, com o intuito de desenvolver formas abrangentes e eficazes de estudo do problema. Nesse contexto, este trabalho realizou uma revisão crítica de 12 modelos de caracterização de ponto médio publicados até dezembro de 2015. A avaliação foi feita com base nos critérios gerais definidos pela Rede Brasileira de Pesquisa em Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (Rede AICV): (1) escopo, mostrando o seu nível de abrangência com relação ao conceito de escassez utilizado e aos níveis geográfico e de fluxos elementares considerados; (2) robustez científica, relacionada à confiabilidade e transparência dos modelos, e (3) fatores de caracterização (FC) nacionais, analisando se os fatores gerados para o Brasil estão adequados para as divisões hidrogeográficas brasileiras, definidas pela Agência Nacional de Águas (ANA). Estes critérios contêm subcritérios de avaliação que possibilitam fornecer uma pontuação, de 1 (baixo) a 5 (alto) para cada modelo em cada critério. Com a média das três pontuações, os modelos identificados foram classificados. Essa avaliação resultou na recomendação dos modelos: Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), e WULCA (2015). Esses modelos obtiveram média 4 de 5, apesar de possuírem considerações e modelagem diferentes. Além disso, uma pesquisa nas bases de dados nacionais foi feita para analisar a possibilidade de regionalização dos FCs desses três modelos para as bacias hidrográficas brasileiras, visando à posterior formulação de FCs adequados às grandes diferenças regionais e sazonais do Brasil. Com essa análise, verificou-se que todas as variáveis utilizadas nos modelos de Pfister e Bayer (2013) e WULCA (2015) são encontradas nas bases de dados nacionais, com exceção da demanda hídrica do ecossistema, sendo esses os dois modelos atualmente mais adequados para serem utilizados no Brasil para fins de regionalização dos fatores de caracterização. Os resultados desse trabalho apoiam a tomada de decisão na escolha de modelos de caracterização para a categoria de escassez hídrica, em estudos de AICV de produtos brasileiros.*

Palavras-chave. *Fatores de caracterização, AICV, revisão de literatura, escassez hídrica, regionalização.*

Introdução

A escassez hídrica pode ser definida como o desequilíbrio entre a disponibilidade de água e a sua demanda, aspectos que variam de acordo com as condições da região estudada (ISO, 2014; FAO, 2012). Esse desequilíbrio entre demanda e disponibilidade pode considerar apenas o aspecto quantitativo do volume de água (escassez física), como definido na norma ISO 14046 (ISO, 2014), ou abranger os aspectos de qualidade da água e acesso da população a água, como definido pela FAO (2012).

No âmbito da avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV), vários modelos de caracterização têm sido propostos nos últimos anos com o intuito de desenvolver formas abrangentes e eficazes de avaliar os impactos de produtos e processos na intensificação da escassez hídrica regional. Cada modelo adota conceitos diferentes de escassez hídrica, utilizando recortes espaciais e equações próprias para o cálculo da escassez, e gerando fatores de caracterização variados para uma mesma área.

Nesse contexto, este trabalho avalia diferentes modelos de caracterização de AICV disponíveis para geração de fatores de caracterização (FCs) para a categoria escassez hídrica, considerando critérios relacionados ao escopo, robustez científica e adequação dos FCs gerados para o Brasil. Além disso, o potencial de regionalização para as

divisões hidrogeográficas brasileiras, definidas pela Agência Nacional de Águas (ANA), foi analisado com base em uma pesquisa desenvolvida nas bases de dados nacionais de livre acesso. O cálculo de FCs com dados mais precisos para as regiões hidrográficas brasileiras tornaria mais consistente e adequada a análise dos reais impactos que o consumo de água poderia causar no nível de escassez hídrica de certa região do país.

Materiais e métodos

Os modelos de caracterização de escassez hídrica foram escolhidos por meio de revisão da literatura de artigos científicos publicados até dezembro/2015. Contemplou-se nesse estudo os seguintes modelos: eco fator de Frischknecht et al. (2006), DAEx de Bösch et al. (2007), WSI' e ADP de Milà i Canals et al. (2009), WSI de Pfister et al. (2009), índice de ponto médio de Boulay et al. (2011), Hoekstra et al. (2011), Loubet et al. (2013), Pfister e Bayer (2013), Bayart et al. (2014), Boulay et al. (2014). Adicionalmente foi avaliado o índice AWARE de WULCA (2015). Uma descrição sucinta desses modelos está apresentada no Anexo 1. Somente foram considerados modelos de ponto médio, ou seja, os que consideram os potenciais impactos de um produto ou serviço na disponibilidade hídrica devido à alta demanda de água humana ou do ecossistema.

A sistemática de avaliação foi feita com base nos critérios gerais definidos pela Rede Brasileira de Pesquisa em Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida (RAICV): (1) escopo, mostrando o seu nível de abrangência com relação ao conceito de escassez utilizado e aos níveis geográfico e de fluxos elementares considerados; (2) robustez científica, relacionada à confiabilidade perante a comunidade científica e transparência com relação à modelagem utilizada, e (3) FCs nacionais, analisando a disponibilidade de fatores para o Brasil, além do nível de diferenciação geográfica e temporal apresentado (UGAYA et al. 2016). Além disso, uma análise qualitativa foi feita para as possibilidades de regionalização dos fatores para o Brasil, considerando a disponibilidade de informações para as variáveis dos modelos em bases de dados nacionais, principalmente na Agência Nacional de Águas (ANA).

Cada critério tem uma avaliação em que se atribui pontos dependendo da combinação de classificações obtidas de cada modelo nos subcritérios apresentados (Tabela 1). A pontuação final é originada com base na média simples das pontuações dos três critérios. Posteriormente, os modelos melhor pontuados são analisados de forma qualitativa com relação à disponibilidade de dados nacionais referentes as variáveis usadas no cálculo dos fatores de escassez hídrica.

Tabela 1: Critérios utilizados na avaliação e suas possíveis respostas.

*Unidades Hidrográficas Estaduais e Regiões Hidrográficas definidas pela ANA

Critérios		**Níveis de classificação e pontuação**				
Critério 1 - Escopo		Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
1.1	Qual o conceito de escassez hídrica utilizado?	Quantitativo		Qualitativo e quantitativo		
1.2	Abrangência do escopo de aplicação:	----------				
1.2.1	Em nível de diferenciação espacial (geográfico).	Global	Nacional	Regional	Não operacional	
1.2.2	Em nível de fluxos elementares (e.g. substâncias) considerados.	Alta	Média	Baixa		
Critério 2 - Robustez Científica		Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
2.1	É reconhecido pela comunidade científica?	Sim		Não		

2.2	O modelo apresenta a cadeia de causa e efeito ambiental?	Sim		Não		
2.3	Transparência e acessibilidade:	----------				
2.3.1	No Modelo de Caracterização (equações estão claras?).	Sim		Não		
2.3.2	As variáveis estão claras (métodos/bases de dados utilizados para obtenção das variáveis)?	Sim		Não		
Critério 3 - FC nacionais /Regionalização		Alto (5)	Médio-alto (4)	Médio (3)	Médio-baixo (2)	Baixo (1)
3.1	Possui FC para o Brasil?	Sim		Não		
3.1.1	Qual a escala geográfica?	UHE*	RH*		País	
		Células de 0,5º x 0,5º		Grandes bacias hidrográficas		
3.1.2	Qual a escala temporal?	Mês	Ano		Atemporal	
3.1.3	Está espacialmente apropriado ao contexto nacional?	Sim		Não		
3.2	Os valores assumidos pelos FC para as regiões brasileiras demonstram a realidade atual de escassez hídrica?	Sim		Não		

Fonte: Adaptado de Ugaya et al. (2016)

Resultados e discussão

Escopo de aplicação

Analisando o conceito de escassez hídrica considerado nos estudos, a maioria deles considera apenas o aspecto quantitativo da escassez, como definido na ISO 14046 (ISO, 2014) (BÖSCH et al. 2007; FRISCHKNECHT et al. 2006; MILÀ I CANALS et al. 2009; BOULAY et al. 2014; LOUBET et al. 2013; PFISTER et al. 2009; PFISTER e BAYER 2013; WULCA 2015). Outros, porém, incluem o aspecto qualitativo também; tanto a funcionalidade para determinado uso humano (BOULAY et al. 2011), quanto o nível de qualidade de água necessário para a manutenção dos ecossistemas (BAYART et al. 2014; HOEKSTRA et al. 2011).

Com relação à abrangência geográfica, os modelos de caracterização de Bösch et al. (2007), WSI de Milà i Canals et al. (2009), Pfister et al. (2009), Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2013), Boulay et al. (2014) e WULCA (2015) têm uma abrangência global, pois os estudos geram FCs para todo o mundo. Essa abrangência é a ideal, pois os estudos de ACV integram a cadeia de produção, consumo e pós-consumo de um produto com processos ocorrendo em diferentes bacias hidrográficas. Apesar disso, alguns estudos (FRISCHKNECHT et al. 2006; MILÀ I CANALS et al. 2009; HOEKSTRA et al. 2011; LOUBET et al. 2013; BAYART et al. 2014) só geram FCs para exemplos específicos, sendo considerados modelos não operacionais.

Na abrangência em nível de fluxos elementares considerados, a maioria dos estudos considera apenas um fluxo elementar, sendo de baixa abrangência (BAYART et al. 2014; LOUBET et al. 2013; BÖSCH et al. 2007; FRICHKNECHT et al. 2006). Já os modelos de Boulay et al. (2011), Milà i Canals et al. (2009), Boulay et al. (2014), Pfister et al. (2009), Pfister e Bayer (2013) e WULCA (2015) são de média abrangência, pois consideram tanto as águas superficiais quanto as subterrâneas. Por fim, Hoekstra et al. (2011) é o único estudo de alta abrangência por considerar, além das águas superficiais e subterrâneas, a umidade do solo (água verde).

Robustez científica

Observa-se que, com exceção dos modelos de Loubet et al. (2013), Boulay et al. (2014) e AWARE (WULCA, 2015), todos os trabalhos avaliados fazem parte de algum artigo de revisão de literatura de AICV na categoria de escassez hídrica, como os estudos de Kounina et al. (2013) e Boulay et al. (2015), tendo reconhecimento por parte da comunidade científica internacional. É importante ressaltar que o modelo de caracterização AWARE

não foi publicado ainda e Boulay et al. (2014) foi apresentado apenas em uma Conferência internacional. Entretanto, esses modelos são resultado de uma iniciativa internacional desenvolvida pelo WULCA ("Water Use in LCA working group") para criar um consenso para a utilização de um indicador de escassez hídrica.

A maioria dos trabalhos têm suas considerações explicitadas de forma clara com relação ao mecanismo ambiental considerado (BOULAY et al. 2011; MILÀ I CANALS et al. 2009; LOUBET et al. 2013; BAYART et al. 2014; BOULAY et al. 2014; PFISTER et al. 2009; PFISTER e BAYER 2013; HOEKSTRA et al. 2011; WULCA 2015). Apenas os modelos de Bösch et al. (2007) e Frischknecht et al. (2006) não fornecem todas essas informações, pois não especificam os tipos de água (fluxos elementares) considerados.

A modelagem utilizada é apresentada de forma clara em todos os estudos, pois todos eles explicam as equações utilizadas no modelo desenvolvido, evidenciando as considerações feitas e os parâmetros aplicáveis. Além disso todos os trabalhos mostram como as variáveis são calculadas ou quais bases de dados são usadas para obtê-las, com exceção dos índices ADP de Milà i Canals et al. (2009) e pegada hídrica de Hoekstra et al. (2011).

Fatores de caracterização nacionais

Os modelos que geram FCs para o Brasil são: Boulay et al. (2011), Boulay et al. (2014), Pfister e Bayer (2013), WULCA (2015), Pfister et al. (2009) e o WSI de Milà i Canals et al. (2009). Nesses trabalhos, as escalas geográficas utilizadas são diferentes: em nível de células de 0,5º de latitude x 0,5º de longitude (BOULAY et al. 2011; BOULAY et al. 2014; PFISTER et al. 2009; PFISTER e BAYER 2013; WULCA 2015); grandes bacias hidrográficas (MILÀ I CANALS et al. 2009; BOULAY et al. 2011; PFISTER et al. 2009; PFISTER e BAYER 2013), e país (BOULAY et al. 2011; PFISTER et al. 2009; WULCA 2015). A especificação de 0,5º x 0,5º é obtida devido ao modelo hidrológico WaterGAP2 (ALCAMO et al. 2003), utilizado na maioria dos trabalhos para derivação dos dados de demanda e disponibilidade hídrica nesta escala geográfica. Esses resultados por célula são agregados para gerar FCs para grandes bacias hidrográficas ou país, com vários estudos gerando fatores em mais de uma escala geográfica.

Considerando a escala temporal, observa-se que duas escalas são empregadas: anual (BAYART et al. 2014; BOULAY et al. 2011; FRISCHKNECHT et al. 2006; MILÀ I CANALS et al. 2009; BOULAY et al. 2014; PFISTER et al. 2009; HOEKSTRA et al. 2011; BAYART et al. 2014) e mensal (LOUBET et al. 2013; HOEKSTRA et al. 2011; PFISTER e BAYER 2013; WULCA 2015). A escala mensal é importante na avaliação da escassez hídrica por ser capaz de considerar as variações sazonais presentes nos corpos hídricos. Percebe-se, então, que, entre os modelos com escala mensal, apenas WULCA (2015) e Pfister e Bayer (2013) geram FCs para bacias em todo o mundo, evidenciando a dificuldade em se obter dados mundiais com esse nível de detalhamento temporal.

O modelo de Bösch et al. (2007) não foi avaliado para esse critério devido ao fato de que os índices gerados para os 112 recursos naturais diferentes do estudo não terem nenhuma diferenciação geográfica e temporal.

As escalas hidrográficas consideradas apropriadas para o Brasil são as mesmas adotadas pela Agência Nacional de Águas (ANA), que divide os corpos hídricos brasileiros em 12 Regiões Hidrográficas (RH) e 450 Unidades Hidrográficas Estaduais (UHE) e fornece informações nesses níveis de detalhamento. Os trabalhos mais próximos da escala utilizada para as UHE são os que possuem uma especificação geográfica maior, utilizada no modelo WaterGAP (células de 0,5º x 0,5º): Boulay et al. (2011), Boulay et al. (2014), Pfister et al. (2009), Pfister e Bayer (2013) e WULCA (2015). Entretanto, esses mesmos modelos agregam os valores de várias células para fornecer FCs em uma escala geográfica maior. No caso do Brasil, essa escala se assemelha às RHs.

Com relação ao nível de escassez hídrica nas regiões brasileiras, de acordo com a ANA (2015), os índices de balanço hídrico (razão entre demanda e disponibilidade) fornecidos evidenciam uma situação de escassez hídrica na maioria da região nordeste, em parte do sudeste e no extremo sul do Brasil. Com essa realidade, os FCs gerados pelos modelos em estudo deveriam indicar um alto grau de escassez hídrica em parte das bacias

hidrográficas brasileiras, mas isso não acontece. Ou seja, todos os modelos que geram FCs para o Brasil apresentam as bacias hidrográficas do país como de baixa escassez (BOULAY et al. 2011; MILÀ I CANALS et al. 2009; BOULAY et al. 2014; PFISTER et al. 2009; PFISTER e BAYER 2013; WULCA 2015) comparada a outras regiões do mundo.

Considerando a pontuação obtida pelos modelos de caracterização em cada critério, os modelos com classificações melhores foram Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2013) e WULCA (2015), obtendo 4 pontos, sendo as recomendações preliminares do trabalho, considerando apenas a avaliação quantitativa (Tabela 2).

Tabela 2: Pontuação final de cada modelo de caracterização.

Modelos de caracterização	Pontuação final	Escopo	Robustez	FCs nacionais
Frischknecht et al. (2006)	2,0	1	4	1
Bösch et al. (2007)	2,3	2	4	1
Milà i Canals et al. (2009) - WSI	3,3	3	5	2
Milà i Canals et al. (2009) - ADP	2,0	3	2	1
Pfister et al. (2009)	3,7	3	5	3
Boulay et al. (2011)	4,0	4	5	3
Hoekstra et al. (2011)	1,3	1	2	1
Loubet et al. (2013)	1,7	1	3	1
Pfister e Bayer (2013)	4,0	3	5	4
Bayart et al. (2014)	2,3	1	5	1
Boulay et al. (2014)	3,7	3	5	3
WULCA (2015)	4,0	3	5	4

Análise das possibilidades de regionalização dos FCs para as bacias hidrográficas brasileiras

Foi realizada uma análise das possibilidades de adaptação dos FCs para o Brasil para os três modelos de caracterização com melhores pontuações (Tabela 2). Para isso, uma pesquisa nas bases de dados nacionais foi conduzida para identificar se existem dados para as variáveis utilizadas nesses modelos e em qual escala geográfica e temporal essas informações estão disponíveis. Observou-se que dados de demanda humana de água (retirada e consumo) e de disponibilidade hídrica, utilizados nos três modelos, estão disponíveis na base de dados da ANA em nível de UHE. Entretanto, esses dados são fornecidos em escala anual, não sendo suficientes para os modelos de Pfister e Bayer (2013) e WULCA (2015), que precisam de dados mensais.

Para o índice AWARE (WULCA, 2015), a área dos corpos hídricos está disponível na ANA em escala anual e em nível de UHE. Já os valores de demanda hídrica do ecossistema não estão disponíveis nas bases de dados nacionais consideradas, mas podem ser encontrados no estudo global de Pastor et al. (2013) em nível de ecorregiões (ou RHs) e escala mensal. Para o modelo de Pfister e Bayer (2013), valores de precipitação mensais e anuais obtidos no INMET em séries históricas para o período de 1960 a 1990 poderiam ser adaptados das medições em estações meteorológicas para a escala geográfica das UHE da ANA.

Por fim, para o modelo de Boulay et al. (2011), a ANA fornece valores de água subterrânea renovável disponível em escala anual e em nível de RH. Porém, o nível de uso de águas subterrâneas não está disponível, pois os dados da ANA se referem somente à demanda total de água, não diferenciando por fonte. Além disso, valores relativos ao nível de qualidade da água, considerando vários poluentes diferentes também não estão disponíveis, pois os dados de qualidade fornecidos pela ANA na maioria das UHE são referentes apenas a demanda biológica de oxigênio (DBO) e condutividade elétrica (CE).

Com base nesses dados, percebe-se que todas as variáveis usadas nos modelos de Pfister e Bayer (2013) e WULCA (2015) podem ser obtidas nas bases de dados nacionais ou no estudo de Pastor et al. (2013). Já o modelo de Boulay et al. (2011) utiliza variáveis não disponíveis nas bases de dados pesquisadas.

Conclusão

A avaliação quantitativa dos modelos de caracterização para a categoria de escassez hídrica mostrou que os trabalhos de Boulay et al. (2011), Pfister e Bayer (2013) e WULCA (2015) tiveram maior média com relação aos três critérios analisados. Porém, na análise das possibilidades de adaptação dos FCs para o Brasil, somente os modelos de Pfister e Bayer (2013) e WULCA (2015) têm todas as suas variáveis disponíveis em bases de dados nacionais ou nos estudos específicos citados. Logo, esses são os dois modelos atualmente mais apropriados para regionalização de fatores de caracterização para as UHEs brasileiras.

Agradecimentos

ANA, CNPq.

Referências bibliográficas

2030 WATER RESOURCES GROUP (2030 WRG) (2009) Managing our way to scarcity: The challenge ahead. *Charting our water future: Economic frameworks to inform decision-making*. Editora McKinsey & Company. pp. 38-65. Disponível em http://www.mckinsey.com.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA) (2015) *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil*. Brasília, DF. Disponível em: http://www3.snirh.gov.br.

ALCAMO, J., DOLL, P., HENRICHS, T., KASPAR, F., LEHNER, B., ROSCH, T., E SIEBERT, S. (2003) Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. *Hydrological Sciences Journal*. V.48, N.3, pp. 317–337.

BAYART, J. B., WORBE, S., GRIMAUD, J., E AOUSTIN, E. (2014) The Water Impact Index: a simplified single-indicator approach for water footprinting. *International Journal of Life Cycle Assessment*. V.19, N.6, pp. 1336-1344.

BÖSCH, M.E., HELLWEG, S., HUIJBREGTS, M.A., FRISCHKNECHT, R. (2007) Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. *International Journal of Life Cycle Assessment.* V.12, N.3, pp. 181–190.

BOULAY, A. M., BULLE, C., BAYART, J. B., DESCHÊNES, L., E MARGNI, M. (2011) Regional characterization of freshwater use in LCA: modeling direct impacts on human health. *Environmental science & technology*. V.45, N.20, pp. 8948–8957.

BOULAY, A-M. et al. (2014) Building consensus on a generic water scarcity indicator for LCA-based water footprint: preliminary results from WULCA. Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, San Francisco, USA.

BOULAY A-M et al. (2015) Analysis of water use impact assessment method (part A): evaluation of modeling choices based on a quantitative comparison of scarcity and human health indicators. *International Journal of Life Cycle Assessment*. V.20, N.1, pp. 139-160.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO) (2012) *Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security.* Roma, Itália. Disponível em http://www.fao.org

FRISCHKNECHT, R. et al. (2006) *Swiss ecological scarcity method: the new version 2006*. Editora: Swiss Federal Office for the Environment (FOEN), Switzerland.

HOEKSTRA, A.Y. et al. (2011) *Manual de Avaliação da Pegada Hídrica: Estabelecendo o Padrão Global*. Editora: Earthscan.

ISO 14046 (2014) Water footprint – Principles, requirements and guidelines.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION (ISO) (2014) ISO 14046: *Water footprint – Principles, requirements and guidelines*. Geneva.

KOUNINA, A. et al (2013) Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment.* V.18, N.3, pp. 707-721.

LOUBET, P., ROUX, P., NÚÑEZ, M., BELAUD, G., E BELLON-MAUREL, V. (2013). Assessing water deprivation at the sub-river basin scale in LCA integrating downstream cascade effects. *Environmental science & technology*. V.47, N.24, pp. 14242-14249.

MILÀ I CANALS, L. et al. (2009) Assessing freshwater use impacts in LCA: part I - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. *International Journal of Life Cycle Assessment.* V.14, N.1, pp. 28-42.

PASTOR, A. V., LUDWIG, F., BIEMANS, H., HOFF, H., E KABAT, P. (2014). Accounting for environmental flow requirements in global water assessments. *Hydrology and Earth System Sciences*. V.18, N.12, pp. 5041-5059.

PFISTER, S., KOEHLER, A., HELLWEG, S. (2009) Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. E*nvironmental science & technology.* V.43, N.11, pp. 4098-4104.

PFISTER, S. E BAYER, P. (2013) Monthly water stress: spatially and temporally explicit consumptive water footprint of global crop production. *Journal of Cleaner Production.* V.73, pp. 52–62.

UGAYA, C.M.L et al. (2016). Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: método para análise da regionalização de fatores de caracterização. *Anais do V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV)*. 19 a 22 de setembro de 2016. Fortaleza – CE. (submetido).

VAN ZELM, R. et al. (2011) Implementing groundwater extraction in life cycle impact assessment: characterization factors based on plant species richness for the Netherlands. E*nvironmental science & technology*. V.45, N.2, pp. 629–635.

WULCA (2015) *New indicator for water scarcity footprint: AWARE (Available WAter REmaininig)*. Disponível em: http://www.wulca-waterlca.org/project.html.

Anexo 1: Fator de caracterização e descrição de cada modelo de caracterização avaliado.

Referência da publicação	Fator de caracterização (FC)	Descrição
Frischknecht et al. (2006)	$$Eco\ fator = 1EP.\frac{1}{F}.\left(\frac{F}{F_k}\right)^2.c$$ Onde: - Eco fator é o próprio FC do método; - EP é o eco ponto, a unidade utilizada no método; - F é o fluxo atual da substância. No caso da água, esse valor é o consumo hídrico da região considerada; - Fk é o fluxo crítico da substância. No caso da água, esse valor é 20% dos recursos hídricos renováveis disponíveis na região considerada; - c é uma constante.	- Índice de ponto médio baseado na "distância ao alvo"; - Determinado pela relação entre o fluxo atual e o fluxo crítico da substância analisada; - No caso da água, a modelagem relaciona a água retirada no processo analisado com o valor crítico de 20% da quantidade de água disponível em uma determinada região; - Considera apenas o aspecto quantitativo da escassez hídrica, sendo uma metodologia simples; - Não operacional.
Bösch et al. (2007)	$$DAEx = \sum_i m_i.Ex_{(q),i} + \sum_j n_j.r_{ex-e(c,p,n,r,t),j}$$ Onde: - DAEx é a demanda acumulada de exergia por unidade do produto ou processo (Mj-eq), sendo o indicador final próximo do ICV; - mi é a massa do recurso "i" (kg) (inventário); - $Ex_{(q),i}$ é a exergia química por kg da substância "i" (MJ- eq/kg); - nj é a quantidade de energia do recurso energético "j" (MJ). No caso da água, só se houver energia potencial; - $r_{ex-e(c,p,n,r,t),j}$ é a razão exergia por energia do recurso energético "j" (MJ-eq/MJ) de acordo com a forma de exergia considerada, para a água só há energia potencial.	- Indicador denominado de Demanda Acumulada de Exergia; - Exergia é o máximo trabalho que pode ser extraído quando o recurso é trazido ao seu estado natural no ambiente; - Analisa os impactos de vários tipos de recursos naturais diferentes, inclusive a água; - No caso da água, somente a exergia química inerente da água doce utilizada em um processo, e a exergia potencial da água armazenada em barragens são analisados; - Não é específico para os recursos hídricos e tem difícil regionalização.
Milà i Canals et al. (2009) - WSI	$$WSI = {}^{UA}/_{(RA - NAA)}$$ Onde: - WSI é o FC de ponto médio visando a qualidade do ecossistema, baseado em Smakhtin et al. (2004); - UA é o uso de água, ou seja, a demanda hídrica; - RA é o recurso hídrico disponível; - NAA são as necessidades ambientais de água para cada bacia.	- Indicador de ponto médio visando a qualidade do ecossistema; - O conceito quantitativo de escassez hídrica é adotado com base no uso evaporativo de águas superficiais; - Os estudos de Raskin et al. (1997) e Smakhtin et al. (2004) são tomados como referência, relacionando a quantidade de água retirada das bacias com a de recursos hídricos disponíveis; - Os FCs são fornecidos de forma anual e não regionalizada, fornecendo valores em nível de grandes bacias hidrográficas.

Milà i Canals et al. (2009) - ADP	$$ADP_i = \frac{TE_i - TR_i}{(R_i)^2} \cdot \frac{(R_{Sb})^2}{TD_{Sb}}$$ Onde: - ADPi é a depleção abiótica potencial do recurso "i",; - TEi é a taxa de extração do recurso "i"; - TRi é a taxa de regeneração do recurso "i"; - Ri é a reserva final do recurso "i"; - TDSb é a taxa de desacumulação (taxa de extração menos taxa de regeneração) do referencial (Sb, antimônio); - RSb é a reserva final do recurso de referência (Sb, antimônio).	- Indicador de ponto médio visando a depleção de recursos; - O conceito quantitativo de escassez hídrica é adotado com base no uso evaporativo e não evaporativo de águas subterrâneas e de água verde; - Utiliza o método sugerido pelo guia CML 2001 (Guinée et al. 2002) como referência, que é baseado na depleção abiótica potencial do recurso analisado - Os FCs são fornecidos de forma anual e não regionalizada, fornecendo valores em nível de país.
Pfister et al. (2009)	$$WSI = \frac{1}{1+e^{-6,4.WTA*\left(\frac{1}{0,01}-1\right)}}$$ $$WTA^* = \begin{cases} \sqrt{VF}\ x\ WTA\ \ para\ SRF \\ VF\ x\ WTA\ para\ não\ SRF \end{cases}$$ $$VF = e^{\sqrt{\ln(s*mês)^2+\ln(s*ano)^2}} \qquad WTA_i = \frac{\sum_j WU_{ij}}{WA_i}$$ Onde: - WSI (water stress index) é o FC de ponto médio; - WTAi é a relação retirada-disponibilidade para cada bacia "i"; - WUij é a retirada de água de cada usuário da bacia "i"; - WAi é a disponibilidade hídrica da bacia "i"; - VF é o fator de variação baseado nos fluxos fortemente regulados (SRF) definidos por Nilsson et al. (2005); - s*mês e s*ano são desvios padrão geométricos das distribuições de precipitação anuais e mensais durante um período de clima normal de 1961 a 1990.	Índice de estresse hídrico (WSI, em inglês) de ponto médio com base na relação retirada-disponibilidade em uma determinada região; - Analisa apenas a escassez física de água, desconsiderando o uso degradativo dessa água; - São gerados FCs regionalizados, em nível de 0,5º de células de grade, que são agregados em nível de bacias hidrográficas e país; - Apesar de gerar FCs em escala temporal anual, variações sazonais são consideradas por meio da introdução de um fator de variação na disponibilidade hídrica.
Boulay et al. (2011)	$$FC_i = \sum_{j=1}^{10}(\propto_i . U_{i,j}(1-CA).E_j)$$ $$\propto^*_{sup,i} = \frac{AC.(1-f_u)}{Q90} . \frac{1}{P_i} \text{ ou: } \propto^*_{sub,i} = \frac{AC.f_u}{subR} . \frac{1}{P_i}$$ Onde: - $\propto^*_i$ é o índice de estresse hídrico ou FC de ponto médio para águas superficiais ($\propto^*_{sup,i}$) ou subterrâneas ($\propto^*_{sub,i}$); - AC é a água consumida pelos vários usuários (km^3/a); - E_j é o fator de efeito (a importância da falta de água para cada tipo de usuário); - Q90 é a vazão que ocorre em 90% do tempo (km3/a); - f_u é a fração de uso dependente de águas subterrâneas; - subR é a água subterrânea renovável disponível (km3/a); - P_i é a proporção de água disponível da categoria de funcionalidade "i".	- Modelo de ponto médio que considera tanto a escassez hídrica quantitativa quanto qualitativa; - Na privação física, a relação retirada-disponibilidade é utilizada tanto para águas superficiais quanto subterrâneas; - O nível de degradação da água é analisado de acordo com a sua funcionalidade para determinado usuário humano; - O índice é voltado para a AoP de saúde humana e divide a água em 17 categorias de funcionalidade, dependendo de vários parâmetros qualitativos; - Os FCs são gerados em nível de 0,5º de célula de grade e em escala temporal anual.

Hoekstra et al. (2011)	$EA[x,t] = \frac{\sum PH[x,t]}{DA[x,t]}$ ou: $NPA\ [x,t] = \frac{\sum PH_{cinza}[x,t]}{Q_{real}[x,t]}$ Onde: - EA [x, t] é a escassez de água (azul ou verde) na bacia "x" e em um período "t", sendo o FC de ponto médio; - NPA é o nível de poluição da água, definida pela água cinza; - Qreal é a vazão real da bacia considerada; - PH é a pegada hídrica da água (azul, cinza ou verde); - DA é a disponibilidade de água (azul, cinza ou verde).	- Modelo de ponto médio para analisar a escassez de água com base na pegada hídrica dos três diferentes tipos de água; - Nas águas verde e azul, o índice de escassez relaciona a pegada hídrica, ou consumo de água, com a sua respectiva disponibilidade na região analisada; - Na água cinza, o índice é gerado com base no volume hídrico necessário para assimilar a carga de poluentes lançados na água; - Estudo não operacional.
Loubet et al. (2013)	$CF_{WD,i} = \frac{1}{\overline{p}.\overline{N_{down}}} . \sum_{j=i}^{n} (CTA_j . p_j)$ Onde: - $CF_{WD,i}$ é o FC de ponto médio para a privação de água (WD) na sub-bacia "i"; - Pj é o parâmetro de ponderação escolhido para a sub-bacia (SRBj) à jusante; - $\overline{p}$ é a média dos Pj de todas as sub-bacias do rio considerado; - $\overline{N_{down}}$ é o número médio das sub-bacias à jusante de cada sub-bacia considerada; - CTAj é a relação consumo-disponibilidade na sub-bacia "j".	- Modelo de ponto médio relacionado à escassez física de água; - Considera o efeito em cascata provocado à jusante de uma bacia hidrográfica. - O foco está na análise dos impactos que a escassez hídrica pode provocar em diferentes usuários, considerando, além do consumo e disponibilidade hídrica, o efeito cascata que ocorre até o ponto analisado; Modelo não operacional.
Pfister e Bayer (2013)	$WSI_{mês}(h) = \frac{1}{1+e^{-9,8.WTA^{*}_{mês}(h)}\left(\frac{1}{0,01}-1\right)}$ $WTA^{*}_{mês}(h) = s^{*}_{ano}(h) . WTA_{mês}(h)$ $WTA_{mês}(h) = a_{mês}(h) . WTA_{ano}(h)$ Onde: - $WSI_{mês}$ (water stress index) é o FC baseado em Pfister et al. (2009) para valores mensais; - WTA_{ano} é a relação retirada-disponibilidade anual para cada bacia "h"; - $WTA_{mês}$ é a relação retirada-disponibilidade mensal para cada bacia "h"; - $a_{mês}$ é o fator mensal obtido por Fekete et al. (2002) para cada mês do ano; - s^{*}_{ano} é o desvio padrão geométrico da distribuição de precipitação anual durante um período de clima normal de 1961 a 1990.	- Aperfeiçoamento do modelo de caracterização de Pfister et al. (2009), pois ele utiliza as mesmas considerações e modelagens para gerar indicadores com uma maior especificação temporal; - Cria fatores mensais de escassez por bacia hidrográfica, sendo um dos únicos com essa especificação temporal; - Desconsidera as necessidades hídricas dos ecossistemas aquáticos e o uso degradativo da água.

Bayart et al. (2014)	$IIA = \sum_i [W_i . Q_{Wi} . WSI_i] - \sum_j [R_j . Q_{Rj} . WSI_j]$ Onde: - IIA é o FC denominado índice de impacto da água; - W_i e R_j são quantidades de água retirada do corpo hídrico "i" e retornados para o corpo hídrico "j" (inventário); - Q_{Wi} e Q_{Rj} são índices de qualidade para a água retirada do corpo hídrico "i" e retornada para o corpo hídrico "j"; - WSI_i e WSI_j são índices de estresse hídrico de Pfister et al. (2009) para os corpos hídricos "i" e "j".	- Indicador de ponto médio que visa principalmente a AoP de qualidade do ecossistema; - O impacto na escassez física é analisado pelo consumo de água, relativo ao nível de carência local dos recursos hídricos; - A qualidade considera os poluentes que são lançados na água e o seu nível de degradação para o meio ambiente local; - Estudo não operacional.
Boulay et al. (2014)	$Escassez_{hidrocêntrico} = Fn\left(\frac{demanda\ total}{disponibilidade}\right)$ Onde: - $Escassez_{hidrocêntrico}$ é o FC de ponto médio proposto; - Demanda total é a demanda humana e do ecossistema; - Disponibilidade hídrica é o recurso hídrico renovável disponível.	- Índice genérico de ponto médio, sendo parte do progresso do WULCA ("Water Use in LCA Working Group") para a criação de um consenso na categoria de escassez hídrica; - Indicador de escassez física chamado de "hidrocêntrico", não sendo voltado para nenhuma área de proteção específica; - Relação entre a demanda total por água, humana ou não, e a disponibilidade de recursos hídricos.
WULCA (2015)	$AMD_i = \frac{(Disp - HWC - EWR)}{A . t}$ $AWARE = \frac{AMD_{mundo}}{AMD_i}$ Onde: - AMD_i (Availability Minus Demand) é o índice de escassez na região "i"; - Disp é a disponibilidade hídrica da bacia considerada; - HWC é o consumo humano de água; - EWR é a necessidade hídrica do ecossistema; - A é a área da bacia; - t é o tempo considerado; - AWARE (Available Water Remaining) é o FC de ponto médio (normalizado pela média global).	- Continuação do progresso do WULCA ("Water Use in LCA Working Group"), apresentado em Boulay et al. (2014); - Cria o AWARE ("Available Water Remaining"), índice simples que tenta quantificar a potencial privação hídrica do usuário, seja ele humano ou ecossistema, em uma determinada região e em um determinado mês do ano; - Tem alta especificação geográfica e temporal, além de considerar as necessidades dos ecossistemas; - Normalizado com base no índice médio mundial; - Não considera o nível de qualidade hídrica ou o acesso da população à água; - Modelo de caracterização ainda em processo de publicação.

Determinação de Fatores de Caracterização para avaliação de impactos na Escassez Hídrica em Sub-bacias cearenses

Edilene Pereira Andrade[1], Maria Cléa Brito de Figueirêdo [2], Kilvia de Freitas Alves [3], Cássia Maria Lie Ugaya [4]

[1] Universidade Federal do Ceará
[2] Embrapa Agroindústria Tropical
[3] Universidade Federal do Ceará
[4] Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Bolsista Produtividade CNPq

Resumo. *Define-se escassez hídrica como o desequilíbrio entre a disponibilidade e a demanda de água, aspectos que variam de acordo com as condições da região estudada. É possível calcular fatores de caracterização (FC) para escassez hídrica, através de diferentes métodos para diversas regiões no mundo. Na avaliação de impacto na escassez hídrica, o volume de água consumida em cada processo unitário contemplado no estudo de um sistema de produto é multiplicado pelo FC da região onde esse processo ocorre. O somatório desses valores resulta no impacto do sistema de produto na escassez hídrica. O Método de Pfister et al. (2009), baseado no modelo WaterGAP 2, avalia a escassez física de água para os diversos usos humanos, utilizando a relação entre o consumo hídrico das indústrias, agricultura e doméstico e a disponibilidade de água presente nas bacias da região considerada (Withdrawal to availability-WTA). Essa relação é ponderada pela variação de precipitação anual e mensal em cada bacia (Variability in precipitation-VF), apresentando o resultado em função da combinação entre os dois fatores (Water Stress Index-WSI). O objetivo deste trabalho é calcular fatores de escassez para as 12 Unidades Hidrográficas Estaduais (UHE) do Ceará, utilizando valores de demanda e disponibilidade disponíveis nos Cadernos de Recursos Hídricos. Os novos fatores obtidos são comparados com os fatores originais disponibilizados por Pfister et al (2009). Utilizaram-se nesse trabalho dados de precipitação da normal climatológica (1961-1990) do Climatic Research Unit (CRU). Os valores apresentados para os índices de escassez hídrica estão em uma escala de 0,01 a 1,0, classificados como: baixo estresse hídrico possui WSI<0,09; médio, 0,09 <WSI<0,5; alto, 0,5<WSI<0,91; e muito alto, WSI>0,91. Os fatores obtidos para as bacias do Ceará foram: Acaraú-1,0; Alto Jaguaribe-0,02; Baixo Jaguaribe-1,0; Banabuiú-0,84; Coreaú-0,45; Curu-0,18; Litoral-0,99; Médio Jaguaribe-0,07; Metropolitana-1,0; Salgado-1,0; Serra da Ibiapaba-0,97 e Sertões do Crateús- 0,40. Comparando os resultados obtidos com os apresentados por Pfister et al (2009), observa-se que as sub-bacias do Alto Jaguaribe e Médio Jaguaribe tiveram igual classificação na escala adotada.. Já as outras bacias apresentaram fatores que denotam maior escassez nesse trabalho. Os resultados mostram a importância de se utilizar dados de monitoramento locais no cálculo de fatores de caracterização para reduzir o erro em estudos de avaliação de impacto.*

Palavras-chave. *Avaliação de ciclo de vida; avaliação de impactos; água.*

Introdução

A crescente preocupação com os impactos ambientais gerados pela provisão de bens e serviços à sociedade tem sido indutora do desenvolvimento de novas metodologias que visam auxiliar na compreensão, controle e/ou redução desses impactos (CHEHEBE, 1997). A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma dessas metodologias e considera todo o ciclo de vida do produto, desde a extração da matéria-prima utilizada na produção, passando pelo seu uso e finalizando com a disposição final do produto.

No âmbito da avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV), vários métodos têm sido propostos com o intuito de desenvolver formas abrangentes e eficazes de avaliar os impactos de produtos e processos na intensificação da escassez hídrica local. Nesse contexto, vários métodos que geram fatores de caracterização (FC) de escassez hídrica, estão disponíveis: Frischknecht *et al*. (2006), Bösch *et al*. (2007), Milà i Canals *et al*. (2009) Pfister *et al.*(2009), Boulay *et al*. (2011), Bayart *et al*. (2014), entre outros. A aplicação dos fatores de caracterização desses métodos denotam o desequilíbrio entre a disponibilidade de água e a sua demanda, que variam de acordo com as condições da região estudada (FAO, 2012).

O método de Pfister *et al*. (2009) para obtenção de fatores de escassez hídrica é baseado no modelo WaterGAP 2 (ALCAMO *et al*., 2003) que calcula a demanda e disponibilidade hídrica das bacias hidrográficas em todo o mundo. Esse método analisa apenas a escassez física de água para usos humanos em nível de ponto médio.

Nuñez *et al.* (2015) propuseram o cálculo de fatores de caracterização para Espanha, adaptando por meio da regionalização a proposta de Pfister *et al*. (2009) mostrando que houve diferenças significativas causadas por XXXX. De fato, o uso de regionalização mais adequada para o cálculo dos FC também se faz necessário no Brasil.

A Agência Nacional de Águas (ANA) estabeleceu as Unidades Hidrográficas Estaduais (UHE), com foco na gestão dos recursos hídricos no país, que leva à atenção a aspectos geopolíticos como divisas estaduais ao invés de critérios estritamente hidrográficos.

A geração de fatores de caracterização para as UHEs no Brasil contribui para melhor consideração da questão hídrica em estudos de ACV de produtos cujos processos de produção, consumo e pós-consumo ocorrem no país. Nesse contexto, esse trabalho tem como objetivo gerar fatores de caracterização para escassez hídrica nas sub-bacias cearenses e comparar os resultados com os fatores disponibilizados por Pfister et al. (2009), buscando entender as regiões com divergências de resultados.

Metodologia

Para a elaboração dos fatores de caracterização da escassez hídrica no Ceará, adotou-se o Método de Pfister *et al*. (2009), que segue os seguintes passos:

1- Cálculo da relação demanda x disponibilidade, WTA:

$$\boldsymbol{WTA_i = \frac{\sum_j WU_{ij}}{WA_i}}$$

Onde:

WU é a Demanda de recurso hídrico nas UHE

WA representa a Disponibilidade hídrica da bacia *i* para os diversos usos *j*

WTA é Disponibilidade para retirada

2- Cálculo dos fatores de verificação (VF) por célula do CRU:

$$\boldsymbol{VF = e^{\sqrt{\ln(s*mensal)^2+\ln(s*anual)^2}}}$$

Onde:

VF= Fator que relaciona as variações mensais e anuais de precipitação na bacia.

s^*_{mensal} e s^*_{anual} = Desvio padrões mensais e anuais nos valores de precipitação dentro da bacia.

3- Cálculo do WTA*:

$$\boldsymbol{WTA*\begin{cases}\sqrt{VF}\ x\ WTA\ para\ SRF\\ VF\ x\ WTA\ para\ não\ SRF\end{cases}}$$

Onde:

SRF são os fluxos fortemente regulados, definidos por Nilsson *et al* (2005).

4- Cálculo do VF por bacia:

$$\boldsymbol{VF_{WS} = \frac{1}{\sum P_i} x \sum_{i=1}^{n} VF_i\ .P_i}$$

Em que:

P é a média de Precipitação Anual em cada célula em m.

WS é o indicador que representa a bacia

5-Cálculo do Índice de Estresse Hídrico por Bacia

$$WSI = \frac{1}{1 + e^{-6,4.WTA*}(\frac{1}{0,01} - 1)}$$

6 – Dados das UHEs do Ceará

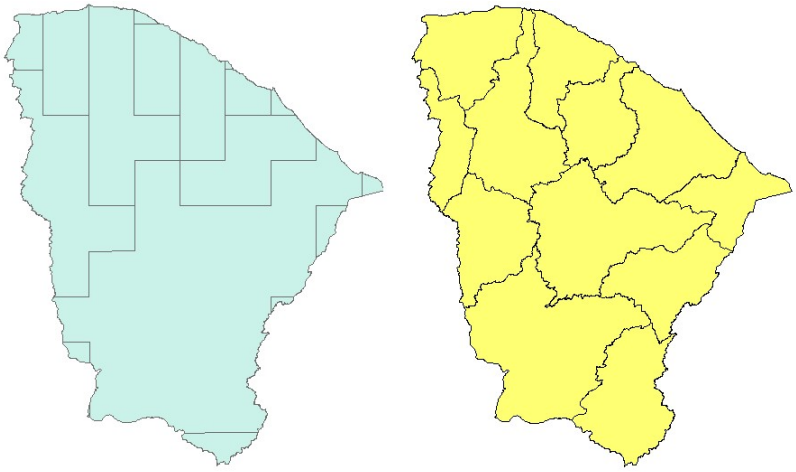
No presente trabalho, as bacias correspondem às UHEs. A ANA dividiu o Ceará está dividido em 12 unidades: Acaraú, Alto Jaguaribe, Baixo Jaguaribe, Banabuiu, Coreaú, Curu, Litoral, Metropolitana, Médio Jaguaribe, Salgado, Serra da Ibiapaba e Sertões de Crateús.

Os dados de disponibilidade e demanda hídrica para as UHEs do Ceará foram obtidos nos Cadernos Regionais (COGERH, 2002). Já os dados de precipitação média utilizados para o cálculo do VF foram obtidos de Harris *et al*. (2015) para a série histórica de 1961 a1990. O Excel foi utilizado para manipulação dos dados estatísticos, facilitando o cálculo do WTA, WSI, além da análise dos resultados obtidos e geração de tabelas.

A ANA disponibilizou através do seu Geonetwork os arquivos (shapes) que delimitam as Unidades Hidrográficas Estaduais (UHE), que foi a regionalização adotada para geração dos FC.

Na Figura 1, têm-se as duas regionalizações discutidas nesse trabalho: a de acordo com o modelo hidrológico de WaterGap (esquerda) e a da ANA em sub-bacias (direita).

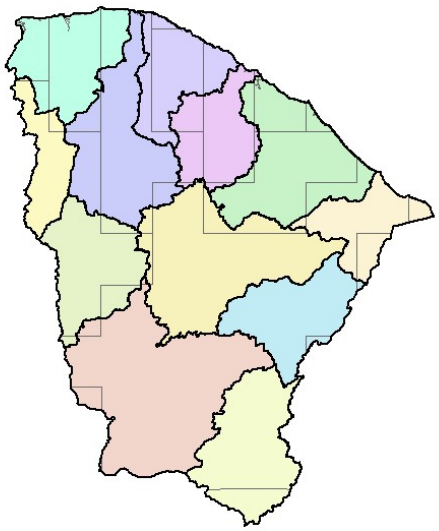
Figura 1: Regionalização de células de 0,5° x 0,5° do WaterGap e de sub-bacias da ANA



O método de Pfister não traz uma classificação de níveis de escassez, porém Nuñez et al.(2015) utiliza uma classificação que também é adotada nesse trabalho: WSI < 0,09 (WTA < 0,2): Baixo estresse hídrico; 0,09 < WSI < 0,5; (WTA < 0,4): Médio estresse hídrico; 0,5 < WSI < 0,91 (WTA < 0,6): Alto estresse hídrico;WSI > 0,91 e (WTA > 0,6): Muito alto estresse hídrico.

Para realizar a comparação com os resultados de Pfister *et al.* (2009) realizou-se ferramentas do software Arcgis 10.2.2 (versão trial), onde foram calculados valores médios, ponderados em relação à área ocupada na UHE, de disponibilidade e demanda hídrica, utilizando os limites das UHEs (figura 1).

Figura 1: Limites das UHEs (linhas mais espessas) e dos limites pelo modelo do WaterGap.



Analisando as tabelas 1 e 2, respectivamente do presente estudo e do de Pfister *et al*. (2009), verifica-se que apenas as bacias do Alto e Médio Jaguaribe apresentam mesma classificação nas duas situações analisadas. Em relação às outras dez bacias, os fatores de escassez gerados nesse trabalho revelam situações de maior escassez

quando comparados aos fatores obtidos por Pfister *et al.* (2009). Essa situação se deve principalmente à disponibilidade hídrica. O modelo WaterGap utilizado por Pfister *et al*. (2009) para obtenção dos fatores de escassez apresenta valores de disponibilidade hídrica maiores que a situação relatada nos Cadernos (COGERH, 2002), resultando em menores valores de WTA e WSI do que calculados nesse trabalho.

Tabela 1: Resultados obtidos para as sub-bacias cearenses para nova regionalização

UHE	Demanda (m^3/s)	Disponibilidade (m^3/s)	VF	WTA	WTA*	WSI	Classificação estresse hídrico
Acaraú	7,37	12,393	3,008	0,595	1,789	1,00	Muito Alto
Alto Jaguaribe	0,914	21,742	1,910	0,042	0,080	0,02	Baixo
Baixo Jaguaribe	2,166	1,55	3,295	1,397	4,604	1,00	Muito Alto
Banabuiu	9,305	21,663	2,168	0,430	0,931	0,80	Alto
Coreau	0,6	3,416	3,560	0,176	0,625	0,36	Médio
Curu	3,175	11,822	1,766	0,269	0,474	0,17	Médio
Litoral	0,375	1,155	3,165	0,325	1,028	0,88	Alto
Médio Jaguaribe	5,08	31,88	1,939	0,159	0,309	0,07	Baixo
Metropolitana	13,041	20,62	4,580	0,632	2,896	1,00	Muito Alto
Salgado	3,531	6,44	5,333	0,548	2,924	1,00	Muito Alto
Serra da Ibiapaba	1,257	6,94	6,441	0,181	1,167	0,95	Muito Alto
Sertões de Crateús	1,257	6,94	3,369	0,181	0,610	0,33	Médio

Tabela 2: Resultados obtidos para as sub-bacias cearenses pelos dados adotados por Pfister

UHE	Demanda (m^3/s)	Disponibilidade (m^3/s)	VF	WTA	WTA*	WSI	Classificação Estresse Hídrico
Acaraú	19,551	677,461	3,008	0,029	0,087	0,02	Baixo
Alto Jaguaribe	20,699	716,955	1,910	0,029	0,055	0,01	Baixo
Baixo Jaguaribe	21,564	141,096	3,295	0,153	0,504	0,20	Médio
Banabuiu	19,088	659,860	2,168	0,029	0,063	0,01	Baixo

Coreau	17,436	773,720	3,560	0,023	0,080	0,02	Baixo
Curu	17,593	125,048	1,766	0,141	0,248	0,05	Baixo
Litoral	1,785	42,875	3,165	0,042	0,132	0,02	Baixo
Médio Jaguaribe	23,479	146,411	1,939	0,160	0,311	0,07	Baixo
Metropolitana	20,806	204,429	4,580	0,102	0,466	0,17	Médio
Salgado	137,998	2260,762	5,333	0,061	0,326	0,08	Baixo
Serra da Ibiapaba	18,204	810,017	6,441	0,022	0,145	0,02	Baixo estresse
Sertões de Crateús	19,939	690,125	3,369	0,029	0,097	0,02	Baixo estresse

Os fatores obtidos para as bacias do Ceará foram: Acaraú-1,0; Alto Jaguaribe-0,02; Baixo Jaguaribe-1,0; Banabuiú-0,80; Coreaú-0,36; Curu-0,17; Litoral-0,88; Médio Jaguaribe-0,07; Metropolitana-1,0; Salgado-1,0; Serra da Ibiapaba-0,95 e Sertões do Crateús- 0,33. Comparando os resultados obtidos com os apresentados por Pfister et al (2009), observa-se que as sub-bacias do Alto Jaguaribe e Médio Jaguaribe tiveram igual classificação na escala adotada. Já as outras bacias apresentaram fatores que denotam maior escassez nesse trabalho.

As diferenças entre o resultado obtido nesse trabalho e o apresentado por Pfister *et al* (2009) são explicados, principalmente, pelo uso de espacializações diferentes na definição dos limites das UHEs e pelos dados de disponibilidade hídrica do modelo WaterGap que superestima esse parâmetro. Os resultados obtidos nesse trabalho de maior escassez hídrica estão condizentes com a realidade hídrica do Ceará, na qual se percebe que há mais escassez do que abundância hídrica. Essa situação revela necessidade da proposição e adoção urgente de medidas de economia de água e de processos que cada vez utilizem menos esse recurso, já escasso historicamente no Estado.

Referências

Agência Nacional de Águas. Disponível em: http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home . Acessado em: 29 de outubro de 2015.

Agência Nacional de Águas (ANA) (2013) Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Brasília, DF. Disponível online em < http://arquivos.ana.gov.br/institucional/spr/conjuntura/

ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil/ANA_Conjuntura_Recursos_Hidricos_Brasil_2013_Final.pdf>

Alcamo, J.; Doll, P.; Henrichs, T.; Kaspar, F.; Lehner, B.; Rosch, T.; Siebert, S. Development and testing of the WaterGAP 2 global model of water use and availability. *Hydrol. Sci. J.* **2003**, *48* (3), 317–337.

Bayart J-B et al (2010). A framework for assessing off-stream freshwater use in LCA. Int J Life Cycle Assess 15(5): 439 – 453

Bösch ME, Hellweg S, Huijbregts M.A.J, Frischknecht R (2007) Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. Int J Life Cycle Assess 12 (3): 181–190

Boulay A-M et al. (2014) Building consensus on a generic water scarcity indicator for LCA-based water footprint: preliminary results from WULCA. Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, San Francisco, USA.

CHEHEBE, José Ribamar. Análise do ciclo de vida de produtos: ferramentas gerencial da ISO 14000. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1997. 104 p.

COGERH. Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos."Pacto das águas- Plano Estratégico". Disponível em: http://portal.cogerh.com.br/downloads/category/83-pacto-das-aguas-plano-estrategico. Acessado em: 01 de dezembro de 2015.

FAO (2012) Coping with water scarcity: An action framework for agriculture and food security. Disponível <http://www.fao.org/docrep/016/i3015e/i3015e.pdf> Acessado em 29 de outubro de 2015.

Frischknecht R et al. (2006) Swiss ecological scarcity method: the new version 2006. Swiss Federal Office for the Environment (FOEN), Switzerland.

Harris, I.; Jones, P. D.; Osborn, T. J.; Lister D. H. (2014) "Updated high-resolution grids of monthly climatic observations – the CRU TS3.10 Dataset" Em: International Journal of Climatology, 34: 623-642, doi: 10.1002/joc.3711.

Milà i Canals L, Chenoweth J, Chapagain A, Orr S, Antón A, Clift R (2009) Assessing freshwater use impacts in LCA: part I - inventory modelling and characterisation factors for the main impact pathways. Int J Life Cycle Assess 14(1): 28–42.

Nunez M., Pfister S., Vargas M., Anton A.(2015) "Spatial and temporal specific characterisation factors for water use impact assessment in Spain" Em: International Journal of Life Cycle Assessment, 20 (1) , pp. 128-138.

Pfister S, Koehler A, Hellweg S (2009) "Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA". Environ Sci Technol 43(11):4098–4104

Critérios para recomendar modelos de caracterização de AICV no Brasil

Cassia M. L. Ugaya[1,7,8], Rodrigo Alvarenga[2,8], Ana L. R. Pavan[3,8], Aldo R. Ometto[3], Elaine G. Lima[1], Jéssica M. Oliveira[1], José A. de Almeida Neto[4,8], Leandro A. Pegoraro[1], Letícia de S. Barrantes[1], Natália C. Mendes[5,8], Yara Tadano[1], Maria C. Figueiredo[6,8]

[1] *Universidade Federal Tecnológica do Paraná (UTFPR), cassiaugaya@utfpr.edu.br*
[2] *Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC)*
[3] *Universidade de São Paulo (USP)*
[4] *Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)*
[5] *Technical University of Denmark (DTU)*
[6] *Embrapa Agroindústria Tropical*
[7] *Bolsista Produtividade CNPq*
[8] *Comitê Coordenador da Rede de Pesquisa em Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida*

Resumo. *As etapas de da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para a realização de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) são mandatórias até a caracterização, de acordo com as normas NBR ISO 14040 e 14044. Para tanto, deve-se estabelecer fatores de caracterização, que quantificam a relação entre os fluxos elementares e as categorias de impacto associadas às áreas de proteção (AoP). Existem diversos métodos de Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV), que incluem modelos de caracterização para várias categorias de impacto. Enquanto alguns impactos ambientais ocorrem de forma independente do contexto geográfico e temporal, outros são dependentes da região. Por exemplo, a mesma quantidade de emissões de gases causadores da depleção da camada de ozônio, mesmo que ocorrendo em regiões distintas, tem a mesma contribuição nesta categoria de impacto. Por outro lado, a retirada da mesma quantidade de água de regiões com disponibilidade hídrica distintas provoca um impacto diferente. Alguns dos modelos de caracterização já apresentam fatores de caracterização regionalizados, entretanto, não obrigatoriamente no nível de regionalização adequado para o contexto do escopo do estudo, demandando que novos fatores sejam estabelecidos, para garantir a qualidade dos resultados da ACV. Desta forma, é relevante avaliar e recomendar modelos de caracterização mais apropriados ao contexto brasileiro, e ainda que tenham fatores de caracterização que considerem os biomas, solos, climas e divisões geográficas que reflitam as vulnerabilidades das regiões brasileiras. Para tanto, os critérios da Joint Research Center foram adaptados e complementados durante o II Workshop Internacional de Avaliação do Ciclo de Vida: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, realizado em setembro de 2014. Na oportunidade, surgiram os primeiros esforços para formação da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV), organização civil, não governamental, sem fins lucrativos, que busca adaptar e desenvolver modelos de caracterização para categorias de impacto, considerando o contexto ambiental e socioeconômico brasileiro. Na primeira fase de trabalho da RAICV foram selecionados para avaliação as categorias de impacto de escassez hídrica, recursos abióticos, recursos bióticos, eutrofização, acidificação e toxicidade. Foram definidos 3 critérios gerais de avaliação das categorias mencionadas, utilizando diferentes níveis de avaliação: escopo (níveis alto, médio-alto, médio, médio-baixo e baixo), robustez científica (alta, média-alta, média, média-baixa, e baixa), e adequação do nível de regionalização (atende totalmente, parcialmente e não atende). Os resultados mostraram que os critérios são objetivos, em geral, e de fácil aplicação. Além disso, necessitou- se adaptar os critérios gerais e específicos para cada categoria de impacto.*

Palavras-chave. *ACV, AICV, RAICV, categorias de impacto ambiental, regionalização.*

Introdução

De acordo com as normas NBR ISO 14040 e 14044, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) ocorre em quatro fases, sendo a terceira a Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV); que por sua vez é subdividida em seis etapas: escolha das categorias de impacto, classificação, caracterização, normalização, agrupamento e ponderação (ABNT, 2009a,b).

Na etapa de caracterização, os fluxos elementares do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) são relacionados quantitativamente aos impactos ambientais. Para isso, são utilizados modelos de caracterização que fornecem valores de impacto dos fluxos elementares para cada categoria, conhecidos como fatores de caracterização (FC). Um exemplo de modelo de caracterização é o IPCC (2013), em que os fluxos elementares são avaliados de

acordo com o potencial de aquecimento global, sendo a unidade do fator de caracterização dada pela massa de dióxido de carbono equivalente.

Algumas categorias de impacto apresentam diversos modelos de caracterização. Portanto, um mesmo estudo de ACV pode apresentar resultados diferentes para alguma categoria de impacto (p.ex., eutrofização), dependendo do modelo/métodos utilizado, aumentando assim a incerteza dos resultados.

Neste contexto, a UNEP e SETAC (Rosenbaum et al., 2008) e o ILCD (JRC, 2011) realizaram esforços para recomendar modelos de caracterização. Os primeiros autores recomendaram o modelo para a toxicidade humana, inclusive adaptando-o e apresentando fatores de caracterização, e o último recomendou modelos para diversas categorias de impacto de pontos médio e final para o contexto Europeu.

Alguns tipos de impactos ambientais ocorrem de forma independente do contexto geográfico e temporal, como a depleção da camada de ozônio. Por outro lado, outras categorias de impacto apresentam variabilidade nas magnitudes de impacto, dependendo do local em que ocorrem e/ou ainda da sazonalidade, como eutrofização e impactos do uso do solo, evidenciando a necessidade de regionalização destes modelos.

Potting e Hauschild (2006) classificaram modelos de caracterização em três níveis de regionalização: (1) genéricos; (2) dependentes do local; e (3) específicos para o local. De acordo com estes autores, modelos de caracterização dependentes do local (opção 2) são ideais para estudos de ACV no caso de categorias que necessitam de regionalização, pois consideram-na parcialmente, mantendo a característica da ACV de não ser focada em um local apenas (ao contrário de Estudos de Impacto Ambiental).

Considerando os avanços da ACV no Brasil nos últimos anos, como o surgimento do Programa Brasileiro de ACV (Conmetro, 2010) e a Rede Empresarial de Avaliação do Ciclo de Vida, e os esforços para dados regionais do Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT), é relevante que a comunidade científica Brasileira recomende modelos de caracterização. Portanto, o objetivo deste trabalho foi definir critérios de avaliação dos modelos de caracterização de AICV para o contexto Brasileiro.

Materiais e métodos

O procedimento adotado para avaliação do potencial de regionalização dos modelos de caracterização contempla três etapas: (I) a agregação de esforços de AICV no Brasil, (II) o levantamento das categorias de impacto e definição de grupos de trabalho, e (III) a definição da sistemática e dos critérios de avaliação.

Agregação de esforços em AICV no Brasil

Face às diversas categorias de impacto existentes e ao fato de existirem esforços dispersos de alguns pesquisadores para o avanço da AICV no Brasil, percebeu-se a necessidade de colaboração no tema.

Desta forma, foram identificados os pesquisadores atuantes ou com interesse no tema no Brasil. A primeira reunião virtual ocorreu em 2013, quando se notou que havia potencial de colaboração, tendo sido observado que havia poucas oportunidades para discutir estes temas, devido à limitação de experiência no país. Como decorrência, mais reuniões foram realizadas ao longo do ano de 2014, em que se percebeu a necessidade de formalização das atividades conjuntas, que culminou na criação da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (RAICV) durante a realização do IV CBGCV, em São Bernardo do Campo – SP. Os fundadores da RAICV são pesquisadores com atuação na área de ACV de sete instituições: a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), a Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), a Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), a Universidade de São Paulo (USP), o Laboratório Nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE) e o Instituto Federal Sul Riograndense (IFSUL).

Portanto, hoje a RAICV é uma organização civil, não governamental, sem fins lucrativos, que tem como objetivo (RAICV, 2014):

I - potencializar a formação e a interação entre grupos de pesquisa existentes no desenvolvimento, no aperfeiçoamento e na aplicação dos métodos de avaliação de impacto do ciclo de vida em produtos contextualizados social, econômica e ambientalmente no Brasil e no mundo.

II – apoiar a formulação de políticas públicas, por meio da transferência, disseminação e intercâmbio de conhecimento com governo, empresas e sociedade.

III – contribuir com a Pesquisa e Desenvolvimento, por meio da proposição conjunta de projetos de pesquisa, de publicações técnico-científicas e de livros. IV – fomentar a educação científica e a formação de novos pesquisadores, por meio da inclusão de alunos de iniciação científica, mestrandos, doutorandos e pós-doutorandos nas atividades promovidas pela rede.

Desta forma, a RAICV inclui dentre suas atividades, adaptar e desenvolver modelos de caracterização para categorias de impacto, considerando o contexto ambiental e socioeconômico brasileiro e está aberta a novos participantes.

Levantamento das categorias de impacto e divisão por grupo

Os pesquisadores foram divididos em grupos de trabalho, sendo que cada um ficou responsável pela recomendação de uma categoria de impacto específica. A divisão dos grupos ocorreu baseada na identificação de pesquisadores que já atuaram ou que estão desenvolvendo pesquisas relacionadas à cada categoria de impacto.

Foram formados oito grupos, englobando as seguintes categorias de impacto: escassez hídrica, depleção de recursos abióticos, RAM (método de contabilidade de recursos, do inglês, Resource Accounting Methods), depleção de recursos bióticos, eutrofização, acidificação, toxicidade e impactos aos serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra.

Definição da sistemática e critérios de avaliação

Para definir a sistemática geral de avaliação dos modelos de caracterização, os procedimentos e critérios adotados pela JRC (2011) foram analisados durante o II Workshop Internacional de Avaliação do Ciclo de Vida: Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida, realizado em setembro de 2014 em Curitiba, PR, organizado pela UTFPR e pela Embrapa. Nesse Workshop, decidiu-se por adotar os critérios da JRC (2011) para avaliação de modelos de caracterização.

Inicialmente, identificou-se a cadeia de causa e efeito ambiental, considerando o estado da arte de cada categoria de impacto mencionada anteriormente. Em seguida, localizou-se a posição de cada modelo de caracterização nessa cadeia, identificando-se os aspectos e vias de impacto considerados em cada modelo.

Foram escolhidos dois critérios de qualidade científica utilizados pela JRC (2011) para integrar as avaliações da RAICV: escopo e robustez científica. O critério escopo busca avaliar a completeza do modelo em termos de aspectos e vias de impacto considerados, assim como o escopo geográfico adotado pelo modelo (global, continental, país ou região). Já na robustez científica é analisado o reconhecimento da comunidade científica e transparência quanto às equações, variáveis e bases de dados utilizadas na geração dos fatores de caracterização.

Além desses critérios baseados em JRC (2011), foi incluído também um adicional para identificar a existência de fatores de caracterização para o Brasil a partir do modelo utilizado, as escalas geográficas e temporais adotadas para o país, e a conformidade entre o nível de impacto associado a regiões consideradas mais vulneráveis em relação a real situação de cada região.

Aplicação dos critérios

Cada grupo estabeleceu o próprio cronograma de trabalho considerando a necessidade de realizar as seguintes atividades: i) identificação dos modelos de caracterização a serem avaliados; ii) aplicação dos critérios gerais na avaliação dos modelos e complementação com critérios específicos à cada categoria de impacto; iii) apresentação e discussão da avaliação; iv) elaboração de relatório final da avaliação; e v) revisão do relatório e publicação dos resultados. Para o levantamento dos modelos de caracterização foram realizadas pesquisas nas bases de dados científicas disponibilizadas pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a base de dados de periódicos e outras publicações em Web of Knowledge.

A apresentação e discussão dos resultados foi realizada em reuniões plenárias da RAICV em sistema de videoconferências. Os relatórios de avaliação estão sendo elaborados por categoria de impacto com escolha de um líder e envolvendo mais de 20 pesquisadores e especialistas atuantes na área de ACV. Ao final, cada relatório será avaliado criticamente por um conjunto de especialistas em ACV integrantes da RAICV, retornando aos líderes dos grupos para adequação ou justificativas. A previsão de conclusão dos trabalhos para as categorias de impacto inicialmente selecionadas (depleção de recursos bióticos, eutrofização, acidificação, toxicidade e impactos aos serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra) para estudo é dezembro de 2016.

Resultados e Discussão

Para aplicação dos critérios, foi elaborada uma planilha padrão (Quadro 1) padrão contendo os critérios gerais em que se deve indicar as opções de valoração, tendo sido estabelecida a seguinte escala de resposta para cada critério: 1 (baixo); 2 (médio-baixo); 3 (médio); 4 (médio-alto); e 5 (alto) e a pontuação final de cada método foi obtida por média simples das pontuações.

A forma de classificação foi adaptada e, quando pertinente, complementada na avaliação de cada categoria de impacto específica, pelos respectivos grupos de trabalho. A adaptação e aplicação destes critérios para as categorias escassez hídrica, depleção de recursos abióticos, RAM, impactos nos serviços ecossistêmicos devido ao uso da terra e depleção de recursos bióticos pode ser encontrada respectivamente em Castro et al. (2016), Alvarenga et al. (2016), Almeida Neto et al. (2016), Pavan et al. (2016) e Pegoraro et al. (2016). Devido à complexidade envolvida no levantamento de dados em todas as principais bases de dados nacionais, a aplicação de um quarto critério que avalia o potencial de geração de novos fatores de caracterização nacionais ainda está em desenvolvimento. Assim, os trabalhos mencionados focaram-se na avaliação dos três primeiros critérios.

Quadro 1: Critérios para avaliação dos modelos de caracterização

Critérios		Modelo	
		Classificação	Justificativa/ Observação
Critério 1 - Escopo (avaliação final)			
1.1	Abrangência do escopo de aplicação		
1.1.1	Em nível de diferenciação espacial (geográfico)		
1.1.2	Em nível de fluxos elementares considerados		
1.1.3	Quais os compartimentos cobertos (ar, água, solo, sedimento...)		
Critério 2 - Robustez Científica (avaliação final)			
2.1	Faz parte de algum método de AICV ou é reconhecido pela comunidade científica		
2.2	Apresentação da cadeia de causa e efeito		
2.3	Transparência e acessibilidade		
2.3.1	Clareza das equações do Modelo de Caracterização		
2.3.2	Clareza das variáveis		
Critério 3 - FC nacionais /Regionalização (avaliação final)			
3.1	Possui FC para o Brasil		
3.1.1	Escala geográfica		
3.1.2	Escala temporal		
3.1.3	FC apropriado para o contexto nacional		

Considerações finais

A partir da criação da Rede de Pesquisa em AICV foi possível elaborar uma sistemática comum entre diversos grupos de pesquisa brasileiros para analisar a qualidade e o potencial de regionalização de modelos de caracterização de diversas categorias de impacto.

Desde o surgimento da RAICV, houve um avanço no tema relacionado à AICV e da sua comunicação, buscando um alinhamento com as atividades do Programa Brasileiro de Ciclo de Vida. Além disso, as atividades da rede geraram interesse também no setor privado, levando à adição de dois novos membros: a Fundação Espaço Eco e a Braskem e atualmente não há membro atuante da IFSUL e do CTBE.

Os próximos passos da RAICV consistem na finalização do relatório detalhando os resultados obtidos nesta primeira fase. Paralelamente, outra atividade a ser realizada consiste na análise da disponibilidade de dados para

regionalização dos modelos, que ainda não foi concluída em todos os grupos, tendo em vista a abrangência e demanda elevada de tempo em alguns casos.

Adicionalmente, outras atividades da RAICV serão: obter e disponibilizar fatores de caracterização regionalizados a partir de dados socioeconômicos e ambientais nacionais, quando pertinente, recomendar métodos para outras categorias de impacto ou ainda, e identificar categorias de impacto relevantes cujos modelos devem ser desenvolvidos.

Com isto, a RAICV, espera contribuir com a melhoria dos resultados de ACV, por meio do desenvolvimento e adaptação de modelos, fatores de caracterização e métodos de AICV que possibilitem resultados mais pertinentes para o contexto brasileiro.

Ressalta-se qua a RAICV está aberta a novos integrantes, que deve ser indicado por um dos membros do Comitê Coordenador para colaboração em pesquisa na área de AICV.

Referências Bibliográficas

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR ISO 14044: Gestão ambiental - avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009.

ALVARENGA, R.A.F.; LINS, I.; ALMEIDA NETO, J;A. Recomendação de métodos de AICV para depleção de recursos abióticos. Anais do V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV). 19 a 22 de setembro de 2016. Fortaleza – CE.

ALMEIDA NETO, J;A;. LINS, I.; ALVARENGA, R.A.F. Recomendação de métodos de contabilização de recursos. Anais do V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV). 19 a 22 de setembro de 2016. Fortaleza – CE.

CASTRO et al. (2016) Recomendação de modelos de caracterização mais apropriados ao contexto brasileiro para avaliação de impacto na escassez hídrica Anais do V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV). 19 a 22 de setembro de 2016. Fortaleza – CE.

CONMETRO (2010) Resolução n.04 de 15 de dezembro de 2010. 13p.

JRC – Joint Research Centre (2011) EUROPEAN COMMISSION-JOINT RESEARCH CENTRE - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. First Edition, Luxemburg: Publications Office of the European Union. 145 p.

PAVAN, A. L. R.; ALMEIDA NETO, J. A.; FIGUEIRÊDO, M. C. B.; ALVARENGA, R.A.F.; OMETTO, A. R; KABE, Y. H. Avaliação de impactos do uso da terra em serviços ecossistêmicos: uma revisão bibliográfica. Anais do V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV). 19 a 22 de setembro de 2016. Fortaleza – CE.

PEGORARO, L. A.; LIMA, E. G.; BARRANTES, L. S.; UGAYA, C. M. L. *Avaliação de Métodos para a Categoria de Impacto de Recursos Bióticos em Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) para o Brasil*. Anais do V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida (V CBGCV). 19 a 22 de setembro de 2016. Fortaleza – CE.

POTTING, J. e HAUSCHILD, M.Z. (2006) Spatial differentiation in life cycle impact assessment: a decade of method development to increase the environmental realism of LCIA Int J LCA, 11 (Special Issue 1) (2006), pp. 11–13

REDE DE PESQUISA EM AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (RAICV) (2014). Regimento da Rede de Pesquisa em Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida. São Bernardo do Campo, 11/11/2014.

ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD L.S.; HUIJBREGTS, M.A.J.; JOLLIET, O.; JURASKE, R.; KOEHLER, A.; LARSEN, H.F.; MACLEOD, M.; MARGNI, M.; MCKONE, T.E.; PAYET, J.; SCHUHMACHER, M.; van de MEENT, D.; HAUSCHILD, M.Z. (2008) USEtox – the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterization factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. International Journal of Life Cycle Assessment. v. 13, n.7, p.532-546.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Utilização de métodos multicritério na Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida: uma revisão da literatura

Ana Carolina Maia Angelo[1], Ricardo Gabbay de Souza[2], Rogerio Valle[3]

[1]Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE/UFRJ, ana.maia@sage.coppe.ufrj.br
[2] Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista, UNESP
[3]Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE/UFRJ

Resumo: A avaliação da sustentabilidade exige uma estrutura metodológica integrada, devido não apenas a seu caráter multidisciplinar, como também à complexidade dos problemas envolvidos. A Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) consiste na avaliação dos impactos ambientais, econômicos e sociais do ciclo de vida de um determinado produto ou serviço, normalmente considerando a integração das ferramentas de Avaliação 'Ambiental' do Ciclo de Vida (ACV), de Custeio do Ciclo de Vida (CCV) e de Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-S). Não obstante o crescente número de estudos de ASCV, há ainda dificuldades metodológicas a serem superadas. Quase todos se limitam a adicionar à ACV alguns critérios econômicos e/ou sociais, ou critérios específicos, como avaliação de risco. O CCV e a ACV-S possuem ainda várias lacunas metodológicas. Uma deficiência comum é a agregação dos critérios econômicos, ambientais e sociais feita por meio de ponderação dos resultados com base em pesos discricionários, o que não atende ao princípio da Sustentabilidade Forte, ou seja, não aceitar compensação entre os desempenhos das esferas ambiental, econômica e social. A Análise Multicritério de Apoio à Decisão (AMD) tem sido usada como uma resposta a estas dificuldades, pois permite considerar problemas complexos com elevado nível de incerteza, objetivos conflitantes, diferentes tipos de dados e múltiplos interesses e perspectivas. Na literatura recente, já é possível constatar vários exemplos de utilização de métodos multicritério na avaliação da sustentabilidade. Entretanto, muitos deles empregam métodos associáveis ao conceito de sustentabilidade fraca, nos quais se aceita compensação entre os tradeoffs (ex. AHP). O presente artigo tem como objetivo evidenciar as principais dificuldades e desafios encontrados na utilização de métodos multicritério na ASCV dentro da perspectiva da sustentabilidade forte. Foram analisados estudos publicados nas principais plataformas de pesquisa nos últimos cinco anos, integrando métodos multicritérios à ASCV, ou à ACV associada a critérios econômicos e/ou sociais. Métodos de ordenação (ex. ELECTRE e PROMETHEE) configuram-se como os mais apropriados para avaliação da sustentabilidade forte.

Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida, Multicritério, Métodos de Ordenação, Sustentabilidade Forte.

Introdução

A Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) é vista como uma metodologia promissora para a avaliação robusta e transparente da sustentabilidade (SALA *et al*., 2012). Amplamente discutida na literatura (ex. HALOG & MANIK, 2011; SANTOYO-CASTELAZO & AZAPAGIC, 2014), a ASCV pode ser considerada como a aplicação integrada das três metodologias da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV): a Avaliação (Ambiental) do Ciclo de Vida (ACV-A), Custeio do Ciclo de Vida (CCV) e a Avaliação Social do Ciclo de Vida (S-ACV) (KLOEPFFER, 2008). Ambas avaliam, respectivamente, o desempenho ambiental, econômico e social de produtos, serviços ou processos (UNEP/SETAC, 2011). É importante ressaltar, todavia, que as avaliações da sustentabilidade normalmente disseminam a ideia do Tripé da Sustentabilidade (ou *Triple Bottom Line*), apoiado nas dimensões econômica, ambiental e social. No entanto, a sustentabilidade pode incorporar apenas aspectos econômicos e ambientais (MANZARDO *et al*., 2014; CINELLI *et al*., 2015; WANG *et al*., 2015), ou acrescentar aspectos culturais (MYLLYVITA *et al*., 2013) ou técnicos (PIRES *et al*., 2011; KLEIN & WHALLEY, 2015) a este Tripé. De qualquer maneira, há certo consenso sobre a natureza multidimensional e complexa da sustentabilidade.

Isto posto, o próprio caráter multidimensional da sustentabilidade traz para ASCV toda uma complexidade de análise para tomada de decisão, envolvendo não só inúmeros indicadores como também informações quantitativas e qualitativas. Dessa maneira, um dos principais desafios da ASCV está na agregação de seus resultados para interpretação, uma vez que a tomada de decisão se torna mais difícil quando se tem vários critérios envolvidos e, muitas vezes, divergentes entre si. Considerando, portanto, a complexidade da tomada de decisão a partir da ASCV, torna-se necessário incorporar uma abordagem mais estruturada e formal a fim de facilitar o processo decisório: o Apoio Multicritério à Decisão (AMD). O AMD e seus métodos têm sido usados,

com êxito, como suporte à decisão em sustentabilidade (AZAPAGIC & PERDAN, 2005; MUNDA, 2005; ROWLEY *et al*., 2012; HERVA & ROCA, 2013; CINELLI *et al*., 2014), pois permitem organizar dados e informações disponíveis, de maneira estruturada, ajudando os tomadores de decisão na agregação dos critérios e identificação dos prós e contras de cada alternativa (MATTESON, 2014; CLÍMACO & VALLE, 2014; RECCHIA *et al*., 2011), como também à possibilidade de classificar a sustentabilidade nas perspectivas fraca e forte.

A sustentabilidade fraca, geralmente defendida pela Economia Neoclássica, pode ser definida como aquela que admite a existência de *trade-offs* entre as dimensões e critérios da sustentabilidade, onde um desempenho ruim em determinado aspecto possa ser compensado pelo bom desempenho em outro, ou seja, a sustentabilidade fraca admite a substituição do capital natural pelo capital produzido por exemplo (MUNDA, 2005; DIETZ & NEUMAYER, 2007). Já a sustentabilidade forte não admite tais compensações (MUNDA, 2005), como pode ser visto na Economia Ecológica.

Objetivo

O presente artigo busca identificar os principais métodos multicritério utilizados para agregação dos resultados da ASCV, bem como evidenciar as dificuldades e desafios encontrados na utilização desses métodos dentro da perspectiva da sustentabilidade forte, ou seja, sem aceitar-se compensação entre os resultados das dimensões da sustentabilidade.

Material e Métodos

Foram analisados estudos publicados nas principais plataformas de pesquisa nos últimos 5 anos, integrando métodos multicritério à ASCV. Foram selecionados 22 estudos, os quais aplicaram método multicritério para agregação dos resultados da ASCV. É importante ressaltar, entretanto, que foram considerados não só os estudos que utilizam a abordagem da ASCV como integração das ferramentas ACV, CCV e S-ACV, como também estudos que avaliaram pelo menos duas dimensões da sustentabilidade sob a perspectiva do ciclo de vida. A tabela a seguir apresenta uma breve descrição dos estudos analisados.

Tabela 24. Estudos científicos analisados na revisão bibliográfica.

N.º	Referência	Aplicação	Dimensões avaliadas
1	Akhtar *et al*., 2015	Saneamento	Ambiental, econômico, social
2	Bachmann, 2013	Energia	Ambiental, econômico, social
3	Castellini *et al*., 2012	Agricultura	Ambiental, econômico, social, qualidade
4	Cinelli *et al*., 2015	Nanotecnologia	Ambiental, econômico
5	Dong *et al*., 2014	Resíduos sólidos	Ambiental, econômico, energia
6	Halog & Manik, 2011	Energia	Ambiental, econômico, social
7	Klein & Whalley, 2015	Energia	Ambiental, econômico, social, técnico
8	Liu *et al*., 2012	Resíduos sólidos	Ambiental, risco
9	Manzardo *et al*., 2014	Indústria química	Ambiental, econômico
10	Milani *et al*., 2011	Compósitos	Ambiental, econômico, qualidade
11	Myllyviita *et al*., 2013	Energia	Ambiental, econômico, social, cultural
12	Pettit *et al*., 2011	Poluição urbana	Ambiental, social
13	Pires *et al*., 2011	Resíduos sólidos	Ambiental, econômico, social, técnico
14	Ren *et al*., 2015	Energia	Ambiental, econômico, social

15	Samani *et al*., 2015	Construção	Ambiental, econômico, qualidade
16	Santoyo-Castelazo & Azapagic, 2014	Energia	Ambiental, econômico, social
17	Sedlakova *et al*., 2014	Construção	Ambiental, energia
18	Sedlakova *et al*., 2015	Construção	Ambiental, econômico, social
19	Sparrevik *et al*., 2012	Sedimentos	Ambiental, econômico, social
20	Vinodh *et al*., 2013	Manufatura	Ambiental, econômico, social
21	von Doderer & Kleynhans, 2014	Energia	Ambiental, econômico, social
22	Wang *et al*., 2015	Eletrônicos	Ambiental, econômico

Resultados e discussão

Observou-se que os principais métodos existentes na literatura de multicritério foram aplicados nos estudos de ASCV, entre eles: o *Analytic Hierarchy Process* (AHP), *Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution* (TOPSIS), *ELimination and Choice Expressing Reality* (ELECTRE) e o *Preference Ranking Organization Method for Enrichment Evaluation* (PROMETHEE). Os métodos multicritério podem ser classificados de diversas formas. Em geral, podem ser classificados como métodos de critério único de síntese, métodos de sobreclassificação ou métodos interativos (Roy, 2005). Os métodos de critério único de síntese, como o próprio nome diz, são aqueles que agregam os critérios em um único critério de síntese, cuja preferência dos decisores é representada por funções de utilidade ou de valor. Entre os principais métodos desta classe, destacam-se a Teoria da Utilidade Multiatributo (MAUT/MAVT), o AHP e o TOPSIS. Já os métodos de sobreclassificação são aqueles que empregam a abordagem de relação de prevalência de síntese, admitindo incomparabilidade entre as alternativas. Neste artigo, foi considerada uma categoria "outros" para contemplar os métodos de Programação Linear Multiobjetivo, que são métodos interativos, e os métodos considerados por Figueira et al. (2005) como não clássicos, que são aqueles que introduzem, por exemplo, teoria *fuzzy* no procedimento de agregação. A Tabela 25 apresenta os métodos multicritério utilizados nos estudos analisados na revisão bibliográfica e a igura 34 evidencia a participação de cada classe de métodos aplicados.

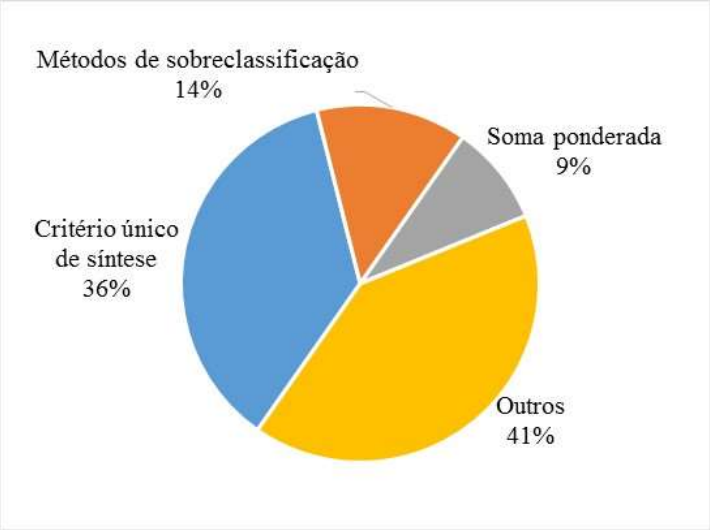
Tabela 25. Métodos multicritério utilizados nos estudos revisados.

Classificação	Método Multicritério[1]	Referência
Critério único de síntese	AHP	Akhtar *et al*., 2015
		Myllyviita *et al*., 2013
		von Doderer & Kleynhans, 2014
	Custos totais	Bachmann, 2013
	MAVT	Santoyo-Castelazo & Azapagic, 2014
	TOPSIS	Dong *et al*., 2014
		Sedlakova *et al*., 2014
		Sedlakova *et al*., 2015
Métodos de sobreclassificação	ELECTRE I	Castellini *et al*., 2012
	PROMETHEE II	Samani *et al*., 2015
		Sparrevik *et al*., 2012
Outros	AHP+IVF+TOPSIS	Pires *et al*., 2011
	DEA+outros	Halog & Manik, 2011

	DRSA	Cinelli *et al*., 2015
	Fuzzy TOPSIS	Wang *et al*., 2015
	MMCA	Liu *et al*., 2012
	Otimização multiobjetivo	Manzardo *et al*., 2014
	PUrE	Pettit *et al*., 2011
	VIKOR	Ren *et al*., 2015
		Vinodh *et al*., 2013
Soma ponderada	-	Klein & Whalley, 2015
		Milani *et al*., 2011

[1] Informações sobre o significado das siglas encontram-se no Anexo 1.

igura 34. Classificação dos métodos multicritério utilizados nos estudos (n=22).



Observa-se que os métodos de critério único de síntese e os métodos não clássicos, classificados como "outros", correspondem a 77% do total de métodos multicritério empregados para agregação dos resultados da ASCV. O AHP e o TOPSIS foram os métodos mais utilizados na categoria dos métodos de critério único de síntese (AHP: AKHTAR *et al*., 2015; MYLLYVIITA *et al*., 2013; VON DODERER & KLEYNHANS, 2014; TOPSIS: DONG *et al*., 2014; SEDLAKOVA *et al*., 2014; 2015). Dentre os métodos de sobreclassificação, o PROMETHEE II foi o mais utilizado (SAMANI *et al*., 2015; SPARREVIK *et al*., 2012), seguido pelo ELECTRE I (CASTELLINI *et al*., 2012).

A escolha do método multicritério pode determinar em qual contexto de sustentabilidade se deseja trabalhar. Em geral, a soma ponderada e os métodos de critério único de síntese possuem procedimento de agregação completamente compensatório, onde *trade-offs* são admitidos entre os critérios por meio da aplicação de pesos relativos. Assim, pode-se dizer que esses métodos estão ligados ao contexto da sustentabilidade fraca, em que um desempenho ruim em determinado critério pode ser compensado por um bom desempenho em outro critério. Em outras palavras, ganhos econômicos podem compensar danos ambientais. Já os métodos de sobreclassificação estão ligados à sustentabilidade forte, uma vez que *trade-offs* entre os critérios não são

admitidos, cujos pesos assumem papel de grau de importância (ROY, 2005; MUNDA, 2008; ROWLEY *et al*., 2012).

Conclusão

O presente artigo teve como objetivo identificar os principais métodos multicritério utilizados para agregação dos resultados da ASCV e, por consequência, avaliar em qual perspectiva da sustentabilidade o estudo de ASCV está inserido, uma vez que a forma de agregação desses métodos pode estar ligada à sustentabilidade fraca ou forte, ou seja, à compensação ou não das dimensões da sustentabilidade.

O próprio caráter multidimensional da sustentabilidade traz para ASCV toda uma complexidade de análise para tomada de decisão, envolvendo não só indicadores de natureza diferente como também inúmeros critérios avaliados. Dessa maneira, a aplicação de método multicritério para agregação dos resultados da ASCV apresenta-se como uma forma de potencializar a tomada de decisão envolvendo sustentabilidade, uma vez que facilita a interpretação da ASCV pelo tomador de decisão.

Foram revisados 22 estudos, dos quais a maioria está relacionada ao contexto da sustentabilidade fraca, uma vez que foram utilizados métodos compensatórios para agregação dos resultados da ASCV, o que muitas vezes pode levar a distorções nos resultados da ASCV. Por outro lado, o uso de métodos não tradicionais (Outros) tem sido expressivo, indicando que existe um campo vasto para desenvolvimento de técnicas de MCDA aplicadas à sustentabilidade.

Referências Bibliográficas

AKHTAR, S., REZA, B., HEWAGE, K., SHAHRIAR, A., ZARGAR, A., SADIQ, R. (2015). Life cycle sustainability assessment (LCSA) for selection of sewer pipe materials. *Clean Technologies and Environmental Policy* 17, pp. 973–992.

AZAPAGIC, A., CHALABI, Z., FLETCHER, T., GRUNDY, C., JONES, M., LEONARDI, G., OSAMMOR, O., SHARIFI, V., SWITHENBANK, J., TIWARY, A., VARDOULAKIS, S. (2013). An integrated approach to assessing the environmental and health impacts of pollution in the urban environment: Methodology and a case study. *Process Safety and Environmental Protection* 91, pp.508–520.

BACHMANN, T.M. (2013). Towards life cycle sustainability assessment: drawing on the NEEDS project's total cost and multi-criteria decision analysis ranking methods. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, pp. 1698–1709.

CASTELLINI, C., BOGGIA, A., CORTINA, C., DAL BOSCO, A., PAOLOTTI, L., NOVELLI, E., MUGNAI, C. (2012). A multi-criteria approach for measuring the sustainability of different poultry production systems. *Journal of Cleaner Production* 37, pp.192–201.

CINELLI, M., COLES, S.R., NADAGOUDA, M.N., BŁASZCZYŃSKI, J., SŁOWIŃSKI, R., VARMA, R.S., KIRWAN, K. (2015). A green chemistry-based classification model for the synthesis of silver nanoparticles. *Green Chem*. 17, pp. 2825–2839.

CLÍMACO, J.C.N., VALLE, R.A.B. (2014). MCDA and LCSA - A Note on the Aggregation of the Preferences, *Proceedings of KICSS 2014*, pp. 93-99.

DIETZ, S., NEUMAYER, E. (2007). Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement. *Ecological Economics* 61, pp. 617–626.

DONG, J., CHI, Y., ZOU, D., FU, C., HUANG, Q., NI, M. (2014). Energy–environment–economy assessment of waste management systems

FIGUEIRA, J., GRECO, S., EHRGOTT, M., HENGGELER-ANTUNES, C. (Eds.) (2005). Multiple criteria decision analysis: state of the art surveys, International series in operations research & management science. Springer, New York, NY.

HALOG, A., MANIK, Y. (2011). Advancing Integrated Systems Modelling Framework for Life Cycle Sustainability Assessment. *Sustainability* 3, pp. 469–499.

HERVA, M., ROCA, E. (2013). Review of combined approaches and multi-criteria analysis for corporate environmental evaluation. *Journal of Cleaner Production* 39, pp. 355–371.

KLEIN, S.J.W., WHALLEY, S. (2015). Comparing the sustainability of U.S. electricity options through multi-criteria decision analysis. *Energy Policy* 79, pp. 127–149.

KLOEPFFER, W. (2008). Life cycle sustainability assessment of products: (with Comments by Helias A. Udo de Haes, p. 95). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, pp. 89–95.

LIU, K.F.-R., KO, C.-Y., FAN, C., CHEN, C.-W. (2012). Combining risk assessment, life cycle assessment, and multi-criteria decision analysis to estimate environmental aspects in environmental management system. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17, pp. 845–862.

MANZARDO, A., REN, J., PIANTELLA, A., MAZZI, A., FEDELE, A., SCIPIONI, A. (2014). Integration of water footprint accounting and costs for optimal chemical pulp supply mix in paper industry. *Journal of Cleaner Production* 72, pp.167–173.

MATTESON, S. (2014). Methods for multi-criteria sustainability and reliability assessments of power systems. *Energy* 71, pp. 130–136.

MILANI, A.S. (2011). Multiple criteria decision making with life cycle assessment for material selection of composites. *Express Polymer Letters* 5, pp. 1062–1074.

MUNDA, G. (2005). Multiple Criteria Decision Analysis and Sustainable Development. In Multiple criteria decision analysis: state of the art surveys, Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M., Henggeler-Antunes, C. (Eds.), International series in operations research & management science. Springer, New York, NY.

MYLLYVIITA, T., LESKINEN, P., LÄHTINEN, K., PASANEN, K., SIRONEN, S., KÄHKÖNEN, T., SIKANEN, L. (2013). Sustainability assessment of wood-based bioenergy – A methodological framework and a case-study. *Biomass and Bioenergy* 59, pp. 293–299.

MYLLYVIITA, T., LESKINEN, P., SEPPÄLÄ, J. (2014). Impact of normalisation, elicitation technique and background information on panel weighting results in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19, pp. 377–386.

PETTIT, C., CHUNG, W., SHARIFI, V., CHALABI, Z., FLETCHER, T., CLEALL, P., THOMAS, H., DE MUNCK, C., SINNETT, D., JEFFERIES, S., JONES, M., AZAPAGIC, A. (2011). Sustainable management of urban pollution: an integrated approach. *Building Services Engineering Research and Technology*.

PIRES, A., CHANG, N.-B., MARTINHO, G. (2011). An AHP-based fuzzy interval TOPSIS assessment for sustainable expansion of the solid waste management system in Setúbal Peninsula, Portugal. *Resources, Conservation and Recycling* 56, pp. 7–21.

RECCHIA, L. (Ed.) (2011). Multi-criteria analysis and LCA techniques: with applications to agro-engineering problems, Green energy and technology. Springer-Verlag, London; New York.

REN, J., MANZARDO, A., MAZZI, A., ZULIANI, F., SCIPIONI, A., 2015. Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multi-criteria decision-making. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20, pp. 842–853.

ROWLEY, H.V., PETERS, G.M., LUNDIE, S., MOORE, S.J. (2012). Aggregating sustainability indicators: Beyond the weighted sum. *Journal of Environmental Management* 111, pp. 24–33.

ROY, B. (2005). Paradigms and Challenges. In Multiple criteria decision analysis: state of the art surveys, Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M., Henggeler-Antunes, C. (Eds.), International series in operations research & management science. Springer, New York, NY.

SALA, S., FARIOLI, F., ZAMAGNI, A., 2012. Progress in sustainability science: lessons learnt from current methodologies for sustainability assessment: Part 1. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18, pp. 1653–1672.

SAMANI, P., MENDES, A., LEAL, V., MIRANDA GUEDES, J., CORREIA, N. (2015). A sustainability assessment of advanced materials for novel housing solutions. *Building and Environment* 92, pp. 182–191.

SANTOYO-CASTELAZO, E., AZAPAGIC, A. (2014). Sustainability assessment of energy systems: integrating environmental, economic and social aspects. *Journal of Cleaner Production* 80, pp. 119–138.

SEDLÁKOVÁ, A., VILČEKOVÁ, S., BURDOVÁ E.K (2014). Evaluation of structures design concept of lower structure from embodied energy and emissions. *Chemical Engineering Transactions* pp. 139–144.

SEDLÁKOVÁ, A., VILČEKOVÁ, S., BURDOVÁ, E.K. (2015). Analysis of material solutions for design of construction details of foundation, wall and floor for energy and environmental impacts. *Clean Technologies and Environmental Policy* 17, pp. 1323–1332.

SPARREVIK, M., BARTON, D.N., BATES, M.E., LINKOV, I. (2012). Use of Stochastic Multi-Criteria Decision Analysis to Support Sustainable Management of Contaminated Sediments. *Environmental Science & Technology* 46, pp. 1326–1334.

UNEP/SETAC (2011). Towards a life cycle sustainability assessment – making informed choices on products, *In* Life Cycle Initiative.

VINODH, S., KAMALA, V., SHAMA, M.S. (2013). Compromise ranking approach for sustainable concept selection in an Indian modular switches manufacturing organization. *The International Journal of Advanced Manufacturing Technology* 64, pp.1709–1714.

VON DODERER, C.C.C., KLEYNHANS, T.E. (2014). Determining the most sustainable lignocellulosic bioenergy system following a case study approach. *Biomass and Bioenergy* 70, pp. 273–286.

WANG, X., CHAN, H.K., LI, D. (2015). A case study of an integrated fuzzy methodology for green product development. *European Journal of Operational Research* 241, pp. 212–223.

Anexo 1

Tabela. Métodos multicritério citados neste artigo.

Sigla	Significado
AHP	Analytical Hierarchy Process
MAVT	Multi-Attribute Valoe Theory
TOPSIS	Technique for Order of Preference by Similarity to Ideal Solution
ELECTRE	ELimination and Choice Expressing REality
PROMETHEE	Preference Ranking Organization Method for Enrochment Evaluation
DEA	Data Envelopment Analysis
DRSA	Dominance-based Rough Set Approach
MMCA	Multi-criteria and Multi-connection Comprehensive Assessment
PUrE	Pollutants in the Urban Environment
VIKOR	VlseKriterijumska Optimizacija I Kompromisno Resenj

Elaboração de um Índice de Desenvolvimento Humano Setorial e sua aplicação para diferentes configurações tecnológicas da produção de Etanol

Alexandre Souza[1], Marcos D. B. Watanabe[1], Otavio Cavalett[1], Cassia M. L. Ugaya[2], Marcelo P. Cunha[3], Antonio Bonomi[1]

[1]Laboratório nacional de Ciência e Tecnologia do Bioetanol (CTBE), Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais (CNPEM), alexandre.monteiro@bioetanol.org.br
[2]Universidade Técnica Federal do Paraná (UTFPR), Bolsista Produtividade CNPq
[3]Institudo de Economia, Universidade Estadual de Campinas (Unicamp)

Resumo *Comparando as avaliações econômica e ambiental, as quais se encontram em fase de aprimoramento contínuo de suas respectivas metodologias, a avaliação do impacto social ainda está em um estágio mais incipiente. Há alguns trabalhos na literatura utilizando como base a metodologia Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-S) em conjunto com a Análise de Insumo-Produto (AIP). No entanto, é preciso avançar, tanto no desenvolvimento de novas métricas, como no uso das métricas desenvolvidas para o cálculo de indicadores de impacto mais facilmente comunicáveis aos tomadores de decisão. Desta forma, o objetivo deste trabalho é desenvolver um indicador de impacto social inspirado no Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) a partir de métricas sociais já desenvolvidas. As etapas de cálculo do IDH serviram como base para desenvolvimento de um modelo de caracterização utilizado neste estudo. O índice proposto foi batizado de IDH-S (IDH setorial) e contém as mesmas dimensões do IDH, a saber, vida longa e saudável, conhecimento e um padrão de vida digno. O IDH-S foi utilizado para um estudo de caso de três cenários de produção de etanol no Brasil considerando diferentes configurações tecnológicas nas etapas agrícola e industrial, principalmente relacionadas à mecanização da colheita e à produção de etanol de primeira geração (1G) e de segunda geração (2G). As métricas de avaliação social utilizadas para a quantificação do IDH-S foram estabelecidas considerando toda a cadeia de valor através da integração da ACV-S e AIP. O cenário com colheita manual de cana foi aquele que apresentou menor valor de IDH-S (0,559). Dentre os cenários com colheita mecanizada, aquele com produção de etanol 2G obteve melhor IDH-S (0,664) comparado ao que produz etanol 1G (0,651). O tempo de estudo médio dos envolvidos nos processos, ao longo de toda a cadeia, foi o que mais contribuiu para o desempenho inferior do cenário com colheita manual, comparado com os outros cenários com colheita mecanizada e produção de etanol 2G.*

Palavras-chave *Etanol, avaliação social, ciclo de vida, IDH, insumo-produto.*

Introdução

A avaliação da sustentabilidade de um processo, produto ou serviço pode ser entendida como uma tentativa de se estimar as suas consequências econômicas, ambientais e sociais. Ferramentas de avaliação de aspectos econômicos já se encontram consolidadas e são amplamente utilizadas para comparação de alternativas mais viáveis considerando este ponto de vista. A avaliação ambiental, também, já dispõe de métodos padronizados e normatizados. Por outro lado, a avaliação das consequências sociais ainda não está sólida e esforços vêm sendo realizados neste sentido. Uma das ferramentas desenvolvidas para estimar as consequências sociais de produtos e serviços é a Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-S). A ACV-S possui diretrizes, as quais foram definidas pela UNEP/SETAC (2009), entretanto, ainda existem lacunas a serem preenchidas e a necessidade de um maior uso da metodologia em casos reais. A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é uma das etapas que ainda necessita maior desenvolvimento na ACV-S. Na AICV modelos de caracterização são utilizados para transformar os indicadores de inventário em indicadores de impacto. Um exemplo da ACV ambiental é a tradução das emissões de gases de efeito estufa em potencial de aquecimento global por meio de um modelo de caracterização.

Os modelos de caracterização na ACV-S são divididos em dois tipos. Um trata os indicadores de inventário por meio de um sistema que coloca pesos nos valores obtidos balizados por valores de referência. É uma forma

apropriada para tratar dados qualitativos de forma a atribuir um valor aos mesmos. O outro tipo, chamado de caminho do impacto, busca estabelecer uma relação causal entre o indicador de inventário e a categoria de impacto. Desta forma, há dois tipos de ACV-S: a Tipo1, que utiliza sistemas de pontuação, e a Tipo 2, que usa o caminho do impacto como modelo de caracterização. Um exemplo de modelo de caracterização do Tipo 1 foi desenvolvido por Ramirez et al (2014) através do método SAM (Subcategories Assessment Method), em que cada subcategoria de impacto é avaliada e ganha um conceito por meio de uma escala de pontuação que considera o grau de atendimento ao requisito básico (legislação, convenção, etc.).

Um dos trabalhos que buscou avaliar os efeitos sociais da produção de etanol no Brasil, de forma quantitativa, foi realizado por Souza e colaboradores (SOUZA et al., 2016), no qual, foram estabelecidas algumas métricas considerando os efeitos principalmente nos trabalhadores. A base metodológica utilizada foi a ACV-S somada à ferramenta híbrida Análise de Insumo-Produto (Watanabe et al. 2015), o que permitiu estimar alguns dos efeitos sociais ao longo de toda a cadeia de valores. As métricas calculadas foram o número de postos de trabalho, o número de acidentes, o perfil da distribuição dos salários, a participação da mulher na força de trabalho, e o perfil de escolaridade. Considerando as etapas da ACV-S, o estudo realizado teve foco no cálculo de indicadores de subcategoria, dentro da fase de inventário. Deste modo, a próxima fase é a AICV, com o cálculo de indicadores de impacto.

O que se busca com este trabalho é desenvolver um indicador de impacto social, de fácil comunicação com os tomadores de decisão, a partir de métricas sociais desenvolvidas por Souza et al. (2016). O caminho escolhido foi através do Índice de Desenvolvimento Humano, o IDH, que é um índice criado para avaliar a qualidade de vida e o desenvolvimento econômico dos países. De acordo com o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), o conceito de desenvolvimento humano é o processo de ampliação das liberdades das pessoas, com relação às suas capacidades e as oportunidades a seu dispor, para que elas possam escolher a vida que desejam ter. O IDH é uma medida resumida da distância relativa que as nações estão de alcançar o que se pode chamar de desenvolvimento humano pleno. Um país com IDH alto está mais perto deste objetivo. Assim como no IDH, o aumento do bem-estar (qualidade de vida) de todas as partes envolvidas é o objetivo da ACV-S. A ACV-S pode ser utilizada, por exemplo, para avaliar as consequências sociais do comportamento da organização e propor soluções para minimizar o impacto negativo na qualidade de vida das pessoas afetadas.

Nesta pesquisa, o objetivo foi desenvolver um índice inspirado no IDH para análise da contribuição dos diferentes setores da economia brasileira para a qualidade de vida dos trabalhadores, assim como de cenários futuros de diferentes projetos. As etapas de cálculo do IDH serviram como base para desenvolvimento de um modelo de caracterização utilizado neste estudo. O índice aqui proposto foi denominado como IDH-S (IDH setorial) e contém as mesmas dimensões do IDH, a saber: vida longa e saudável, conhecimento e um padrão de vida digno. Neste trabalho, o IDH-S foi utilizado para um estudo de caso de três cenários de produção de etanol no Brasil considerando diferentes configurações tecnológicas nas etapas agrícola e industrial, principalmente relacionadas à mecanização da colheita da cana e à produção de etanol de primeira geração (1G) e de segunda geração (2G). Os estudos de caso foram realizados considerando os dados de inventário já calculados por Souza et al. (2016).

Metodologia

IDH Setorial

O IDH é composto pelas dimensões vida longa e saudável, acesso ao conhecimento e acesso a um padrão de vida digno. Cada dimensão é representada por um índice. A dimensão vida longa e saudável é definida pela expectativa de vida ao nascer (I_{vida}), o acesso ao conhecimento pela escolaridade ($I_{educação}$), e o acesso a um padrão de vida digno pela renda nacional bruta per capta (I_{renda}). Os índices de dimensão são calculados pela normalização dos valores observados entre valores mínimos e máximos estabelecidos, assim como é mostrado na

expressão (1). Desta forma, estes índices variam entre 0 e 1. Os máximos são os valores mais altos observados no período entre 1980 e a data dos últimos dados disponíveis. Os valores mínimos são definidos por convenção e podem ser entendidos como valores de subsistência.

$$Índice\ de\ dimensão = \frac{Valor\ real - Valor\ mínimo}{Valor\ máximo - Valor\ mínimo} \qquad (1)$$

A partir da expressão (1), são obtidos os índices I_{vida} e $I_{educação.}$ O I_{renda} foi recebendo ajustes ao longo do tempo. Atualmente aplica-se uma função logarítmica natural (ln) aos valores real, mínimo e máximo da expressão (1) para ajustar melhor a normalização devido à grande faixa de variação entre os valores da renda nacional bruta per capita entre os países, originando a expressão (2). Além disso, é aplicado um fator de Paridade de Poder de Compra (PPC) para igualar as diferentes moedas e o custo de vida. Estabelecidos os índices de dimensão, o IDH é calculado através da média geométrica dos três índices, como mostra a expressão (3):

$$Índice\ de\ renda = \frac{\ln(Valor\ real) - \ln(Valor\ mínimo)}{\ln(Valor\ máximo) - \ln(Valor\ mínimo)} \qquad (2)$$

$$IDH = ({I_{vida}}^{1/3} . {I_{educação}}^{1/3} . {I_{renda}}^{1/3}) \qquad (3)$$

O IDH-S (setorial) desenvolvido neste estudo apresenta algumas diferenças em comparação com o IDH. O IDH-S considera os setores da economia de um país, enquanto o IDH considera os dados nacionais, ou seja, mais agregados. Desta forma, os dados utilizados na estimativa do IDH-S precisam estar mais desagregados, o que implica na necessidade de adaptar os cálculos de alguns dos índices de dimensão do IDH-S, como será visto a seguir. O $I_{educação}$ foi calculado utilizando os anos médios de estudo dos trabalhadores do setor analisado. Para o I_{renda} é utilizado o valor do salário anual médio dos trabalhadores do setor convertido pelo fator PPC do ano de 2009. Em relação ao I_{vida}, não foram encontrados dados desagregados por setor da economia brasileira. O caminho escolhido por este estudo foi representar a dimensão vida longa e saudável utilizando a incidência de acidentes ocupacionais. Foi construída uma correlação entre o I_{vida} e a taxa de acidentes (ocorrência de acidentes por cem mil trabalhadores). Esta correlação foi utilizada para estimar o I_{vida} de cada setor de acordo com a respectiva incidência de acidentes ocupacionais.

A correlação entre I_{vida} e a taxa de acidentes ocupacionais foi elaborada baseada em dados de países devido a disponibilidade destes. Os dados de acidentes foram obtidos do estudo de Hämäläinen, Takala e Saarela (2006) sobre acidentes ocupacionais de países, que utilizou base de dados da Organização Internacional do Trabalho, mais especificamente, os relatórios "ILO year book of labour statistics" para os anos de 1998 e 2001, onde foi realizado um levantamento do número de acidentes ocupacionais (fatais e não fatais) para uma lista de 156 países. Esse estudo representa o único esforço disponível na literatura que tenta harmonizar uma base de dados para todo o conjunto de nações, cruzando dados de um mesmo ano. Somado a isso, este estudo levou em consideração a subnotificação dos acidentes ocupacionais, uma realidade em muitos países, em menor ou maior grau, uma vez que a ocorrência dos acidentes é informada pela empresa a um sistema nacional. O I_{vida} utilizado como referência de cada um dos 156 países foi obtido no relatório "Human Development Report 2000" publicado pela Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (UNDP, 2000), que se refere aos dados levantados para o ano de 1998. A expressão (4) mostra a correlação obtida, porém, vale mencionar que o R^2 obtido não foi muito elevado (0,4737).

$$I_{vida} = 0{,}97 - (2{,}47.10^{-5}.Taxa\ de\ acidentes) \qquad (4)$$

Estudo de caso

O estudo de caso para a aplicação do IDH-S foi realizado com a avaliação de três cenários para a produção de etanol, considerando diferentes rotas tecnológicas para a sua produção. As principais mudanças estão na mecanização da colheita da cana e na produção (fase industrial) de etanol de segunda geração (2G). Os cenários considerados foram os mesmos utilizados por Souza et al (2016). As principais características dos cenários são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1: Descrição dos cenários.

Cenário	Plantio	Colheita	Recolhimento de palha	Produtos
1G-base	Semimecanizado	Manual, com queima	Não	Etanol de 1ª geração
1G-otimizado	Mecanizado	Mecanizado, cana verde	Sim	Etanol de 1ª geração Eletricidade
1G2G	Mecanizado	Mecanizado, cana verde	Sim	Etanol de 1ª e 2ª geração Eletricidade

Todos os cenários avaliados foram, primeiramente, analisados utilizando-se o método híbrido de ACV e Análise de Insumo-Produto (Watanabe et al. 2015). Assim, as simulações para os diferentes cenários revelaram os setores atingidos, de forma direta e indireta, ao longo de toda a cadeia produtiva de etanol na economia brasileira, mostrando seus valores da produção e o número de trabalhadores em cada um deles. Por meio do conhecimento de tais informações, foi possível ponderar a participação relativa dos empregados de cada setor para cada um dos cenários. A Tabela 2 mostra o perfil salarial e a Tabela 3 mostra o perfil educacional dos cenários avaliados. Os dados das tabelas 2 e 3 foram calculados por Souza et al (2016).

Tabela 2: Participação relativa dos trabalhadores da cadeia por faixa salarial

	Até 0,5	0,51 a 1	1,01 a 1,5	1,51 a 2	2,01 a 3	3.01 a 4	4,01 a 5	5,01 a 7	7,01 a 10	10,01 a 15	15,01 a 20	Mais de 20
1G-base	0,2%	4,1%	72,5%	16,5%	3,9%	1,1%	0,4%	0,4%	0,3%	0,2%	0,1%	0,1%
1G-otimizado	0,3%	7,3%	55,8%	24,9%	6,8%	1,9%	0,8%	0,7%	0,5%	0,3%	0,1%	0,2%
1G2G	0,3%	7,4%	55,3%	25,1%	6,8%	1,9%	0,8%	0,7%	0,5%	0,3%	0,1%	0,2%

Tabela 3: Participação relativa dos trabalhadores da cadeia por faixa de escolaridade

	Analfabeto	Até 5ª Incompleto	5ª Completo	6ª a 9ª Incompleto	Fundamental Completo	Médio Incompleto	Médio Completo	Superior Incompleto	Superior Completo
1G-base	0,2%	4,1%	72,5%	16,5%	3,9%	1,1%	0,4%	0,4%	0,3%
1G-otimizado	0,3%	7,3%	55,8%	24,9%	6,8%	1,9%	0,8%	0,7%	0,5%
1G2G	0,3%	7,4%	55,3%	25,1%	6,8%	1,9%	0,8%	0,7%	0,5%

O Salário médio de cada cenário foi estimado a partir dos dados das Tabela 2, que mostra a participação salarial ponderada de todos os trabalhadores da cadeia produtiva. Além disso, foram utilizados os valores médios dos intervalos das faixas salarias e a participação de trabalhadores em cada faixa para esta estimativa. Por exemplo, para a faixa salarial de 1,01 a 1,5 salários mínimos (SM), foi utilizado o valor de 1,25 SM. O ano de referência utilizado foi 2009, onde o valor do SM foi de R$ 465,00. A Tabela 4 mostra os valores dos salários médios calculados de cada cenário.

Os anos médios de estudo foram estimados de maneira semelhante à ponderação realizada para os salários médios. Ou seja, os resultados representados na Tabela 3 mostram o resultado final que considera os valores médios para cada faixa de escolaridade e a participação dos trabalhadores de cada setor em cada faixa, considerando a ponderação mencionada anteriormente. Os anos médios de estudos de cada cenário podem ser vistos na Tabela 4, que mostra também a taxa de acidentes por mil trabalhadores de cada cenário.

Tabela 4: Renda Anual média, anos de estudo médio e taxa de acidentes (ocorrência a cada 1000 trabalhadores) dos trabalhadores da cadeia

	Renda anual médio (US$, PPC 2009)	Anos médios de estudo	Acidentes/ 100.000
1G-base	7.040	6,9	4.488
1G-otimizado	8.034	8,7	2.947
1G2G	8.259	9,1	2.945

Os valores presentes na Tabela 4 foram utilizados para calcular os índices de dimensão do IDH. O $I_{educação}$ foi calculado de acordo com a expressão (1), o I_{renda} foi estimado através da expressão (2) e o I_{vida} por meio da expressão (4). A taxa de acidentes foi corrigida considerando a presença de subnotificação de 71%, de acordo com estudo de Barata, Ribeiro e Moraes (2000). A Tabela 5 mostra os valores mínimos e máximos utilizados no cálculo das dimensões vida longa e saudável, bem como acesso à educação. Após o cálculo dos índices de dimensão, foi realizada uma média geométrica entre eles, como mostrado na expressão (3).

Tabela 5: Valores mínimos e máximos utilizados no cálculo do I_{renda} e $I_{educação}$ obtidos do HDR 2014 (UNDP, 2014).

	Renda anual médio (US$, PPC 2009)*	Anos médios de estudo*
Valores mínimos	100	0
Valores máximos	75.000	15

* HDR 2014 (PNUD, 2014)

Resultados

O valor estimado de cada índice de dimensão, assim como o IDH-S de cada cenário pode ser visto na Tabela 6.

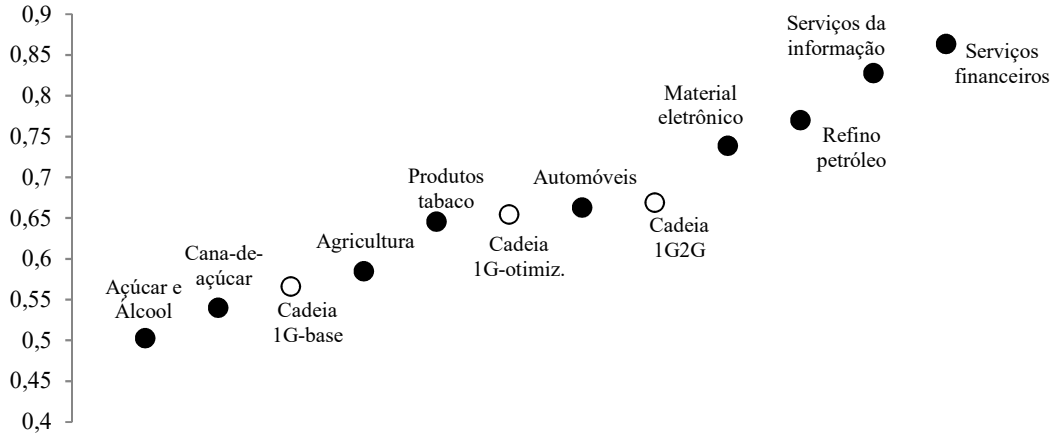
Tabela 6: Índices de dimensão e IDH-S dos cenários avaliados

	I_{vida}	$I_{educação}$	I_{renda}	IDH-S
1G-base	0,590	0,460	0,643	0,559
1G-otimizado	0,721	0,577	0,663	0,651
1G2G	0,721	0,609	0,667	0,664

O Cenário 1G-base foi o que apresentou menor IDH-S. Os cenários 1G-otimizado e 1G2G apresentaram os melhores valores, porém bem próximos. O $I_{educação}$ foi o índice de dimensão que fez com que que o IDH-S do cenário 1G-base fosse o de menor valor, uma vez que os outros índices são mais próximos. O fator que mais influenciou o baixo valor atingido foi a presença da colheita manual da cana-de-açúcar, uma vez que os trabalhadores desta etapa apresentam menor tempo de escolaridade. Com a mecanização da colheita da cana, esse tempo é maior, o que aumenta o $I_{educação}$ dos trabalhadores da cadeia.

Para melhor compreensão dos IDH-S obtidos para os cenários de produção de etanol, foi calculado o IDH-S para outros setores da economia Brasileira. A Figura 1 mostra as posições dos cenários (que se referem às suas cadeias, i.e., o cenário mais seus setores diretos e indiretos) estudados em relação a outros setores isolados da economia. O cenário 1G-base fica mais próximo ao setor da agricultura, por outro lado, os cenários 1G-otimizado e 1G2G ficam mais próximos de setores industriais. Mesmo assim, todos os cenários analisados apresentaram IDH-S maior que o valor padrão do setor de açúcar e álcool.

Figura 1: IDH-S dos cenários estudados e de outras atividades econômicas do brasil no ano de 2009



Conclusões

O IDH-S proposto nesse estudo se mostrou possível de ser implementado e útil para quantificar a contribuição de cada setor para a qualidade de vida dos trabalhadores por eles empregados, considerando não apenas os efeitos diretos, mas também, a propagação deles ao longo da cadeia produtiva. Porém, ainda se faz necessário realizar melhorias, como na correlação utilizada para estimar o indicador de dimensão I_{vida}. A quantidade e a qualidade dos dados podem influenciar bastante este tipo de abordagem. Outro caminho seria utilizar outra forma para estimar o I_{vida}.

Em relação aos estudos de caso, a metodologia desenvolvida foi capaz de captar a diferença na contribuição para a qualidade de vida dos trabalhadores da cadeia de cada cenário de produção de etanol, que considera mudanças tecnológicas nas fases agrícola e industrial e seus respectivos desdobramentos na cadeia produtiva. A mecanização da colheita da cana-de-açúcar, bem como a otimização de processos industriais de etanol de cana, contribuiu para um melhor IDH-S. Tal informação é importante para tomadores de decisão, dado que os diversos aspectos socioeconômicos da cadeia produtiva se traduzem em um índice de amplo conhecimento e aceitação. Mesmo assim, ainda está aberta a discussão entre a escolha de cenários com uma maior geração de postos de trabalho ou daqueles que, apesar de gerarem menos empregos, fornecem melhores condições para o trabalhador, do ponto de vista socioeconômico.

Desta forma, este trabalho contribui para o desenvolvimento do IDH-S que com esforços futuros, pode vir a ser um bom parâmetro para a comparação de aspectos sociais, levando-se em consideração distintas rotas tecnológicas da produção de etanol e, também, de outros produtos de outros setores da economia brasileira.

Agradecimentos

Os autores são gratos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes –, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (projeto 453921/2014-0) – e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (projetos 2012/15.359-1 e 2010/17139-3) – pelo suporte financeiro.

Referências Bibliográficas

HÄMÄLÄINEN, P., TAKALA, J. e SAARELA, L.S. (2006). Global estimates of occupational accidents. Safety Science. V.44, pp.137-156

RAMIREZ P. K. S., PETTI L., HABERLAND N. T. et al. (2014) Subcategory assessment method for social life cycle assessment. Part 1: methodological framework. International Journal of Life Cycle Assess. V. 19, N. 8, pp. 1515-1523.

UNDP (2000) Human Development Report. United Nations Development Program 2000, Paris.

UNDP (2014) Human Development Report. United Nations Development Program 2014, Paris

UNEP/SETAC (2009) Guidelines for social life cycle assessment of products. United Nations Environment Programme, Paris

SOUZA, A., WATANABE, M. D. B., CAVALETT, O., UGAYA, C. M. L., BONOMI, A. M. (2016) Social life cycle assessment of first and second generation ethanol production technologies in Brazil. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2016. doi: 10.1007/s11367-016-1112-y

WATANABE M. D. B., CHAGAS M. F., CAVALETT O. et al. (2015) Hybrid input-output life cycle assessment of first and second generation ethanol production technologies in Brazil. Journal of Industrial Ecology. doi: 10.1111/jiec.12325

Uso da Lógica Fuzzy na avaliação da viabilidade do ciclo de vida do biodiesel

Henrique Leonardo Maranduba[1], Elivaldo Lozer[2], Joabe Vieira[3];

Rosenira Serpa da Cruz[4], José Adolfo de Almeida Neto[5]

[1]Doutorando pelo Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente - PRODEMA / Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC, henrique.leo@gmail.com
[2]Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Modelagem Computacional em Ciência e Tecnologia – PPGMC / Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC
[3]Graduando em Engenharia de Produção e Sistemas / Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC
[4]Docente pelo Departamento de Ciências Exatas e Tecnológicas – DCET / Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC
[5]Docente pelo Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais - DCAA / Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC

Resumo. *A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta promissora para pôr em pratica o Pensamento do Ciclo de Vida, sob a perspectiva ambiental. Contudo, apresenta algumas limitações como a alocação de impactos entre produtos e coprodutos, a expansão de fronteiras, categorias de impacto relevantes regionalmente, disponibilização de inventários e subjetividade das escolhas. Nesse contexto, a Lógica Fuzzy, associada à análise multicriterial, vem sendo apontada como um método com potencial para avaliar de forma objetiva não apenas os resultados extraídos de uma ACV, mas também, incorporar variáveis técnicas, econômicas e sociais. O objetivo deste trabalho foi utilizar um controlador Fuzzy para avaliar a viabilidade das misturas B7 e B10 sob uma perspectiva ambiental e econômica. Foram consideradas três variáveis de entrada: Potencial de Aquecimento Global, Custo da Principal Matéria-Prima e Demanda Acumulada de Exergia. As funções de pertinência utilizaram funções trapezoidais e triangulares. A base de regras foi construída através da opinião de especialistas. O Sistema de Inferência utilizado para obtenção dos resultados foi o proposto por Mamdani (ou MAX-MIN) e o método de Defuzzificação escolhido foi o Centro de Gravidade. As modelagens deram-se com o apoio dos softwares SimaPro 8.0 e MATLAB R2013a 8.1.0.604. As perspectivas ambiental e econômica foram construídas utilizando o método AHP. Os resultados mostraram um potencial promissor no uso da Lógica Fuzzy como ferramenta complementar à ACV ambiental na análise da sustentabilidade do ciclo de vida de produtos. Tanto o B7 quanto o B10 apresentaram viabilidades entre "baixa" e média" na perspectiva ambiental (entre 20% e 60%), e "baixa" na perspectiva econômica (entre 20% e 40%). Quando comparados à cenários B100, o cenário B7 e B10 apresentaram viabilidade inferior apenas ao melhor caso de produção do biodiesel de dendê (em ambas as perspectivas) e dos três cenários de produção de biodiesel de algodão (na perspectiva econômica).*

Palavras-chave. *Mandani, Analytic Hierarchy Process, biocombustíveis, análise de incerteza, Avaliação do Ciclo de Vida*

Introdução

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta pioneira e promissora para pôr em prática o Pensamento do Ciclo de Vida, sob a perspectiva ambiental, isto é, avaliar os impactos ambientais relacionados a todas as fases da vida de um produto. Contudo, por ser uma técnica ainda recente, apresenta algumas limitações como a alocação de impactos entre produtos e coprodutos, a expansão de fronteiras, categorias de impacto relevantes regionalmente, disponibilização de inventários (KLÖPFFER, 2014).

Quando o objetivo de um estudo é avaliar ambientalmente um produto por meio de um indicador único de impacto nas diferentes áreas de proteção (AdP), a ACV ganha mais um fator limitante: a subjetividade nas escolhas necessárias. Tradicionalmente, a questão das escolhas e pressupostos é tratada por meio de análises de sensibilidade e incerteza. A análise de sensibilidade considera, dentro da discussão, cenários alternativos com variações nas entradas consideradas mais sensíveis (ex.: distâncias dos serviços de transporte). Já a análise de incerteza refere-se ao tratamento estatístico dado aos potenciais erros (desvios padrões) relacionados aos inventários utilizados no estudo. Esta última, apesar de sua relevância, ainda é uma análise incipiente nos estudos de ACV e quando ocorre, baseia-se exclusivamente na contestada geração de números pseudoaleatórios, por

meio do Método de Monte Carlo (ANDERSON, 1999; MICHIGAN; SUITE, 2005; SONNEMANN; SCHUHMACHER; CASTELLS, 2002).

Neste contexto, métodos alternativos que melhor tratem a subjetividade dos resultados de uma ACV vêm sendo propostos, sendo que a Lógica *Fuzzy* (ZADEH, 1965) associada à análise multicriterial (*Analytic Hierarchy Process* - AHP) (SAATY, 2000), vem sendo apontada como um método com potencial para avaliar de forma objetiva não apenas os resultados extraídos de uma ACV, mas também (de forma agregada) variáveis técnicas, econômicas e sociais (BÉCAERT et al., 2006; BENETTO; DUJET; ROUSSEAUX, 2008; GONZÁLEZ; ADENSO-DÍAZ; GONZÁLEZ-TORRE, 2002).

Desenvolvida por Lofti A. Zadeah na década de 1960, a Lógica Fuzzy (também chamada de lógica nebulosa ou difusa) é tida como uma das melhores ferramentas para o desenvolvimento de sistemas de controle de processos incertos, como a medicina, as engenharias e as ciências ambientais (SANDRI; CORREA, 1999). Desenvolvida para ser uma extensão da lógica convencional (clássica), a Lógica *Fuzzy* utiliza-se da ideia de "verdade parcial", para modelar fielmente dados imprecisos, fazendo com que os sistemas lógicos trabalhem com informações mais próximas da realidade (BECAERT et al., 2006; BENETTO; DUJET; ROUSSEAUX, 2008).

Em termos conceituais, a Lógica Convencional está baseada em dois princípios: o princípio da "não-contradição" e do "terceiro excluído". De acordo com princípio da "não contradição", dada uma proposição qualquer p, temos que: se p é verdadeira, então a negação de p ($\neg p$) é falsa, e vice-versa. Já de acordo com o princípio do "terceiro excluído", dada uma proposição qualquer p: ou p é verdadeira, ou sua negação ($\neg p$) é verdadeira, não existindo uma terceira opção (ANTUNES, 2006). Esses dois princípios, sintetizam a objetividade da Lógica Clássica, deixando clara a inadequação desta para tratar sistemas complexos e não lineares da realidade. (MISSIO, 2008; ZADEH, 1997).

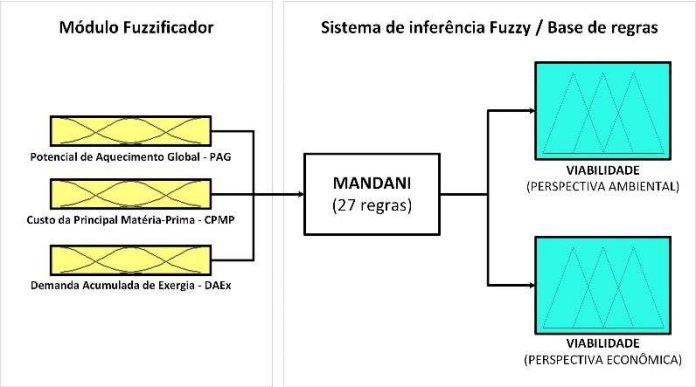
Na Lógica Clássica, dado um conjunto A qualquer e um elemento x, pode-se afirmar que x pertence à A ($x \in A$) ou que x não pertence à A ($x \notin A$). Porém, existem inúmeros problemas na prática onde essa relação de pertinência não se dá de forma direta. Por exemplo, suponha um conjunto $B = \{ y \mid y$ é próximo de 0 $\}$, com B contido no conjunto dos números reais ($B \subset R$). Dado isso, se $y_1 = 0{,}01$, y_1 pertence à B ($y_1 \in B$)? Por outro lado, se $y2 = 0{,}9$, y_2 pertence à B ($y_2 \in B$)? (BARROS, 1992; MISSIO, 2008). Como as respostas dessas pertinências apresentam certo grau de subjetividade, ficam claras as limitações da Lógica Clássica em tratar as incertezas das informações, justificando o uso da Lógica Fuzzy como alternativa para associar às imprecisões dos níveis de "pertencimento" de um elemento a um conjunto. Em outras palavras, com a utilização da Lógica Fuzzy é possível dizer que $y_1, y_2 \in B$ com diferentes graus de pertinência (RIBEIRO, 2016).

O objetivo deste trabalho foi utilizar o controlador Fuzzy desenvolvido por Ribeiro (2016) para avaliar a viabilidade do ciclo de vida do biodiesel produzido no Brasil, considerando dois cenários de mistura: 7% de biodiesel e 93% de diesel fóssil (B7) e 10% de biodiesel e 90% de diesel fóssil (B10). O controlador é composto por três variáveis de entrada (Potencial de Aquecimento Global, Custo da Principal Matéria-Prima e Demanda Acumulada de Exergia) e duas variáveis de saída (Viabilidade com foco econômico e ambiental), sendo que a primeira avalia a viabilidade do biodiesel sob uma perspectiva ambiental e a segunda sob uma perspectiva econômica.

Materiais e Métodos

Para modelar as ações do sistema, um controlador Fuzzy composto por um Módulo Fuzzificador, um Sistema de inferência e uma Base de regras foi desenvolvido (Figura 1).

Figura 35 – Sistematização do controlador Fuzzy utilizado (RIBEIRO, 2016).



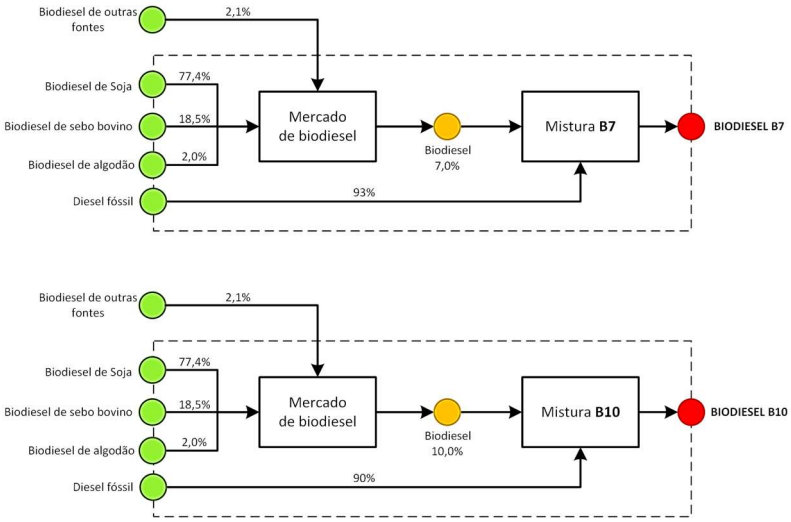
O módulo Fuzzificador é composto por três variáveis de entrada (PAG, CPMP e DAEx) e duas variáveis de saída (Viabilidade – perspectiva ambiental e Viabilidade – perspectiva econômica). As variáveis de entrada foram classificadas como "baixo(a)", "médio(a)" e "alto(a)" , e as variáveis de saída como "muito baixa", "baixa, média", "alta" e "muito alta". As funções de pertinência utilizaram funções lineares trapezoidais e triangulares. A base de regras foi construída utilizando a opinião de especialistas, por meio de premissas do tipo "SE *<entrada 1> E <entrada 2> E <entrada 3> ENTÃO <saída 1 ou saída 2>*. O Sistema de Inferência utilizado para obtenção dos resultados foi o proposto por Mamdani (ou MAX-MIN) e o método de Defuzzificação escolhido foi o Centro de Gravidade. A modelagem do controlador foi realizada com o apoio do software MATLAB (versão R2013a 8.1.0.604), desenvolvido pela *MathWorks, Inc,* e do complemento Fuzzy Logical Toolbox. Para criar a base de regras para as variáveis propostas, foi utilizada uma comparação par-a-par entre as variáveis de entrada (método AHP), visando ponderar o grau de importância de uma variável em relação à outra, onde esse grau de importância considerou duas perspectivas uma ambiental e outra econômica (ver Tabela 1):

Tabela 26 – Descrição das variáveis de entrada em cada uma das perspectivas avaliadas (RIBEIRO, 2016).

Variáveis de entrada	PESO Perspectiva ambiental	PESO Perspectiva econômica
Custo da Principal Matéria-Prima – CPMP (R$)	0,20	0,64
Potencial de Aquecimento Global – PAG (kg CO_2-eq)	0,60	0,26
Demanda Acumulada de Exergia – DAEx (MJ-eq)	0,20	0,11

A variável CPMP foi obtida das cotações referentes ao mês de março de 2015, no website Biomercado. Já as variáveis PAG e DAEx foram obtidas a partir de um estudo de ACV (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006), avaliando dois cenários de produção do *blend* biodiesel-diesel, sendo que para a categoria Potencial de Aquecimento Global (PAG) - (Global Warming Potential) foi utilizado o método ReCiPe (GOEDKOOP et al, 2009) e para a Demanda Acumulada de Exergia (DExA) (Cumulative Exergy Demand), o método CExD (BÖSCH et al., 2007). A unidade funcional adotada foi 1 tonelada de biodiesel B7 e 1 tonelada de biodiesel B10. A modelagem foi realizada com o apoio do software SimaPro 8.0.1 e da base de dados ecoinvent 3.0. O fluxograma descrevendo a fronteira do estudo pode ser visualizado na Figura 2.

Figura 36 – Fluxogramas simplificados dos sistemas considerados neste estudo: biodiesel B7 (7% de biodiesel + 93% de diesel fóssil) e biodiesel B10 (10% de biodiesel + 90% de diesel fóssil).



*Inventário da soja: ecoinvent 3.0

** Inventário do Sebo Bovino: (CUNHA, 2008)

***Inventário do algodão: ecoinvent 3.0

**** Inventário da transesterificação: (MARANDUBA et al., 2015)

Resultados e Discussão

Os resultados deste trabalho foram divididos em duas vertentes: a descrição do controlador *Fuzzy* e o comportamento das variáveis de saída (viabilidade sob perspectiva ambiental ou econômica) com base nas variáveis de entrada utilizadas (B7, B10, Soja B100, Sebo bovino B100, Algodão B100 e Dendê B100).

A primeira apresenta as correlações entre as entradas e as saídas do controlador considerando a base de regras e o peso estabelecido para cada variável de entrada.

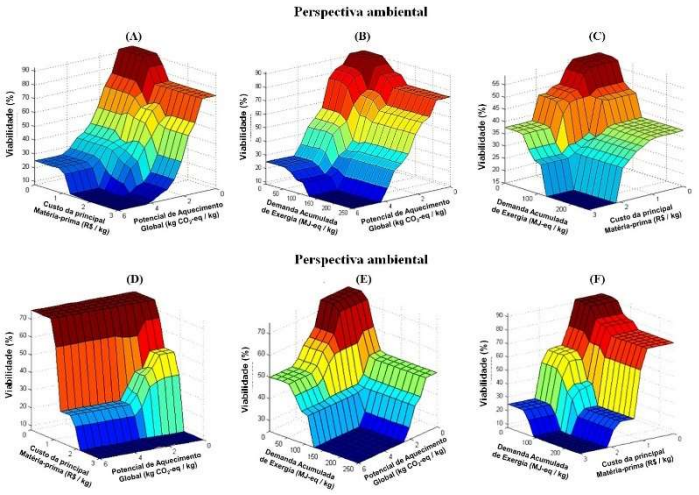
A

Figura **37** mostra 6 superfícies tridimensionais, onde o eixo Y corresponde à variável de saída (Viabilidade, em %), o eixo X e Z correspondem à duas variáveis de entrada. As superfícies A (CPMP x PAG), B (DAEx x PAG) e C (DAEx x CPMP) referem-se à perspectiva ambiental, enquanto as superfícies D (CPMP x PAG), E (DAEx x PAG) e F (DAEx x CPMP) referem-se à econômica.

Na superfície A, a viabilidade mostra-se próximo de 0% para os valores de PAG acima de 4 kg de $CO_{2\text{-eq}}$ e acima de 1,50 R$/kg para CPMP. A viabilidade acima de 50% é alcançada apenas quando os valores do PAG se situaram abaixo de 2. A superfície B mostrou um comportamento semelhante à A, a viabilidade mostra-se próximo de 0% para os valores de PAG acima de 4 e valores acima de 130 $MJ_{\text{-eq}}$/kg para DAEx. Já a superfície C, apresentou uma tendência pior para a viabilidade, alcançando o valor máximo próximo de 60% apenas para valores abaixo de CPMP abaixo de 1,00 e abaixo de50 para a DAEx.

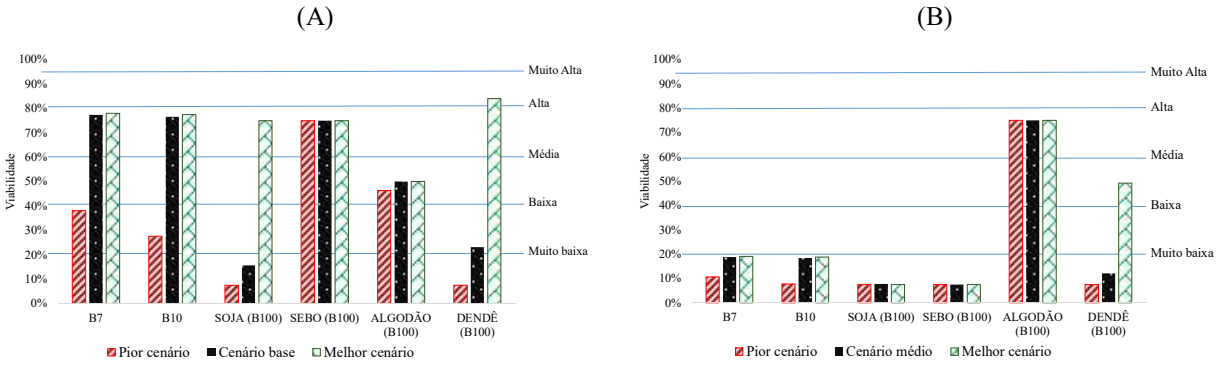
Já nas superfícies de avaliação sob a perspectiva econômica, a variável CPMP em função do seu peso, é determinante na viabilidade do biodiesel. Portanto, nas superfícies D e F, a viabilidade do biodiesel é superior a 50% para valores de CPMP abaixo de 1,50, independente dos valores assumidos pelas variáveis PAG (na superfície D) e DAEx (superfície F). A superfície E mostrou uma viabilidade acima de 50% apenas quando os valores estão abaixo de 100 para a variável DAEx e de 3 para a PAG.

Figura 37 – Superfícies correlacionando as variáveis de entrada com as variáveis de saída, tanto na perspectiva ambiental quanto na econômica (RIBEIRO, 2016).



A segunda vertente, refere-se ao teste do modelo, utilizando os valores de PAG, DAEx e CPMP dos biocombustíveis escolhidos, e pode ser visualizada nas Figura 38 e **Erro! Fonte de referência não encontrada.**.

Figura 38 – Comparativo de viabilidade sob a perspectiva ambiental (A) e econômica (B), dos cenários prospectivos de mistura B7, B10, B100 (Soja, Sebo bovino e Dendê) e B0 (100% diesel fóssil), calculados pelo controlador Fuzzy. Os melhores e piores cenários foram obtidos a partir dos desvios padrões das variáveis de entrada.



Para testar o controlador *Fuzzy* foram propostos 3 cenários prospectivos para cada um dos biocombustíveis: além do cenário base, os cenários com os melhores e os piores resultados das variáveis (utilizando o desvio padrão de cada variável).

Com relação à viabilidade sob a perspectiva ambiental (A), o biodiesel B7 e o B10 comportaram-se de forma semelhante, atingindo viabilidade "baixa" no pior cenário (entre 20% e 40%) e "média" (60% e 80%) no cenário base e no melhor cenário de produção. A soja obteve viabilidade "muito baixa" para o pior cenário e cenário base, e viabilidade "média" no melhor cenário. O sebo bovino apresentou uma viabilidade "média" para os 3

cenários (pior, melhor e base). O algodão, a exemplo do sebo, também apresentou a mesma viabilidade para todos os cenários, neste caso, "baixa". O dendê, apresentou viabilidade "muito baixa" no pior cenário, "baixa" no cenário base e viabilidade "alta" no melhor cenário de produção.

No que diz respeito à perspectiva econômica, o biodiesel B7, B10, soja e sebo apresentaram viabilidade "muito baixa", para todos os três cenários. O dendê também apresentou viabilidade "muito baixa" para o pior e cenário base, melhorando para "baixa" a viabilidade no melhor cenário. O algodão apresentou um comportamento bastante similar ao sebo na perspectiva ambiental, em todos os cenários, o biodiesel de algodão apresentou uma viabilidade "média" de produção.

Considerações Finais

O uso da Lógica Fuzzy, associada ao método AHP, possibilitou agregar perspectivas que são, geralmente, analisadas isoladamente (ambiental e econômica), possibilitando um tratamento mais sistêmico da viabilidade do biodiesel, considerando a influência de diferentes variáveis.

Os cenários de produção B7 e B10 mostraram um comportamento semelhante entre si, permitindo diagnosticar não apenas o potencial ambiental deste biocombustível como alternativa complementar do diesel fóssil (viabilidade próxima de alta, com exceção do pior cenário), mas também a atual inviabilidade econômica do mesmo (viabilidade muito baixa em todos os cenários), confirmada na prática pelos atuais subsídios governamentais.

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pelo apoio financeiro através de bolsa nível doutorado (BOL0469/2013) e ao Grupo de Bioenergia e Meio Ambiente (BioMA) / UESC pela disponibilidade técnica e de infraestrutura.

Referências Bibliográficas

ANDERSON, E. C. (1999) Monte Carlo Methods and Importance Sampling. **Lecture Notes**, v. 1999, n. October, p. 1–8.

ANTUNES, J. (2006) Lógica Nebulosa Para Avaliar Riscos Na Auditoria. **R. Contr. Fin.**, n. 5, p. 80–91.

BECAERT, V. et al. (2006) Fuzzy Life Cycle Evaluation: A Tool to Interpret Qualitative Information in Streamlined LCA. **Anais... 13th International Conference on Life Cycle Engineering**, p. 155–160.

BÉCAERT, V. et al. (2006) **Fuzzy Life Cycle Evaluation : A Tool to Interpret Qualitative Information in Streamlined LCA**. LCE 2006 - Towards A Closed Loop Economy. **Anais**...Leuven, Belgium: Katholieke Universiteit Leuven, Belgium.

BENETTO, E.; DUJET, C.; ROUSSEAUX, P. (2008) Environmental Modelling & Software Integrating Fuzzy Multicriteria Analysis And Uncertainty Evaluation In Life Cycle Assessment. v. 23, p. 1461–1467.

BIOMERCADO. (2016) **Biomercado - Cotações**. Disponível em: <http://www.biomercado.com.br/cotacoes.php>. Acesso em: 9 abr. 2016.

CUNHA, J. T. DA. (2008) **Inventário Do Ciclo De Vida Do Biodiesel De Sebo Bovino E De Soja E De Óleo Diesel De Petróleo Para O Uso Em Ônibus Urbanos Na Cidade De São Paulo / SP**. [s.l.] Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo - IPT.

GONZÁLEZ, B.; ADENSO-DÍAZ, B.; GONZÁLEZ-TORRE, P. . (2002) A Fuzzy Logic Approach For The Impact Assessment In LCA. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 37, n. 1, p. 61–79.

ISO 14040. (2006) Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework,. p. 28.

ISO 14044. (2006) Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines,. p. 54.

KLÖPFFER, W. (ED.). (2014) **Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2014.

MICHIGAN, N.; SUITE, A. (2005) **Monte Carlo Simulation**. Chicago, Illinois: [s.n.].

MISSIO, M. (2008) **Modelos De EDP Integrados A Logica Fuzzy E Metodos Probabilisticos No Tratamento De Incertezas: Uma Aplicação À Febre Aftosa Em Bovinos**. Campinas - SP: Universidade Estadual de Campinas.

RIBEIRO, E. L. F. (2016) **Modelagem Computacional De Um Sistema Dinâmico-Fuzzy Para Análise De Viabilidade: Um Estudo De Caso Do Biodiesel A Partir Do Óleo De Pinhão Manso**. [s.l.] Universidade Estadual de Santa Cruz - UESC.

SAATY, T. L. (2000) **Decision Making For Leaders**. Pittsburg, USA: Publications.

SANDRI, S.; CORREA, C. (1999) Lógica Nebulosa. **Anais... V Escola de Redes Neurais, Promoção: Conselho Nacional de Redes Neurais**, p. c073–c090.

SONNEMANN, G. W.; SCHUHMACHER, M.; CASTELLS, F. (2002) Uncertainty Assessment By A Monte Carlo Simulation In A Life Cycle Inventory Of Electricity Produced By A Waste Incinerator. v. 6.

ZADEH, L. A. (1965) Fuzzy Sets. **Information and Control**, v. 8, p. 338–353.

ZADEH, L. A. (1997) Toward A Theory Of Fuzzy Information Granulation And Its Centrality In Human Reasoning And Fuzzy Logic. **Fuzzy Sets and Systems**, v. 90, n. 2, p. 111–127.

Avaliação de Ciclo de Vida como ferramenta de apoio às ações de Compras Públicas Sustentáveis: O caso do Estado de São Paulo

Luciana Stocco Betiol (i), Lígia Ramos (ii), Denize Cavalcanti (iii)

(i) Professora e Pesquisadora da Fundação Getulio Vargas – FGV/EAESP
(ii) Pesquisadora do Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas – FGV/EAESP
(iii) Executiva Pública da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo – SMA/SP

Resumo

O presente artigo apresenta uma pesquisa de natureza exploratória e descritiva, que relata a experiência do Governo do Estado de São Paulo na integração do conceito de pensamento de ciclo de vida em suas tomadas de decisões em compras, buscando aprimorar as suas escolhas por meio da construção de fichas técnicas de 5 categorias de produtos até 2018. Trata-se de um processo de construção de um novo paradigma de contratações, que começa a ser tangibilizado com os primeiros resultados apresentados neste trabalho. Essas fichas irão guiar a equipe de especificação técnica de produtos na gestão e redução de impactos ambientais nas aquisições governamentais. Para tanto, explicita-se o processo que se vem construindo, bem como os desafios a ele inerentes, partindo da necessidade de validação da estrutura de fichas técnicas por um grupo de trabalho composto pelos mais diversos setores da sociedade, incluindo o setor produtivo, identificando a potencialidade do mercado em atender às exigências governamentais, passando pela instrumentalização do tomador de decisão com orientações que fomentem uma compra sustentável, até a potencial necessidade de alteração do arcabouço normativo das compras públicas.

Palavras-chave: compras públicas sustentáveis; pensamento de ciclo de vida; avaliação de ciclo de vida; ficha técnica de produtos; função do produto;

Introdução

O conceito de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) vem ganhando, nos últimos tempos, grande espaço na área de gestão empresarial (UNEP, 2015), bem como tem sido visto como uma ferramenta que dará suporte técnico ao tomador de decisão, seja empresarial, seja público, no caminho para a concretização das denominadas "compras institucionais sustentáveis" (CARVALHO *et al,* 2014*;* APPUGLIESE, BETIOL e RAMOS, 2014), fomentando um consumo mais sustentável.

Esse movimento, que já vinha sendo percebido em estudos internacionais desde 1990 (UNEP, 1996; ZACCAI, 2011), se consolidou em um documento internacional na Conferência de Desenvolvimento Sustentável de 2002, em Johannesburgo, onde se identificou que a ACV poderia ser utilizada para a promoção de padrões sustentáveis de consumo e produção. No mesmo sentido, o texto da futura norma ISO de Compras Sustentáveis[33] (ISO 20.400), atualmente em fase de desenvolvimento, indica a ACV como ferramenta de apoio para a tomada de decisão em compras.

É exatamente na ampliação do foco de uso da ACV - caminhando da tradicional análise individualizada de um produto, para o de auxiliar o tomador de decisão no seu consumo - que reside o diferencial de sua aplicação nas práticas em consumo sustentável. Essa ferramenta fornece informações sobre potencias impactos ambientais nos mais diversos elos do ciclo de vida de um produto, podendo ser usada tanto para a elaboração de políticas de consumo sustentável - públicas e empresariais - como fomentando que os editais de contratações sejam instrumentos na mitigação de impactos ambientais negativos (HERTWICH, 2005; UNEP, 1996; BATISTA,

[33] No *link* http://www.iso.org/iso/catalogue_detail.htm?csnumber=63026 é possível encontrar informações atualizadas sobre o processo de elaboração dessa norma, bem como ter acesso à versão atual do documento (disponível em inglês e francês).

MONTEIRO e SAMPAIO, 2014), a serem fiscalizado pelos Tribunais de Contas em um controle externo das políticas públicas, bem como balizadores das novas práticas contratuais, demandando mais responsabilidade às cadeias de fornecimento.

A temática das compras institucionais sustentáveis, em especial das compras públicas sustentáveis, teve início no Brasil nos anos de 2003/2004, percebendo-se a superação de um olhar restritivo de que atributos socioambientais não poderiam ser elementos qualificadores das compras públicas, para um caminhar de inserção mandatória (BETIOL, 2013). Não fosse apenas o fundamento legal para a sua concretização, há forte argumento econômico para que se dê atenção ao potencial das compras públicas como política pública para o desenvolvimento sustentável, tendo em vista que aproximadamente 20,2% do PIB nacional foi gasto em compras e contratações no ano de 2014 (IBGE, 2014), última contagem realizada pelo órgão federal.

Superado o obstáculo jurídico-econômico de se trabalhar as compras sustentáveis, o desafio passou a ser técnico, diante da necessidade de ferramentas que orientassem uma compra ambientalmente menos impactante, permitindo um melhor planejamento na sua aquisição, focando na função que o produto/serviço deveria cumprir, aliado a uma menor pegada ambiental, e não necessariamente partindo de um produto já pré-estabelecido.

Entendeu-se que a aplicação do conceito de pensamento ciclo de vida poderia ser uma ferramenta no auxílio à tomada de decisão, desde que ficasse claro que a utilização desse conceito não se destinaria a comparar o impacto ambiental de um produto em face do outro, mas como um indicador para a equipe de aquisição quanto aos pontos críticos (*hot spots*) dentro do ciclo de vida daquele produto específico a que se deveria dar maior atenção no momento da construção da especificação das compras, fomentando uma rastreabilidade dos impactos do produto ou serviço desde a sua aquisição até o pós-consumo.

Partindo de uma definição clara da função do produto a ser adquirido, um dos elementos fundamentais que marcam o início de um estudo de ciclo de vida, o comprador deveria indagar o porquê da criação daquele produto, a qual propósito ele serve, bem como quais as suas características (ALEM *et al*, 2015).

Os desafios para que esse movimento aconteça são enormes, e esse artigo explicita o processo que se vem construindo para isso por meio da Secretaria de Meio Ambiente do Governo do Estado de São Paulo, objetivando endereçar mudanças quanto ao método para a definição do produto a ser adquirido.

Trabalhando há mais de 10 anos com a agenda de compras públicas sustentáveis (BETIOL, 2013), a solução encontrada por esse governo para avançar na agenda das compras públicas sustentáveis foi a construção de 'fichas técnicas de produtos' que se baseiem no pensamento do ciclo de vida, afastando-se do chamado folclore ambiental, e fomentando um planejamento prévio à aquisição. O objetivo do Estado é ter em mãos, até 2018, 'fichas técnicas' para 5 categorias de produtos, sendo eles (i) veículos; (ii) equipamentos de refrigeração e condicionamento de ar; (iii) informática; (iv) lâmpadas; e (v) materiais de escritório.

Para bem descrever o movimento feito pelo Estado de São Paulo esse artigo será dividido em 4 partes. Após essa introdução ao tema, o texto explora a metodologia utilizada pela pesquisa. Prossegue apresentando os resultados e a seção posterior discute estes resultados. O artigo conclui apresentando implicações teóricas e gerenciais, descrevendo limitações do estudo e propondo ideias para futuras pesquisas.

Metodologia

Ao iniciar o processo de construção das fichas técnicas de produtos, o Estado se deparou com diversas questões práticas, sentindo a necessidade de consultar especialistas e o mercado para a adequada condução desse processo, dando visibilidade e legitimidade ao movimento interno que vinha ocorrendo, bem como respondendo às Diretrizes 2015-2018[34], em especial a redução da pegada ambiental nos processos de compras sustentáveis.

Diante da complexidade do tema, e a necessidade de se mapear os principais atores envolvidos com a temática, tanto da academia, quanto do setor privado, bem como sensibilizar os órgãos fazendários do Estado de São Paulo, entendeu-se estratégico realizar um encontro técnico para discutir questões sensíveis que o tema demanda e poder avançar internamente com a agenda de compras públicas e ACV de produtos.

A fim de viabilizar essa estratégia, em 23 de outubro de 2015 realizou-se, na sede da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo – Escola Superior da CETESB, o 1º Encontro Técnico "Avaliação de Ciclo de Vida como ferramenta de apoio às ações de Compras Públicas Sustentáveis". O objetivo foi o de promover uma

[34] Conferir Diretriz 2 item 4 http://www.ambiente.sp.gov.br/o-que-fazemos/diretrizes-2015-2018/reducao-da-pegada-ambiental/

primeira discussão sobre como a ACV pode ser utilizada para apoiar as ações do Programa Estadual de Contratações Públicas Sustentáveis (Decreto Estadual nº 53.336/2008), especialmente com relação aos critérios utilizados para concessão do Selo Socioambiental, instituído pelo Decreto Estadual nº 50.170/2005.

A realização desse encontro foi fruto de uma parceria entre a Coordenadoria de Planejamento Ambiental (CPLA) da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo e o Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas (FGV/GVces). Na ocasião, reuniram-se atores do setor governamental, do setor privado, de organizações do terceiro setor e da academia, envolvidos, de alguma forma, com os temas de ACV e compras públicas, num total de 36 participantes.

A seleção dos participantes do encontro baseou-se na rede de contatos dos entes organizadores, de forma que foram convidados especialistas dos governos estadual e federal com reconhecida atuação no tema de compras públicas, com foco em sustentabilidade. Os demais especialistas foram selecionados a partir de indicação da Fundação Getulio Vargas e do Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável (CEBDS), com conhecimentos em ACV. Foram, ainda, convidados membros da Comissão de Estudos Especial 277 – Compras Sustentáveis da ABNT.

Dentre os participantes, 13 (treze) eram representantes do poder público, 13 (treze) do setor empresarial e 5 (cinco) da Academia. Os 6 (seis) restantes pertenciam a diferentes organizações, como ONGs e terceiro setor. Para fomentar as discussões sobre o macro tema "Compras Públicas Sustentáveis e Avaliação de Ciclo de Vida", os participantes foram divididos em grupos e, de acordo com o método *The World Café*[35], cada mesa recebeu uma pergunta norteadora, em torno da qual as conversas deveriam acontecer. As perguntas norteadoras definidas pelas entidades organizadoras foram:

1. Como trabalhar a aplicabilidade do conceito de ciclo de vida nas compras públicas, tanto em seus aspectos quantitativos (ACV) quanto qualitativos (pensamento/abordagem de ciclo de vida)?
2. Qual a definição de ciclo de vida no contexto das compras públicas?
3. Como aplicar os conceitos relacionados ao ciclo de vida para uma classificação de desempenho de fornecedores? É possível uma pré-qualificação de fornecedores?
4. Como viabilizar o uso de ferramentas que monitorem os ganhos econômicos, ambientais e sociais do ciclo de vida de produtos (bens e serviços)? Por exemplo, a partir do que trazem os conceitos de *Life Cycle Costing* e *Total Cost of Ownership* – TCO?
5. Qual a viabilidade de exigir a Declaração Ambiental de Produto (DAP) em editais para orientar as compras públicas? Quais questões essas declarações deveriam abordar?
6. Quais avanços se fazem necessários para fundamentar o Selo Socioambiental do Estado de SP em um método de abordagem/pensamento de ciclo de vida?
7. O que favoreceria a construção de fichas técnicas por família de produtos para orientar o comprador público? Em qual momento o critério socioambiental deve ser introduzido?

A fim de que os participantes pudessem discutir mais de uma pergunta norteadora, foram realizadas três rodadas de conversa, com cerca de trinta minutos de duração, de forma que todos, com exceção do guardião da mesa[36], tivessem a oportunidade de participar de três mesas de debate. Ao final, o guardião de cada mesa foi convidado a apresentar os resultados para a plenária.

Resultados e discussão

Os resultados das conversas nas mesas e das discussões ocorridas durante o 1º Encontro Técnico "Avaliação de Ciclo de Vida como ferramenta de apoio às ações de Compras Públicas Sustentáveis" são apresentados abaixo.

O grupo entendeu que a Administração Pública tem participação direta na criação de novas culturas de consumo e produção, devendo, portanto, estimular aquelas que promovam a redução dos impactos negativos ao meio ambiente, à saúde e aos direitos humanos. Para tanto, deve adotar práticas e rotinas de aquisições e contratações de serviços e obras adaptadas às exigências legais e que considerem o ciclo de vida dos bens ao realizar suas escolhas. Dessa forma, as compras públicas devem considerar aspectos relacionados ao desenvolvimento do produto, à obtenção de matérias primas e insumos, aos processos produtivos, e ao consumo e

[35] http://www.theworldcafe.com/. Método para criar uma rede viva de diálogo colaborativo sobre questões que importam em situações da vida real. É muito produtivo para gerar ideias e reunir conhecimentos diversos em torno de um tema. Também é aplicável em situações nas quais se precisa construir convergência de entendimento.
[36] Conforme nota de rodapé nº 3, "Descrição do método *The World Café*".

destinação/disposição final. A adoção do pensamento de ciclo de vida nas compras públicas poderia ser facilitada pela definição da compra pelo poder público com base no conceito de função[37], e não de produto, como acontece atualmente. Assim, as características e os requisitos de um produto seriam especificados a partir de sua função. Dessa forma, as fichas técnicas pretendidas pela SMA/SP no âmbito do Programa Estadual de Contratações Públicas Sustentáveis seriam construídas, a partir da função do produto e, por isso, a partir de uma abordagem de ciclo de vida, identificando os impactos em cada etapa, tanto do ponto de vista quantitativo como qualitativo, a partir dos pontos críticos ("*hot spots*") do ciclo de vida do produto. Como exemplos de impactos possíveis, poder-se-ia citar: geração de resíduos; vida útil e durabilidade; modelo de produção; insumos utilizados; presença de componente reciclado ou reciclável; presença de componentes modulares ou intercambiáveis.

Uma das perguntas fundamentais para o objetivo almejado pela Secretaria do Meio Ambiente corresponde à Pergunta 7: "*O que favoreceria a construção de fichas técnicas por família de produtos para orientar o comprador público? Em qual momento o critério socioambiental deve ser introduzido*?", na medida em que diz respeito à proposta de elaboração das chamadas fichas técnicas. A proposta feita pelo grupo respondente estabelece possíveis caminhos para a construção das fichas, de forma a considerarem o ciclo de vida dos produtos, ainda que não sob a forma de uma ACV propriamente dita, mas por meio da abordagem de ciclo de vida na construção desse modelo padrão.

A partir das propostas apresentadas, especialmente a relativa à Pergunta 7, a Secretaria do Meio Ambiente elaborou uma estrutura básica para as fichas técnicas. Essa estrutura inicial encontra-se em análise pelas demais Secretarias de Estado parceiras no âmbito do Programa Estadual de Contratações Públicas Sustentáveis (Fazenda e Planejamento e Gestão).

Após o consenso sobre o formato proposto, identificar-se-ão se os 5 grupos de materiais considerados prioritários seguirão sendo os mesmos, a fim de que se proceda à construção das fichas propriamente ditas, estabelecendo diretrizes padronizadas a serem observadas pelos órgãos estaduais em todas as fases que envolvem as licitações para aquisição desses bens.

Tais fases consistem em: (i) concepção inicial (escolha do produto apoiada no conhecimento sobre os impactos inerentes às alternativas disponíveis no mercado); (ii) elaboração do edital (previsão dos documentos a serem apresentados pelas empresas fornecedoras para demonstração do atendimento aos requisitos de caráter socioambiental); (iii) entrega dos bens após a licitação (forma de verificação do cumprimento dos critérios pelo gestor do contrato no momento do recebimento dos produtos); (iv) condições contratuais (obrigações do fornecedor ao longo da vigência do contrato); (v) condições de uso (regras para um uso eficiente dos bens ao longo de sua vida útil); e (vi) destinação final (regras relacionadas ao descarte de resíduos ao final da vida útil dos produtos).

Por fim, o grupo concluiu que a ACV, segundo a regra da norma ISO 14040 e 14044, não seria viável, hoje, do ponto de vista do custo/benefício e sua exigência em licitações poderia excluir, por exemplo, as Micro e Pequenas Empresas - MPEs, setor expressamente beneficiado por uma norma que lhes dá preferência na aquisição pelo Poder Públicos[38]. Porém, conforme mencionado acima, o uso do pensamento do ciclo de vida poderia ser uma forma de apoio na fase anterior à construção das especificações de produtos, especialmente na identificação de pontos críticos, visando a redução da pegada ambiental, o que não excluiria nenhum potencial fornecedor.

Como próximos passos do encontro, definiu-se que a Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, por meio de sua Coordenadoria de Planejamento Ambiental, adotaria as seguintes providências:

1) Encaminhamento de documento com síntese das discussões aos participantes do Encontro e a outros convidados que não puderam estar presentes, mas que tenham a contribuir com as discussões sobre o tema, com o intuito de formar uma rede de especialistas para a promoção de discussões de alto nível sobre os caminhos a serem percorridos para adoção da avaliação/pensamento de ciclo de vida nas compras e contratações governamentais;
2) Verificação da viabilidade de incorporação de algumas das recomendações em caráter imediato e definição de prioridades para incorporação dessas recomendações;

[37] Um produto só é fabricado para atender a uma determinada finalidade, sua função.
[38] Nesse sentido conferir a Lei Complementar 147/2014, que alterou a LC 123/2006.

3) Planejamento das ações para construção das Fichas Técnicas que subsidiarão as ações de Compras Públicas Sustentáveis – CPS, e a reformulação, em um segundo momento, dos critérios atualmente considerados para concessão do Selo Socioambiental[39], com base nas recomendações e propostas oriundas do Encontro, de forma a permitir a participação, não apenas de membros do governo, mas também do setor produtivo, da Academia e de instituições normalizadoras e certificadoras, de forma a legitimar o processo;
4) Planejamento das ações de capacitação de servidores para o período 2016 – 2018, as quais deverão abordar os temas relacionados ao ciclo de vida dos produtos (avaliação de ciclo de vida, pensamento de ciclo de vida, custo total de propriedade etc.);
5) Definição do conteúdo para os próximos Encontros Técnicos sobre ACV e CPS, que deverão ocorrer no período 2016 – 2018, identificando-se novos parceiros a serem integrados na rede formada a partir da realização do 1º Encontro, bem como atendendo às sugestões a serem formuladas pelos membros dessa rede sobre o conteúdo dos futuros Encontros.

Conclusão

A realização do 1º Encontro Técnico "Avaliação de Ciclo de Vida como ferramenta de apoio às ações de Compras Públicas Sustentáveis" aponta que compradores públicos, acadêmicos, representantes dos órgãos fazendários e profissionais que trabalham com a ACV entendem que a inclusão do pensamento de ciclo de vida ou da abordagem do ciclo de vida nas decisões das compras públicas é técnica e juridicamente viável. Nesse sentido, a inclusão da abordagem de ciclo de vida nas compras públicas poderia gerar uma mudança de paradigma na tomada de decisão do comprador público ao instituir a definição de critérios e requisitos de produtos a partir do conceito de função trabalhado pela ACV.

É possível inferir, ainda, que a adoção da abordagem de ciclo de vida poderia tornar o diálogo entre o poder público e o setor produtivo mais amigável, na medida em que as empresas, aí incluídas as Micro e Pequenas Empresas, partindo do resultado de uma abordagem de ciclo de vida de seus produtos, passariam a comunicar as informações ambientais dos mesmos, favorecendo escolhas justas e estimulando a melhoria contínua do produto.

Em abril de 2016 houve uma reformulação na estrutura da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo - SMA, e o tema passou a integrar a agenda do Gabinete da SMA, e não mais da Coordenadoria de Planejamento Ambiental, com o intuito de fortalecê-lo a partir do envolvimento direto do alto escalão da Pasta, o que tende a facilitar o diálogo com os demais órgãos estaduais, e ser um indutor de oportunidade para inovar e fomentar um mercado ambientalmente menos impactante.

Referências

ALEM, Gabriela *et al*. (2015). Compras Sustentáveis & Grandes Eventos: a avaliação do ciclo de vida como ferramenta para decisões de consumo. São Paulo: Programa Gestão Pública e Cidadania .

APPUGLIESE, G. A.; BETIOL, L. S.; RAMOS L. (2014) O pensamento do ciclo de vida como abordagem sistêmica para a tomada de decisão das compras públicas. IV Congresso Brasileiro sobre Gestão pelo Ciclo de Vida - IV CBGCV. 2014. p.450.

BATISTA, L. J.; MONTEIRO, M. do. S. L. ; SAMPAIO, B. D. ; PACHECO, J. C. (2014) Gerenciamento de pneus inservíveis sob a ótica do plano diretor da cidade de Teresina – PI. IV Congresso Brasileiro sobre Gestão pelo Ciclo de Vida - IV CBGCV. 2014. p.567.

BETIOL, Luciana (2013). Contratações Públicas como Indutoras de Sustentabilidade: *a perspectiva do consumo sustentável. Avanços e Desafios no cenário jurídico brasileiro*. 351p. Tese (Doutorado em Efetividade do Direito) – Pontifícia Universidade Católica de São Paulo (PUC). São Paulo.

BRASIL. (2016) Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. Itamaraty. Disponível em: http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/ODSportugues12fev2016.pdf . Acesso em 18abr2016.

CARVALHO, D.B; SOUSA, E.S; MELO, H.M.S; PACHECO, J.C. (2014). Compras públicas e pensamento do ciclo de vida: uma sinergia possível. IV Congresso Brasileiro sobre Gestão pelo Ciclo de Vida - IV CBGCV. 2014. P.177.

IBGE. (2014) Séries Estatísticas. 1947-2014. Disponível em: http://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?vcodigo=SCN34&t=participacao-despesa-consumo-administracoes-publicas-brem. Acesso em 20abr2016.

[39] Criado pelo Decreto Estadual nº. 53.336, de 20 de agosto de 2008, no âmbito do Programa de Contratações Públicas Sustentáveis.

HERTWICH, Edgar G. (2005) Life Cycle Approaches to Sustainable Consumption: *A Critical Review*. Environmental Science and Technology. 39(13):4673-84. DOI: 10.1021/es0497375.

UNEP. (1996) Life Cycle Assessment: *What it is and How to do it*..

UNEP. (2015) Product Sustainability Information: State of Play and Way Forward.. Disponível em: http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2015/07/PSI_28.7.15-web.pdf. Acesso em 08abr2016.

ZACCAI, Edwin. (2011) Vingt-cinq ans de développement durable, et après? Paris: PUF.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Impactos ambientais associados a progressiva instalação de usinas solares fotovoltaicas em Fernando de Noronha

Jônatas Medeiros da Silva[1], Monica Carvalho[2]

[1] Curso de Graduação em Eng. Mecânica, Universidade Federal da Paraíba. jonatas.mds@hotmail.com
[2]Prof[a], Centro de Energias Alternativas e Renováveis, Dep. de Eng. de Energias Renováveis, Universidade Federal da Paraíba. monica@cear.ufpb.br

Resumo. *Devido a queda acentuada no desmatamento no Brasil, nossas emissões de gases de efeito estufa sofreram uma queda considerável; porém, o setor industrial e o energético seguem dependendo bastante de combustíveis fósseis. A matriz energética do Brasil (que inclui produção de eletricidade, transportes e outras fontes) é composta de mais de 50% de fontes de energias não-renováveis. Mudanças em direção a uma produção de eletricidade menos poluente (menor intensidade de carbono, ou "descarbonizada") são fundamentais para apoiar estratégias de mitigação de mudanças climáticas e apresenta uma oportunidade para diminuir a poluição associada à queima de combustíveis fósseis. Este estudo aborda o caso do arquipélago de Fernando de Noronha, que está localizado a aproximadamente 545 km do continente. A usina termelétrica de Tubarão é responsável pela maioria da geração de eletricidade, garantindo a segurança na produção de energia elétrica por meio de óleo diesel (alta intensidade de carbono). Em 2014 e 2015, duas usinas solares fotovoltaicas (Usina Solar Noronha I e II) foram instaladas na ilha principal, e hoje em dia representam 10% da produção de eletricidade, evitando a combustão de 400.000 litros de óleo diesel por ano na termelétrica de Tubarão. O objetivo deste trabalho é quantificar, por meio da metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida, as emissões de gases de efeito estufa associadas a produção de eletricidade em Fernando de Noronha, comparando dois cenários: atual e futuro (implementação de uma terceira planta fotovoltaica). A geração de eletricidade na termelétrica de Tubarão (90% da geração na ilha: óleo diesel) é complementada por eletricidade fotovoltaica (10% atualmente, e 20% num cenário futuro), incluindo tanto as emissões evitadas quanto as emissões associadas a fabricação de equipamentos, e construção/manutenção das instalações. Espera-se obter um alto valor de emissões evitadas com a progressiva introdução de eletricidade solar fotovoltaica, dessa forma ressaltando o potencial de mitigação de mudanças climáticas associado a essa substituição. A análise verificará o potencial de mitigação de mudanças climáticas com a progressiva instalação de outra usina solar, e consequente redução da produção de Tubarão. Apesar de possuir emissões diretas quase nulas (a maioria está associada à manutenção dos painéis), a energia solar fotovoltaica possui razoável impacto ambiental associado à fabricação e transporte dos módulos fotovoltaicos. Não se espera uma substituição total do óleo diesel em Fernando de Noronha, mas buscar um equilíbrio que garanta a segurança do fornecimento de energia para a ilha.*

Palavras-chave. *Avaliação de Ciclo de Vida, eletricidade, Fernando de Noronha, energia solar fotovoltaica, óleo diesel.*

1. Introdução

Devido à queda acentuada no desmatamento no Brasil, suas emissões de gases de efeito estufa (GEE) sofreram uma queda considerável; porém, o setor industrial e o energético seguem dependendo bastante de combustíveis fósseis (FERREIRA, 2013). A matriz energética do Brasil (que inclui produção de eletricidade, transportes e outras fontes) é composta de mais de 50% de fontes de energias não-renováveis (BRASIL, 2015). Mudanças em direção a uma produção de eletricidade menos poluente são fundamentais para apoiar estratégias de mitigação de mudanças climáticas e apresentam uma oportunidade para diminuir a poluição associada à queima de combustíveis fósseis.

Reconhecendo que é necessário reduzir as emissões de GEE ao longo da cadeia energética, vários trabalhos ou relatórios publicados sobre as emissões associadas à eletricidade contribuem com quantificação de emissões; porém não está claro nos trabalhos o escopo (geração, transmissão, distribuição?), se as emissões são diretas ou indiretas, se o método de avaliação combina CO_2 fóssil e biogênico, etc. Isto resulta numa ampla faixa de valores para as emissões da eletricidade no Brasil (ALVIM *et al*. 2010; CURSINO, 2015; MEDEIROS; OLIVA; KIPERSTOCK, 2013; MIRANDA, 2012), já que a transparência dos resultados é afetada pela definição da unidade funcional, o método empregado e o tipo de alocação de impactos (TURCONI; BOLDRIN; ASTRUP, 2013). Para uma correta estimação do potencial de mitigação de mudanças climáticas, ou simplesmente para

correta quantificação das emissões de GEE, uma das metodologias mais utilizadas atualmente é a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV), aplicada inclusive na avaliação de emissões associadas a energia (MIRANDA, 2012).

Este estudo aborda o caso do arquipélago de Fernando de Noronha, que está localizado a aproximadamente 545 km do continente (costa do estado de Pernambuco), e aproximadamente a 3º S do Equador no Oceano Atlântico. A localização da ilha é ideal para aplicações de energia solar, além de possuir abundância de ventos (KRAJ; BIBEAU; FEITOSA, 2013). A usina termelétrica de Tubarão é responsável pela maioria da geração de eletricidade, garantindo a segurança na produção de energia elétrica por meio de óleo diesel (Companhia Energética de Pernambuco - CELPE, 2014a). Em 2014 e 2015, duas usinas solares fotovoltaicas (Usina Solar Noronha I e II) foram instaladas na ilha principal, e hoje em dia representam 10% da produção de eletricidade, evitando a combustão de 400.000 litros de óleo diesel por ano na termelétrica de Tubarão (CELPE, 2013; CELPE, 2014b; CELPE, 2015a; CELPE, 2015b). Fernando de Noronha possui altas emissões de CO_2 per capita: 50,33 t, que equivale a populações de países desenvolvidos (BRASIL, 2008 *apud* FEITOSA, 2013). Este alto valor está associado principalmente ao consumo de óleo diesel na ilha para geração de eletricidade. Segundo Silveira (2013), um dos objetivos da administração de Fernando de Noronha é diminuir os impactos ambientais associados a sua matriz energética, por meio da introdução de mais fontes renováveis de energia, contribuindo para a sustentabilidade geral da ilha.

O objetivo deste trabalho é estabelecer, por meio da metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida, as emissões de GEE associadas à instalação de uma usina solar fotovoltaica em Fernando de Noronha. A geração de eletricidade na termelétrica de Tubarão (óleo diesel) será reduzida em 10% neste cenário.

2. Materiais e métodos

2.1 Avaliação de Ciclo de Vida

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) consegue quantificar as emissões de GEE de forma mais ampla e completa, indo além das emissões causadas somente pela geração de eletricidade (etapa operacional). A ACV inclui as etapas de planejamento, construção e operação até desativação das instalações da usina, assim como as etapas de extração, processamento e utilização da matéria-prima e combustível (MIRANDA, 2012). Uma descrição detalhada de ACV encontra-se em GUINÉE (2001) e GUINÉE (2002).

Para auxiliar na condução deste estudo, foi utilizado o software SimaPro® 8.0.3 desenvolvido pela empresa Pré Consultants (PRÉCONSULTANTS, 2015). Este software permite analisar o desempenho ambiental durante o ciclo de vida de produtos, serviços e processos de acordo com as recomendações das normas ISO 14040. No Brasil as normas equivalentes são as ABNT NBR ISO14040 (2014) e ABNT NBR ISO14044 (2014). O Simapro dispõe de uma extensa base de dados e de diversas metodologias para realizar a avaliação dos impactos ambientais. O método de avaliação de impacto ambiental escolhido foi o IPCC 2013 GWP 100a (IPCC, 2013); considerando-se a produção de energia elétrica por combustível, a unidade funcional utilizada para quantificar as emissões foi o MWh.

O método IPCC 2013 GWP 100a (IPCC, 2013) estima os potenciais de aquecimento global (*Global Warming Potential* - GWP), a partir dos fatores de conversão publicados nos relatórios do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC). O GWP é a relação entre a contribuição para a absorção do calor de radiação resultante da descarga instantânea de 1 kg de um gás de efeito de estufa e uma igual emissão de dióxido de carbono (CO_2) integrada ao longo do tempo (Heijungs *et al*. 1992):

$$GWPi = \frac{\int_0^T a_i c_i(t)dt}{\int_0^T a_{CO}\ c_{CO}\ (t)dt} \quad (1)$$

Onde GWP_i representa o potencial de aquecimento global da substância i expresso em equivalentes CO_2; T representa o horizonte de tempo (20, 100, 500 anos); a_i é o efeito de uma unidade de massa de substância (i); $c_i(t)$ é a concentração da substância (i) no tempo (t); e aCO_2 e cCO_2 são parâmetros correspondentes para a substância de referência (CO_2). Horizontes de tempo longos (100 e 500 anos) são utilizados para o efeito cumulativo, enquanto horizontes de tempo curtos (20 anos) traduzem uma indicação dos efeitos de curto-prazo das emissões. Aqui se utilizou o horizonte temporal de 100 anos. O valor final do aquecimento global é dado pelo somatório da multiplicação do GWP pela massa (kg) de substância emitida, para todas as substâncias.

2.2 Estudo de Caso

O arquipélago de Fernando de Noronha é formado por 21 ilhas, rochedos e ilhotas, e ocupa uma área total de 26 km^2, com a principal ilha de 17 km^2; o fornecimento de energia é feito por sistema eletricamente isolado. A Companhia de Eletricidade de Pernambuco – CELPE é a empresa concessionária do sistema, responsável pela geração e distribuição de energia elétrica na ilha desde 1988. Os dados para desenvolvimento da ACV foram coletados de Lopes (2014), Telg (2014), Deutsche Gesellschaft Für Internationale Zusammenarbeit - GIZ (2014) e CELPE (2013, 2014a, 2014b, 2015a, 2015b). A matriz energética de Fernando de Noronha é composta pelas Usinas de geração de eletricidade fotovoltaica Noronha I e Noronha II e pela termelétrica de Tubarão. A Tabela 1 mostra detalhes operacionais anuais das usinas.

Tabela 1: Dados energéticos de Fernando de Noronha

	Eletricidade gerada (MWh/ano)	Porcentagem (%)	Capacidade instalada (kWp)
Noronha I	600	4	400
Noronha II	777	6	550
Tubarão	12393	90	4372
TOTAL	13700	100	5332

O óleo diesel que abastece a usina termelétrica de Tubarão (aproximadamente 380.000 litros por mês), é transportado em uma logística complicada, realizada por embarcação (também movida a óleo diesel) (FEITOSA, 2013). Os altos valores de emissões de CO_2 relatados por Feitosa (2013) estão diretamente relacionados a geração de eletricidade por meio de óleo diesel. Além dos impactos ambientais em forma de emissões atmosféricas, para o funcionamento de Tubarão são necessárias operações delicadas de transferência do óleo diesel das embarcações para os tanques em terra, com riscos de derramamentos e vazamentos. Os tanques da ilha estocam 230.000 litros de óleo diesel, e ainda segundo Feitosa (2013), o incêndio ocorrido em Tubarão em 2007 destacou a urgente necessidade de mitigação dos riscos ambientais associados ao consumo de óleo diesel na ilha, indo além das contribuições somente para o efeitos estufa/aquecimento global, envolvendo também a biodiversidade da ilha.

3. Resultados e discussão

A partir das informações obtidas foi adaptado um processo no Simapro® para analisar e comparar os combustíveis na produção de energia elétrica. O software dispõe do inventário de produção de eletricidade em planta solar fotovoltaica instalada em campo aberto capaz de fornecer 550kWp (=Noronha II), que foi adaptado para fornecer 400kWp (Noronha I). As usinas Noronha I e II conseguem reduzir o consumo de diesel em Tubarão em 400.000 litros/ano (Diesel: 0,85 kg/L, 41,29 MJ/kg).

Dois cenários foram simulados: Cenário I, com a usina termelétrica de Tubarão fornecendo 90% do consumo total e as Usinas Noronha I e II complementando os 10% faltantes (situação atual, Tabela 2); e o cenário II, com a adição de uma planta fotovoltaica no sistema (Noronha III) capaz de fornecer mais 10% do consumo atual, elevando a participação da energia solar para 20%, o que significaria uma redução adicional de 400.000 litros no consumo de diesel (Tabela 3).

Na Tabela 2, "Emissões Eletricidade Fotovoltaica" são aquelas referentes à fabricação dos painéis, e seu transporte até o local de instalação, incluindo também a construção da planta, sua operação e manutenção. "Emissões Eletricidade Diesel" são as emissões que deixam de ser emitidas ao não produzir 1 MWh de eletricidade produzida em Tubarão (óleo diesel). "Total" refere-se justamente a diferença entre essas emissões anteriormente mencionadas, ao substituir-se 1MWh de eletricidade produzida em Tubarão por 1 MWh de eletricidade produzida via fotovoltaica. A Tabela 2 mostra o alívio ambiental proporcionado por produzir 1 MWh via fotovoltaica, em substituição ao óleo diesel. É a situação atual da ilha.

Noronha III seria capaz de fornecer a mesma quantidade de energia de Noronha I e II juntas, com capacidade instalada de 950kWp, e produção anual aproximada de 1377 MWh. A Tabela 3 mostra a ACV para geração de eletricidade nesta configuração: percebe-se que com a introdução da nova usina, 2754 MWh de diesel deixaram de ser consumidos. A substituição de mais 10% da produção de energia elétrica por óleo diesel por energia solar fotovoltaica resulta em que, em comparação a situação atual (Tabela 2), 711,1 kg de CO_2 deixam de ser lançados na atmosfera por cada MWh de energia produzido pela fonte alternativa. Este valor, num horizonte anual, significa quase 980 toneladas de CO_2/ano evitadas em comparação a situação atual.

Tabela 2: Situação atual: dados de emissão para produção de 1 MWh utilizando energia solar fotovoltaica (Cenário I).

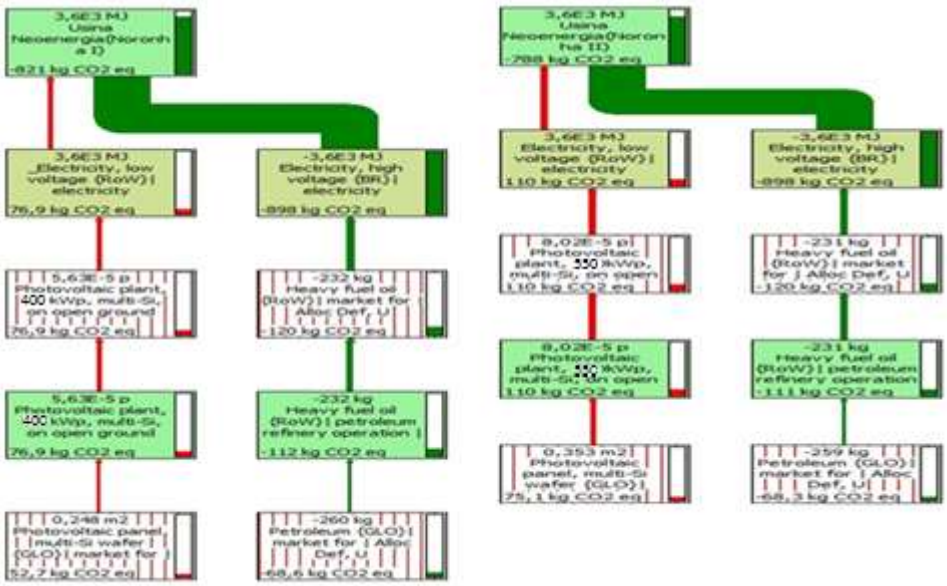
	Emissões Eletricidade Fotovoltaica (EEF) kg CO_2-eq/MWh	Emissões Eletricidade Diesel (EED) kg CO_2-eq/MWh	Total (EEF - EED) kg CO_2-eq/MWh	Total t CO_2-eq/ano
Noronha I	76,9	-898	-821,1	-492,66
Noronha II	110	-898	-788	-612,27
			TOTAL	-1104,94

Tabela 3: Dados de emissão para produção de 1 MWh utilizando energia solar fotovoltaica (Cenário II).

	EEF kg CO_2-eq/MWh	EED kg CO_2-eq/MWh	Total (EEF - EED) kg CO_2-eq/MWh	Total t CO_2-eq/ano
Noronha III	186,9	-898	-711,1	-979,18

Pode-se visualizar no Simapro as etapas do ciclo de vida da produção de energia que mais contribuem para os impactos ambientais. A Figura 1 mostra as emissões oriundas da produção de 1MWh de eletricidade nas usinas Noronha I e Noronha II, junto com as emissões evitadas pela não-utilização do diesel. As linhas em vermelho representam os impactos negativos ao meio ambiente enquanto que as linhas verdes são as emissões evitadas (redução de emissões de CO_2-eq). A espessura das linhas que conectam os processos é proporcional ao seu impacto ambiental. Observou-se no caso da produção de energia solar fotovoltaica que as etapas iniciais de produção da pastilha e do painel são as que mais contribuem para as emissões de GEE e que as contribuições das etapas de instalação da planta e produção de energia são bastante menos significativas. Também é evidente no caso do diesel que a etapa de utilização como combustível para queima é a etapa que mais contribui para as emissões de GEE.

Figura 1 – Fluxograma dos processos de geração de eletricidade em Noronha I e Noronha II.



As emissões de GEE associadas a construção das plantas fotovoltaicas (construção dos painéis, transporte, construção/operação/manutenção da planta), como se observa na Figura 1, são praticamente nulas no contexto das emissões totais (76,9 kg CO_2-eq frente a -898 kg CO_2-eq). Observa-se que a etapa de fabricação e transporte dos painéis é responsável pela maioria das emissões associadas à geração de eletricidade solar fotovoltaica. O trabalho de Tiago Filho e Rosa (2013) realizou una análise da capacidade de amortização dos passivos energéticos e ambientais dos painéis fotovoltaicos, concluindo que a aquisição de sistemas fotovoltaicos de países cuja matriz energética depende mais de combustíveis fósseis resulta em prejuízo ambiental para o Brasil, chegando até a inexistir vida ambientalmente útil o que torna a operação do módulo inviável.

Segundo Alvim *et al*. (2010), a análise que somente envolve as emissões operacionais tem sido contestada já que não contabiliza as emissões ao longo do ciclo de vida de produção da eletricidade. Existem até questionamentos sobre se haveria realmente emissões evitadas em algumas substituições de combustíveis fósseis por alternativos quando se considera todo o ciclo de vida (ALVIM et al., 2010). É preciso que as emissões de GEE, diretas e indiretas, ao longo de toda a cadeia de produção da energia elétrica e do combustível sejam comparadas com as de outros ciclos energéticos usando procedimentos coerentes. A análise deve ir da mineração à geração de eletricidade considerando, ainda, a desativação dos equipamentos e deposição de rejeitos. Ao se estimar as emissões evitadas apenas com o valor das emissões diretas, o resultado é subestimado em valor absoluto; ao se incluir as emissões indiretas (ciclo de vida), o montante de emissões evitadas pode aumentar, como no caso na energia nuclear (ALVIM et al., 2010).

Fica clara, portanto, a importância de se utilizar uma metodologia validada e consolidada, como é o caso da ACV, para a correta quantificação dos impactos ambientais associados ao consumo de eletricidade (ou diferentes formas de energia). A utilização de bases de dados regionais, quando possível, aumenta a precisão das estimativas; em caso da não disponibilidade de bases de dados regionais, a adaptação de bases de dados, para garantir a representatividade dos resultados, é fundamental.

4. Comentários finais

Este estudo comparou as emissões de gases de efeito estufa (GEE) para dois processos de produção de eletricidade no arquipélago de Fernando de Noronha e concluiu que com a instalação das usinas de geração de energia solar Noronha I e Noronha II na matriz energética atual foram evitadas emissões de CO_2 da ordem de

1100 toneladas CO_2-eq/ano, em comparação com a situação anterior, na qual toda a eletricidade da ilha era fornecida a partir de óleo diesel.

Com a introdução de uma usina solar fotovoltaica de 950 kWp, que vai suprir 1377 MWh/ano, as emissões evitadas aumentam significativamente, o que mostra que a utilização desta fonte de energia é promissora, pelo menos em situações em que o fator ambiental é o mais importante. Desconsiderando-se fatores ambientais, diferentes projetos para suprimento de energia competirão desde um ponto de vista econômico. Ainda que estes resultados fossem esperados, a aplicação da ACV permitiu a quantificação numérica dos valores das emissões.

Ainda que o Brasil atualmente tenha compromisso voluntário de redução das emissões de GEE, a utilização da ACV para quantificação de diferentes opções de atendimento de demandas energéticas permite escolher aquela que menos agrida o meio ambiente. A ACV pode ser aplicada a praticamente qualquer processo, produto ou atividade, permitindo uma tomada de decisão consciente e que contemple os danos ao ambiente.

Este trabalho concentrou-se especificamente nas emissões de GEE, devido às preocupações recentes com mudanças climáticas. Trabalhos futuros incluem a utilização de outro método de avaliação de impacto ambiental para verificação de impactos em outras categorias (métodos *midpoint*) ou em âmbitos mais amplos (métodos *endpoint*; *e.g.*, danos a saúde humana, ou ao ecossistema) para proporcionar uma perspectiva mais global. Espera-se que este trabalho sirva de suporte às futuras decisões de gestão ambiental para empresas e autoridades públicas responsáveis pelo arquipélago.

5. Agradecimentos

Jônatas Medeiros agradece o apoio do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC), e Monica Carvalho agradece o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq Projeto Universal, nº 475879/2013-9).

6. Referências Bibliográficas

ABDALA G.C. Estudo e determinação da capacidade de suporte e seus indicadores de sustentabilidade com vistas à implantação do plano de manejo da área de proteção ambiental do arquipélago de Fernando de Noronha. [s.l.]: ICMBio - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2008.

ALVIM, C. F. et al. Comparação da emissão de gases de efeito estufa (GEE) na geração nuclear de eletricidade no Brasil com as de outras fontes. **Economia & Energia**, v. 15, n. 79.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida - Princípios e estrutura: NBR ISO 14040**, Rio de Janeiro: ABNT, 2009 – versão corrigida 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Gestão ambiental — Avaliação do ciclo de vida — Requisitos e orientações: NBR ISO 14044**, Rio de Janeiro: ABNT, 2009 – versão corrigida 2014.

TELG, B. Implementation of Solar PV on Fernando de Noronha, Brazil. In: Off-Grid Power Forum, 1., 2014, Munique. **Anais...** Munique: Intersolar, 2014. Disponível em: <https://www.solarwirtschaft.de/fileadmin/media/pdf/VI_Telg_Implementation_of_solar_PV_on_Fernando_de_Noronha_Brazil.pdf> Acesso em 13 abr 2016.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. **Resenha Energética Brasileira**. Brasília: MME/EPE, 2015.

CELPE. Celpe inaugura usina solar na ilha de Fernando de Noronha até o final deste ano. 2013. Disponível em: <http://www.celpe.com.br/Noticias/Pages/CELPE-INAUGURA-USINA-SOLAR-NA-ILHA-DE-FERNANDO-DE-NORONHA-AT%C3%89-O-FINAL-DESTE-ANO-.aspx> Acesso em 5 abr 2016.

CELPE. Neoenergia inaugura a primeira usina solar da Ilha de Fernando de Noronha. 2014a. Disponível em: <http://www.neoenergia.com/Noticias/Pages/neoenergia-inaugura-a-primeira-usina-solar-da-ilha-de-fernando-de-noronha.aspx> Acesso em 5 abr 2016.

CELPE. Celpe inaugura a primeira usina solar da Ilha de Fernando de Noronha. 2014b. Disponível em: <http://www.celpe.com.br/Noticias/Pages/Celpe-inaugura-a-primeira-usina-solar-da-Ilha-de-Fernando-de-Noronha.aspx> Acesso em 5 abr 2016.

CELPE. Celpe amplia uso da energia solar em Fernando de Noronha. 2015a. Disponível em: <http://www.celpe.com.br/Noticias/Pages/Celpe-amplia-uso-da-energia-solar-em-Fernando-de-Noronha0828-7829.aspx> Acesso em 5 abr 2016.

CELPE. Governo de Pernambuco e Celpe inauguram a Usina Solar Noronha II. 2015b. Disponível em: <http://www.celpe.com.br/Noticias/Pages/Governo-de-Pernambuco-e-Celpe-inauguram-Usina-Solar-Noronha-II-.aspx> Acesso em 5 abr 2016.

CURSINO, A. Emissões de CO_2 pela geração de eletricidade no Brasil superam em 2014 a previsão do governo para o ano de 2030. 2015. Disponível em: <http://www.mitsidi.com/emissoes-de-co2-pela-geracao-de-eletricidade-no-brasil-superam-em-2014-a-previsao-da-epe-para-o-ano-de-2030/?lang=pt-br >. Acesso em 04 abr 2016.

DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR INTERNATIONALE ZUSAMMENARBEIT (GIZ) GmbH. **Energias Renováveis e Eficiência Energética - Energia Solar para Fernando de Noronha**. Brasília: GIZ, 2014. Disponível em: <https://energypedia.info/wiki/File:Infosheet_-_Energia_Solar_para_Fernando_de_Noronha.pdf> Acesso em 5 abr 2016.

ECOINVENT. Base de dados. 2015. Disponível em: <www.ecoinvent.ch> Acesso em 01 mar 2016.

FEITOSA, E.F. Cenários de geração renovável em Fernando de Noronha**. Dissertação de mestrado, Departamento de Engenharia Mecânica da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília. Brasília: UnB, 2013.**

FERREIRA, M. D. P. ; COELHO, A. B. Desmatamento Recente nos Estados da Amazônia Legal**: uma análise da contribuição dos preços agrícolas e das políticas governamentais. Rev. Econ. Sociol. Rural vol.53 n°.1 Brasília Jan./Mar. 2015**

HEIJUNGS, R., GUINÉE, J. B., HUPPES, G., LANKREIJER, R. M., DE HAES, H. E SLEESWIJK, A. **Environmental Life Cycle Assessment of Products - Backgrounds and Guide LCA**. Leiden: CML-Centre of Environmental Science, 1992.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE . Revised supplementary methods and good practice guidance arising from the Kyoto protocol. 2013. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/> Acesso em 01 mar 2016.

KRAJ, A.G.; BIBEAU, E.L.; FEITOSA, E. Simulation and Optimization of a Multi-Renewable Energy System for Remote Power Generation at Fernando de Noronha, Brazil. In: BRAZIL WINDPOWER CONFERENCE & EXHIBITION, 1., 2013, **Anais...** Rio de Janeiro: [s.n.], 2013.

LOPES, J. A. Desenvolvimento e implementações de provas de conceito de redes inteligentes (RI) em localidade piloto com elevadas restrições ambientais – caso ilha de Fernando de Noronha. (IFN). In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL DE ENERGIAS INTELIGENTES, 1., 2014, Curitiba. **Anais...** Curitiba: [s.n.], 2014. Disponível em: <http://www.smartenergy.org.br/2014/images/palestras/09maio/2_aderaldo.pdf> Acesso em 13 abr 2016.

MEDEIROS, D.L.; OLIVA, S.T.; KIPERSTOCK, A. Inconsistências Metodológicas em Estimativas de Emissões de Gases do Efeito Estufa na Matriz Elétrica Brasileira. In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 4., 2013, São Paulo. **Anais...** São Paulo: USP, 2013.

MIRANDA, M.M. **Fator de emissão de gases de efeito estufa na geração de energia elétrica no Brasil**: implicações da aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012.

PRÉCONSULTANTS. SimaPro. Disponível em: <http://www.simapro.nl> Acesso em 5 abr 2016.

TURCONI, R.; BOLDRIN, A.; ASTRUP, T. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 28, p. 555-565, 2013.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Diálogo entre economia circular e logística reversa no Brasil - Estudo de caso: EMBRACO

Helena Paes de Barros Camara Beltramini[1], Túlio Queijo de Lima[2]

[1]*Universidade de São Paulo, hbeltramini@usp.br*
[2]*Universidade de São Paulo, tulioqueijo@gmail.com*

Resumo. *As relações resultantes da interação entre o homem e o meio ambiente tem gerado impactos um tanto conflituosos. Ao mesmo tempo que resultam em progresso tecnológico, facilitando o dia-a-dia da população, implicam em impactos sociais, ambientais e econômicos indesejados. Já há algum tempo, não há como pensar em se desenvolver sem levar em consideração os impactos que determinado processo gerará para o meio ambiente, e este tem sido um dos maiores desafios das empresas, como encontrar o caminho do desenvolvimento sustentável. O modelo de produção linear já não condiz com as necessidades atuais e a economia circular aparece como uma proposta para substituí-lo, ou seja, o ciclo de vida completo do produto passa a ter importância. Dentre as estratégias adotadas, a logística reversa é um dos processos fundamentais para o bom desempenho da economia circular. É a partir dela que ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou ainda para outra destinação final ambientalmente adequada são planejadas. Este trabalho tem como objetivo discutir a importância da logística reversa neste novo modelo de economia. Para tanto, uma pesquisa exploratória foi realizada através de pesquisas bibliográficas em banco de dados como Scopus e um estudo de caso da EMBRACO, empresa fabricante de compressores herméticos para refrigeração foi apresentado. No Brasil, estes são assuntos de discussão ainda muito recente, mas que tem se fortalecido tanto na comunidade científica como no tocante à legislação pertinente.*

Palavras-chave. *Economia circular. Logística reversa. Ciclo de vida.*

Introdução

As relações resultantes da interação entre o homem e o meio ambiente a partir da emergência da revolução industrial tem gerado relações econômicas, ambientais e sociais um tanto conflituosas. Autores como Abramovay (2012) afirmam que, nas condições atuais, o planeta não suportará mais do que 10 bilhões de habitantes (população mundial projetada para 2050), considerando-se os atuais 7 bilhões de habitantes no mundo (POPULATION REFERENCE BUREAU, 2012). Com o aumento da população, avanço da tecnologia e expansão das cidades e das indústrias, o "lixo" acabou se tornando um dos grandes problemas atuais.

O mundo será obrigado a se desenvolver de forma sustentável, ou seja, preservando o meio ambiente, e as empresas deverão fazer o mesmo, por iniciativa própria ou por exigência legal (SHRIVASTAVA e HART, 1998).

O modelo de produção linear, aquele em que a matéria-prima é extraída, o produto produzido, consumido e descartado de qualquer maneira não é mais coerente com a situação atual do mundo. Uma nova proposta denominada economia circular é atualmente adotada. Este novo modelo de produção está sendo defendido e disseminado pelo mundo todo através de instituições como *Ellen MacArthur Foundation*, *Cradle to Cradle Products Innovation Institute*, entre outros, tendo como base as publicações fundamentais sobre o tema dos autores Michael Braungart e William McDonough.

Algumas das estratégias adotadas para a consolidação deste novo modelo de produção em todo o mundo são: desenvolvimento de produtos com materiais facilmente recicláveis, implantação de leis ambientais para forçar as empresas a se reinventarem, além da chamada logística reversa, que nada mais é do que a reinserção dos resíduos no ciclo de produção seja por meio do reuso, da remanufatura, da reciclagem ou do destino final ambientalmente correto.

Método

No presente trabalho uma pesquisa exploratória foi desenvolvida. De acordo com GIL (2009), pesquisa exploratória "tem como objetivo proporcionar maior familiaridade com o problema, com vistas a torná-lo mais

explícito ou a constituir hipóteses [...], que tem como objetivo principal o aprimoramento de ideias ou a descoberta de intuições." Análises da bibliografia formal, realizando o levantamento das publicações em base de dados nacionais, internacionais, legislação e normas brasileiras, foram realizadas com o objetivo de relacionar economia circular e logística reversa no Brasil.

A pesquisa apresenta um estudo de caso realizado na empresa Embraco - fabricante de compressores herméticos para refrigeração. Foi avaliado o Relatório de Sustentabilidade do ano 2014, bem como outros dados fornecidos pela empresa.

Os resultados obtidos a partir do estudo de caso, conjuntamente com o referencial teórico elaborado mediante pesquisa bibliográfica, constituirão o embasamento para a discussão do objetivo proposto.

Conceitos de economia circular e logística reversa

Economia circular

O crescimento econômico mundial entre 1850 e 2000 teve nos preços declinantes das matérias-primas minerais e agrícolas um de seus vetores decisivos. Essa tendência secular foi revertida desde o início do milênio. Em meio à inédita volatilidade, os preços médios das *commodities* (incluindo petróleo, claro) aumentaram 150% entre 2002 e 2010. Em nenhuma década do século XX, a volatilidade dos preços dos minérios e das *commodities* agrícolas (alimentares e não alimentares) foi tão forte como desde o ano 2000. A entrada nos mercados globais de mais de 3 bilhões de novos consumidores até 2025 pressiona a disponibilidade de recursos indispensáveis para a indústria e aumenta seus custos de exploração (ABRAMOVAY, 2014).

A economia circular propõe mudanças em relação ao uso de energias renováveis, eliminação do uso de substâncias tóxicas e eliminação do desperdício através do desenvolvimento do próprio *design* do material, produto, sistemas e modelos de negócios. A princípio ela busca um *design* do produto que elimine os desperdícios, seguido pela diferenciação dos produtos duráveis e não-duráveis que terão objetivos diversos durante o desenvolvimento do *design*. Em terceiro, a energia envolvida no ciclo deve ser renovável. O que tem crescido são os sistemas de *leasing*, aluguel ou compartilhamento quando possível, nos quais a empresa vende o serviço e tem o produto físico de volta ao seu ciclo produtivo depois de um período (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2014).

A logística reversa é um dos caminhos encontrados para se alcançar a economia circular, em que é possível reduzir a extração de matéria-prima e o descarte inadequado de resíduos no meio ambiente. Isso significa também mudar a forma de criar e de utilizar os produtos: eles não serão mais consumidos e descartados, mas reutilizados e transformados em novos produtos.

A implantação da economia circular não é uma tarefa que envolve somente as empresas. É necessário que todos os envolvidos no ciclo de vida de um produto entendam seu papel nesse novo modelo, inclusive o próprio consumidor. Em um mundo onde as relações de produção e comércio são cada vez mais globalizadas, a necessidade de disseminar o conceito de economia circular se faz cada vez mais presente e em larga escala, incluindo a população consumidora.

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente, estima-se que o Brasil deixa de ganhar R$ 8 bilhões anuais devido à destinação inadequada dos resíduos sólidos (IPEA, 2010). O momento de falar sobre o assunto no Brasil não poderia ser mais oportuno, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei n.º 12.305 de 2 de agosto de 2010) está promovendo o debate entre diversos setores industriais, governos e consumidores sobre a responsabilidade compartilhada de produtos, a implementação de sistemas de logística reversa e a gestão de resíduos envolvendo as cidades, as empresas, distribuidoras e importadoras.

Logística reversa

Logística reversa é uma área relativamente nova para empresas e a sociedade em geral, em todo o mundo. Ela é considerada uma área bem específica que se preocupa com reutilização de produtos e materiais, iniciada na coleta dos produtos e peças usadas até o seu processamento, com o intuito de assegurar uma recuperação sustentável (LEITE, 2009; MELO JUNIOR, 2013).

De acordo com o *Council of Supply Chain Management Professionals* (2004), logística reversa é:

> "o processo de planejamento, implementação e controle eficiente e eficaz do fluxo de matérias primas, produtos em processamento, produtos acabados e informações

> relacionadas do ponto de consumo até o ponto de origem, com o propósito de recapturar o fluxo ou criar valor ou descartá-lo adequadamente."

No Brasil, após duas décadas de discussões entre poder público, entidades civis e setores acadêmico e produtivo, foi sancionada a Lei Federal n.º 12.305, que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), regulamentando o processo de logística reversa. Considerada um marco regulatório para a sociedade no que tange à questão ambiental e ao tratamento adequado do lixo urbano, a lei dispõe sobre princípios, objetivos e instrumentos, bem como sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, incluindo os perigosos, às responsabilidades dos geradores e do poder público e aos instrumentos econômicos aplicáveis.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) define a logística reversa como:

> "instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada."

A PNRS visa garantir a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, operação reversa e o acordo setorial. A responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos prevê que todos os agentes do ciclo produtivo, os consumidores e os serviços públicos tenham atribuições para minimizar o volume de resíduos sólidos e seus impactos ambientais. Assim, os acordos setoriais são firmados entre as indústrias e o poder público para implantar a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto. A operação reversa é o conjunto de práticas que asseguram que os produtos sejam reintegrados ao ciclo produtivo.

Diálogo entre a economia circular e a logística reversa com o ciclo de vida do produto

Destaca-se então a relação existente entre os conceitos economia circular e logística reversa. O primeiro, mais abrangente, propõe uma mudança na maneira com que as relações produtivas se desenvolvem, na busca de processos cada vez mais fechados em um ciclo levando em conta aspectos como o uso de energias renováveis, eliminação do uso de substâncias tóxicas e eliminação do desperdício. O segundo conceito por sua vez, pode ser entendido, a partir da leitura da Política Nacional de Resíduos Sólidos - Lei n.º 12.305/10 (BRASIL, 2010), como uma ação prática da economia circular, visando retornar aos responsáveis (produtores e distribuidores) os resíduos gerados a partir de seus produtos.

Neste sentido, pode-se entender que ambos os conceitos avançam no debate que concerne à inserção da variável ambiental nos processos de tomada de decisão dentro de uma organização. Pode-se dizer que a economia circular possui uma visão holística sobre os processos produtivos, enquanto a logística reversa foca em evitar a destinação e disposição inadequadas de produtos com significativo impacto ambiental. Logo, conclui-se que os conceitos, no que diz respeito à busca da sustentabilidade, são complementares e sinérgicos, dialogando assim para o avanço das relações, técnicas e arranjos institucionais e operacionais nos processos produtivos.

Em relação à importância da análise do ciclo de vida dos produtos, levando em conta a mudança de pensamento "do berço ao túmulo" para "do berço ao berço", justifica a relação entre logística reversa e economia circular com o ciclo de vida dos produtos, mostrando-se como passo necessário em direção à uma realidade ambientalmente referenciada. Este passo nos direciona a uma realidade em que a relação entre homem e produtos/resíduos seja mais saudável para o meio ambiente.

A partir desse cenário, será apresentado um estudo de caso que retrata o diálogo entre a logística reversa e a economia circular, não só conceitualmente, como na prática. Pretende-se com isso, exemplificar um caso bem-sucedido que apresenta como a inserção da variável ambiental em uma organização capitalista pode gerar, caso feita de maneira completa em todos os setores, benefícios de cunho ambiental, social e financeiro.

Estudo de caso

A Embraco – fabricante de compressores herméticos para refrigeração – mantém um programa de logística reversa chamado Top Verde. Em 12 anos, a iniciativa já reciclou mais de 3 milhões de compressores recolhidos pela Embraco. Em 2012, foram recicladas mais de 6200 toneladas de materiais como aço, ferro, alumínio, cobre e óleo. Parte dos resíduos é inserida na cadeia produtiva da própria Embraco e os excedentes são encaminhados para empresas parceiras (INSTITUTO BRASILEIRO DE ALTOS ESTUDOS DE DIREITO PÚBLICO, 2014).

Exemplos de peças que são reinseridas no ciclo produtivo são os rotores e estatores, partes do motor elétrico do compressor que são reaproveitados em equipamentos de ventilação, por exemplo.

De acordo com os dados expostos pelo Instituto Brasileiro de Altos Estudos de Direito Público (2014), é possível observar que a empresa tem buscado se aproximar cada vez mais de um modelo econômico circular. Em 2013, 96% dos resíduos produzidos globalmente foram reciclados. O objetivo é chegar aos 100% até 2022. A empresa também tem metas globais de diminuição de gasto de energia, de gás natural e de água.

Segundo o Relatório de Sustentabilidade da Embraco (EMBRACO, 2014), em 2014 foi lançado o Nat.Genius, uma operação que utiliza a expertise adquirida nos mais de 20 anos em que foi realizado o trabalho de logística reversa dos compressores no Brasil para criar um novo negócio. Inspirado na natureza, onde todos os ciclos são fechados e todos os elementos são reaproveitados ao final da sua vida útil, o Nat.Genius busca gerar impactos positivos para o meio ambiente e valor tanto para a Embraco quanto para os públicos de relacionamento.

Em 2014, o trabalho de logística reversa dos compressores Embraco foi mantido (realizado há mais de 20 anos) e foi incorporado na sua operação também os compressores de outros fabricantes. Por meio de um plano logístico, os resíduos chegam às plantas do Nat.Genius e lá recebem um destino mais nobre, sendo desmontados e reciclados. Os núcleos de motores dos compressores, por exemplo, puderam ser reaproveitados na indústria de ventilação – após a realização de processos industriais (EMBRACO, 2014). Neste mesmo ano, por meio do Nat.Genius foram reciclados 698 mil compressores Embraco, 103 mil compressores de outros fabricantes, o que gerou:

• 4,6 mil de toneladas de aço;

• 1,8 mil de toneladas de ferro;

• 94 toneladas de alumínio;

• 562 toneladas de cobre; e

• 131 mil litros de óleo.

Em 2014, o Nat.Genius entrou para o mapa da *Ellen Macarthur Foundation*, tida por muitos como a maior autoridade em Economia Circular do mundo. Destaca-se que até esse ano, no Brasil, somente duas iniciativas obtiveram reconhecimento junto à instituição.

Conclusões

Ao observar o levantado pela literatura e o estudo de caso da Embraco pode-se concluir que no Brasil é possível se estabelecer projetos bem sucedidos que visem à economia circular por meio da logística reversa. Ainda neste contexto, pode-se afirmar, que no cenário nacional, o instrumento mais concreto e que tem aporte legal (Política Nacional de Resíduos Sólidos e seu decreto regulamentador) para subsidiar a economia circular é a logística reversa.

Destaca-se dois desafios encontrados para a implementação efetiva da logística reversa no país: i) a formação de acordos setoriais que culminem em práticas concretas para a garantia do instrumento para determinado setor produtivo; e ii) a dificuldade e embate entre os diferentes sujeitos sociais para a definição das responsabilidades de cada parte, uma vez que a PNRS estabelece o conceito de responsabilidade compartilhada.

A partir desta visão, pode-se apontar que o sucesso do projeto Nat.Genius, expresso pelos números significativos de materiais reciclados e reinseridos na cadeia produtiva da Embraco, não encontra tais desafios supracitados. Em outras palavras, uma vez que a iniciativa encontra-se pontualmente na atuação de uma empresa de determinado ramo industrial, esta não esbarra nas dificuldades da implementação de um acordo setorial (disputas políticas e de interesses econômicos). Além disso, nota-se que o projeto da Embraco faz com que a empresa tenha para si a responsabilidade dos resíduos de maneira integral, não questionando, assim, a responsabilidade compartilhada.

Por fim, aponta-se como iniciativa bem sucedida e que deve ser fomentada para outras empresas de diferentes setores produtivos a implementação da logística reversa visando à estruturação de uma economia circular. Tais iniciativas tendem a aumentar o "desempenho ambiental" dos produtos/serviços, bem como diminuir os impactos ambientais negativos originados por disposições irregulares de resíduos sólidos e diminuição de matéria-prima com a reinserção de materiais reciclados ao processo produtivo.

Referências bibliográficas

ABRAMOVAY, R. **Acordo pela economia circular**. Centro de Estudos em Sustentabilidade. FGV. Pág. 22. 2014. Disponível em: < http://www.pagina22.com.br/2014/03/19/um-acordo-pela-economia-circular/ >. Acesso em: nov. 2015.

ABRAMOVAY, R. **Muito Além da Economia Verde.** 1. ed. São Paulo. Planeta Sustentável. 248p. 2012.

BRASIL. **Lei Nº 12.305.** Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Brasília. 2010.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Towards the circular economy. **Rethink the future.** No. 3. 2014.

EMBRACO. **Relatório de Sustentabilidade**. 2014

GIL, Antonio Carlos. **Como elaborar projetos de pesquisa.** 4 ed. São Paulo. Atlas. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE ALTOS ESTUDOS DE DIREITO PÚBLICO. 2014. Disponível em: < http://www.altosestudos.com.br/?p=52902 >. Acesso em: nov. 2015.

LEITE, P. R. **Logística Reversa: Meio ambiente e competitividade.** 2 ed. São Paulo. Pearson Prentice Hall. 2009.

MELO JÚNIOR, T. A.; DÂNDARO F.; AMBROSETO, G.; TABAH J. Estudo de caso: coleta e logística reversa para lâmpadas fluorescentes no município de Franca, SP. **Rev. Elet. em Gestão**, **Educação e Tecnologia Ambiental.** V.10. No. 10. 2013.

POPULATION REFERENCE BUREAU (PRB). **World population data sheet**. 2012. Disponível em: < http://www.prb.org/pdf12/2012-population-data-sheet_eng.pdf >. Acesso em: 10 out 2015.

SHRIVASTAVA, Paul; HART, Stuart. Por uma Gestão Ambiental Total. **HSM Management**. São Paulo. No. 6. p. 92-96. 1998.

Avaliação do ciclo de vida de paredes de blocos de concreto para empreendimentos habitacionais do Programa Minha Casa Minha Vida

MORAGA, Gustavo[1]; BALDAUF, Juliana[2]; KIRCHHEIM, Ana Paula[2]; PASSUELLO, Ana[2].

[1] *Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) – g.longaray@gmail.com*
[2] *Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).*

Resumo. *O setor da construção civil é apontado na atualidade como um importante causador de impactos ambientais. Nesse sentido, a avaliação do ciclo de vida (ACV) pode ser empregada como ferramenta de gestão para minimizar problemas ambientais gerados pelos empreendimentos. Além disso, auxilia na tomada de decisão do agente operador, que pode exigir materiais menos impactantes e de empresas que utilizem materiais de construção com melhor desempenho ambiental. O objetivo deste trabalho é realizar a ACV de um sistema vedação vertical do tipo alvenaria estrutural, frequentemente utilizado em empreendimentos do Programa Minha Casa Minha Vida (PMCMV). Atualmente o PMCMV é o mais importante programa habitacional do Brasil, entre o período de 2009 a 2016 foram produzidas mais 2,3 milhões de unidades habitacionais. A unidade funcional utilizada é de 1m^2 com acabamento por um período de 40 anos, em que foram analisadas as fases de extração de matéria prima e construção da edificação, manutenção ao longo da vida útil e demolição. O método adotado na pesquisa é do tipo atribucional, com informações de inventário parcialmente extraídas do banco de dados internacional ECOINVENT (versão 3.2), adaptadas conforme bibliografia nacional e a partir de levantamento regional. O método de avaliação de impactos utilizado é o CML baseline. Os resultados que demonstram que a fase de extração de matéria prima e construção da parede apresentam maiores impactos na maioria das categorias analisadas, entretanto a fase de manutenção demonstrou importante relevância no resultado. Dentre todos os processos analisados o revestimento externo de argamassa mostrou maior impacto, seguido pela pintura externa e interna, ambos os processos possuem substituições ao longo do período avaliado. Observa-se assim, a necessidade de atentar à durabilidade dos materiais de revestimento que podem aumentar substancialmente os impactos do sistema ao longo da vida útil da parede. Esta pesquisa complementa estudos realizados na área, aprofunda no desenvolvimento e detalhamento de dados adaptados à condição brasileira, na expectativa que contribua para o PMCMV e indústria da construção como indicador do nível de impacto ambiental causado pelo sistema de parede. Estudos futuros devem considerar a ACV de outros tipos de vedação vertical utilizados no PMCMV, criando meios de comparação entre sistemas.*

Palavras-chave. *Programa Minha Casa Minha Vida; Habitação social; Avaliação do Ciclo de Vida; Paredes de blocos de concreto.*

Introdução

O setor da construção civil tem um importante papel no consumo de energia, uso de recursos naturais e emissões de gases do efeito estufa (CABEZA et al., 2014). Além disso, a indústria da construção tem o maior potencial de reduzir as emissões de gases do aquecimento global sem custos exagerados (UNITED, 2009), como por exemplo, o melhoramento do processo de projeto em busca de soluções de menor impacto. Neste sentido, a avaliação compreensiva de danos ambientais exige uma perspectiva de ciclo de vida, ajudando a identificar oportunidades de melhoria para soluções mais sustentáveis (MONTEIRO; FREIRE, 2012).

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia que ajuda na tomada de decisões relacionada a soluções mais sustentáveis e, portanto possibilita melhorar o desempenho ambiental da indústria da construção, também nos países em desenvolvimento (ORTIZ-RODRÍGUEZ; CASTELLS; SONNEMANN, 2010). Segundo estes autores, as organizações devem entender como aplicar a ACV para o setor da construção civil, para além de atender demandas dos consumidores por produtos ambientalmente amigáveis, também aumentar a produtividade e a competitividade dos mercados de construção. Além disso, estudos de ACV realizados para habitações estão centrados principalmente na análise energética e nas emissões de gases de efeito estufa (MONTEIRO; FREIRE, 2012), havendo lacunas quanto a outros impactos.

O Programa Minha Casa Minha Vida (PMCMV), devido à sua dimensão, é um importante consumidor de recursos. Criado em 2009 pelo Governo Federal para atender à demanda habitacional do Brasil, o PMCMV

completou 2,30 milhões de unidades habitacionais em março de 2016, tornando o mais importante programa habitacional brasileiro da atualidade. A quantidade elevada de habitações a serem construídas durante a vigência desse programa também ressalta a importância de minimizar os impactos ambientais causados ao longo do ciclo de vida dessas edificações.

Uma perspectiva de ciclo de vida de edificações pode considerar três principais fases: produção de materiais de construção e construção da edificação; uso da edificação; e demolição (RAMESH; PRAKASH; SHUKLA, 2010). É frequentemente aceito que os impactos relacionadas ao uso da edificação, como condicionamento térmico e iluminação, são as mais importantes ao longo do ciclo de vida, e diversos estudos já foram feitos para reduzir a alta carga energética desta fase (IBN-MOHAMMED et al., 2013). Entretanto, as outras fases não podem ser negligenciadas, já que são importantes consumidores de recursos naturais e geração de resíduos (ORTIZ et al., 2010).

Em edificações residenciais, paredes externas são consideradas um dos componentes que podem causar maior impacto ambiental (MONTEIRO; FREIRE, 2012), influenciadas diretamente pela importante carga no uso de energia, recursos naturais e geração de resíduos durante todo o ciclo de vida (SILVESTRE; BRITO; PINHEIRO, 2010). Em habitações de interesse social, um dos sistemas de parede mais utilizados é o de alvenaria estrutural (com blocos de concreto ou cerâmicos), que tem condições de reduzir custos em relação a outros sistemas convencionais, além de já estar consolidado desde os anos 1980 (RICHTER, 2007), podendo ainda, reduzir a geração de resíduos por ser um sistema modular.

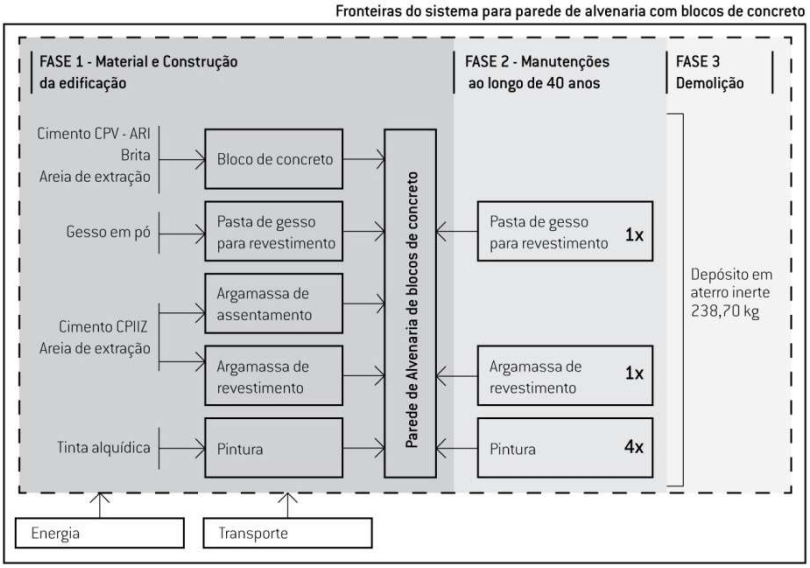
Diversos estudos brasileiros abrangendo energia em uma interpretação de ciclo de vida já foram realizados em toda a edificação ou suas partes (ANDRADE; ASSIS; PINHEIRO, 2010; HERRERA, 2013; PAULSEN; SPOSTO, 2013; SILVA, 2012; TAVARES, 2006), entretanto poucas pesquisas foram encontradas de ACV completo para o sistema parede estrutural com blocos de concreto, destacando-se o relatório produzido para Associação Nacional da Industria Cerâmica, onde é extensivamente detalhada uma ACV comparado o sistema de parede com blocos cerâmicos, blocos de concreto e concreto moldado *in loco* para o período de 40 anos (QUANTIS, 2012). Estes concluem que para alvenaria com blocos de concreto, o principal contribuinte de impactos é a fabricação do bloco, principalmente pelo uso de cimento.

O objetivo desta pesquisa é a realização de uma ACV para o sistema vedação vertical do tipo alvenaria estrutural composto por blocos de concreto e revestimento. Dessa forma, pretende-se avaliar os impactos ambientais gerados por essa solução, contribuindo para a tomada de decisão das empresas construtoras e agente operador, bem como, fornecer suporte às políticas públicas promotoras de programas habitacionais.

Definição de objetivo e escopo

A unidade funcional escolhida é um metro quadrado (m²) de parede estrutural para unidade do PMCMV pelo período de vida útil de 40 anos. Este período foi escolhido em referência ao mínimo exigido pela norma NBR 15.575 de desempenho em edificações (ABNT, 2013). Além disso, a critério de embasamento para cálculo de materiais, processos e transporte, foi escolhido um projeto do PMCMV em construção na cidade de Porto Alegre. A Figura 39 apresenta as fronteiras do sistema, evidenciando as três fases avaliadas durante o ciclo de vida e detalhando materiais e processos utilizados. Na imagem é apresentada também a quantidade de manutenções exigidas pela NBR 15.575 para um período de 40 anos.

Figura 39: Fronteiras do sistema para parede de blocos de concreto, detalhando os processos estudados em cada fase ao longo do ciclo de vida.



As fronteiras do sistema envolvem os processos de extração de matéria prima, produção de materiais de construção, produção de paredes, manutenções e descarte ao fim do ciclo de vida. O sistema de alvenaria é composto por blocos de concreto[40] de 14x19x39cm, argamassa[41] de assentamento entre os blocos com 1cm, argamassa de revestimento externo de 2,5cm de espessura, regularização interna de pasta de gesso com aproximadamente 0,5cm, e pintura com tinta alquídica interna e externamente. É considerando ainda reforço estrutural no encontro de paredes com concreto tipo graute[42] e barras de aço de diâmetro 3/8", além de reforço estrutural nas aberturas em vergas e contravergas[43] com os mesmos materiais. Neste estudo são desconsiderados sistemas complementares, como tubulações de água e esgoto, nem elétricas, tendo em vista a maior dificuldade em levantar dados relativos a seus materiais para uso no Brasil, também não fazem parte deste estudo os sistemas de abertura, como portas e janelas.

Análise de inventário de ciclo de vida

O sistema de parede foi inventariado com dados internacionais da base de dados Ecoinvent versão 3.2 (WEIDEMA et al., 2013) com adaptações para o cenário brasileiro, a partir de informações coletadas *in loco* e bibliografia acadêmica e técnica. O método de avaliação de impactos utilizado é o CML *baseline*, com categorias de impacto orientadas ao problema, tendo todas as 11 categorias analisadas. A Tabela 27 apresenta o inventário com quantitativos de materiais utilizados no sistema para a construção da parede.

40. Concreto é uma mistura cimento, agregado graúdo (brita), agregado miúdo (areia) e água em proporção estipulada por projeto específico.

41. Argamassa é uma mistura de cimento, agregado miúdo (areia) e água em proporção estipulada por projeto específico.

42. Graute é um tipo de concreto fluído utilizado para preenchimento de elementos vazados.

43. Vergas e contravergas são reforços estruturais horizontais para abertura de portas e janelas em paredes de alvenaria.

Tabela 27: Inventário de materiais da Parede de blocos de concreto

Camada	Materiais	Unid.	Espess.	Massa/unidade funcional (kg/m²)	Manutenções
Parede	Pintura	-	< 1mm	0,12	4 x
	Emboço e reboco	-	2,5 cm	47,5	1 x
	Bloco de concreto	12,5	14 cm	118,75	-
	Gesso	-	0,6 cm	8,4	1 x
	Pintura	-	< 1mm	0,12	4 x
Graute	Barra de aço 3/8	-	9,53mm	0,89	-
	Graute	-	8 cm	13,44	-

A parede de blocos de concreto possui peças de 6 MPa com dimensões de 19x39x14cm, assentadas com argamassa de cimento Portland com 1cm de espessura. Externamente recebe emboço e reboco de 2,5cm e pintura com tinta alquídica, na parte interna regularização com pasta de gesso, finalizada com o mesmo tipo de pintura. A parede recebe pontos de grauteamento que foram considerados em função de projeto referência de habitação social. Em um metro quadrado (1 m^2) de parede acabada é aplicado um fator de redução de graute e ferragem, correspondente ao total linear de paredes externas e pontos de grauteamento. Foram considerados, inclusive, grauteamento de verga e contraverga de janelas, já que estes utilizam volume considerável de material e incrementam o uso de ferragens.

Para a produção dos blocos foram utilizados dados adaptados do Ecoinvent de produção industrial alemã, em que foi substituída a matriz energética do processo para o brasileiro, o cimento para CPV de alta resistência inicial (indicado para processos pré-moldados, podendo diminuir o tempo de fabricação) com dados de produção brasileira de clínquer descritos por Guerreiro (2014), além de dados da produção de agregado miúdos, *i.e.* areia natural, retirados de Souza (2012), relação mássica de 1:5 (cimento, agregados) com consumo de 360 kg de cimento/m^3. Por não ter sido possível levantar o processo em fábrica no Brasil, foram assumidos processos similares, assim como no estudo produzido pela Quantis (2012). A produção das peças não considera o uso de aditivos, mas considera a embalagem de paletização.

A argamassa para assentamento e revestimento dos blocos foi considerada a mesma, tendo seus dados adaptados do processo de argamassa industrializada suíça do Ecoinvent. Foram atualizados o tipo de cimento para CPII-Z brasileiro (GUERREIRO, 2014) e a matriz energética local, além da mudança da areia de britagem para areia de extração, conforme dados de Souza (2012). Nesta argamassa são desconsiderados aditivos, mas são consideradas as embalagens e transporte de matéria prima. A relação massica utilizada na mistura foi de 1:4 (cimento, agregado) com 360 kg de cimento/m^3 de argamassa.

Tintas alquídicas são base para produção de tintas esmalte e tintas a óleo, que podem ser utilizadas para cobrimento de pintura externa e interna conforme NBR 15.494 (ABNT, 2015). No processo de pintura foi utilizado o dado do Ecoinvent para produção global de tinta alquídica branca sem solvente, em solução de concentração de 60%. Este dado não foi adaptado para a versão Brasileira em função da indisponibilidade de informações sobre a indústria local. A quantidade de tinta utilizada foi de 0,12 kg para cada uma das faces, por processo de pintura, envolvendo uma durante a construção e quatro substituições ao longo do ciclo de vida. Não

foram consideradas camadas de pintura de base, *i.e.* tinta tipo preparador e tipo fundo, por não haver dados disponíveis sobre estes materiais.

O graute foi desenvolvido com dados coletados em obra. Não foram considerados aditivos na mistura, a relação de massa para cimento e materiais secos é de 1:3,8, com consumo de cimento em 380 kg por m^3. A energia para homogeneização do graute foi estimada em aproximadamente $1m^3$/hora (quatro misturas), segundo manuais técnicos de consumo de energia para betoneiras[44] de capacidade trabalho de 280 L. A quantidade de graute por unidade funcional foi calculada em função de um projeto do PMCMV, onde foram identificados os pontos de reforço vertical e horizontal em vergas e contravergas de janelas e cintas de amarração[45]. Não foram considerados verga de portas no térreo. Foi considerada perda de 5% do material pronto e transporte da matéria prima até o local da obra.

Na parede de blocos são utilizados vergalhões de aço no graute vertical, cinta, vergas e contravergas. As informações de produção de aço foram retiradas do Ecoinvent para produção global de aço estrutural. O volume de aço por unidade funcional foi calculado similarmente ao volume de graute, já que ambos aparecem nos mesmo pontos de parede. No grauteamento vertical é utilizada uma barra de 3/8" por ponto e nas contravergas e cinta, duas barras de 3/8". É considerado o transporte para a obra e não são consideradas perdas.

As distâncias para transporte foram assumidas considerando o ponto de estoque dos materiais, ou produção dos mesmos, até o canteiro da obra de referência. Normalmente os PMCMV localizam-se em pontos distantes o suficiente do centro da cidade para diminuir o custo com aquisição do terreno, mas não distantes a ponto de não atender os requisitos mínimos para aprovação do empreendimento ou aumentar de forma considerável os custos de transporte (ROLNIK et al., 2015). Dessa forma, o projeto de referência, distante 18 km do centro histórico da cidade de Porto Alegre, foi considerado qualitativamente representativo no contexto de habitações sociais brasileiras. As distâncias da indústria até o terreno estão apresentadas na Tabela 28. As distâncias da matéria prima até a porta da indústria de materiais de construção foram consideradas fixas em 30 km, e ao fim do ciclo de vida, a distância de resíduos até o aterro sanitário foi estimada em 50 km. Todos os caminhões utilizados para transporte tiveram dados extraídos do Ecoinvent para o tipo EURO3 de 3,5 a 7,5 toneladas.

Tabela 28 – Distâncias de materiais de construção até a obra referência

Indústria	**Distâncias até terreno**
Produção Concreto (Bairro Farrapos, POA, RS)	20,5 km
Produção Bloco (Gravataí, RS)	42 km
Produção Argamassa (Gravataí, RS)	45,5 km
Produção Aço (Charqueadas, RS)	72 km

Resultados

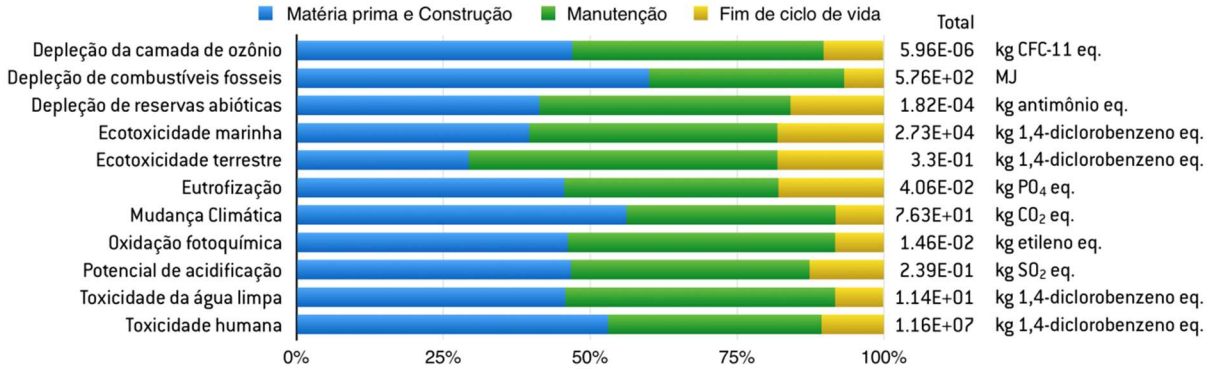
Os resultados da Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida são apresentados para todas as onze categorias do método CML *baseline*. O resultado demonstra a importante contribuição da Fase 1, de Produção de matérias

44 . Equipamento utilizado para mistura de concreto ou argamassa.

45. Cinta de amarração é um tipo de viga para paredes de alvenaria.

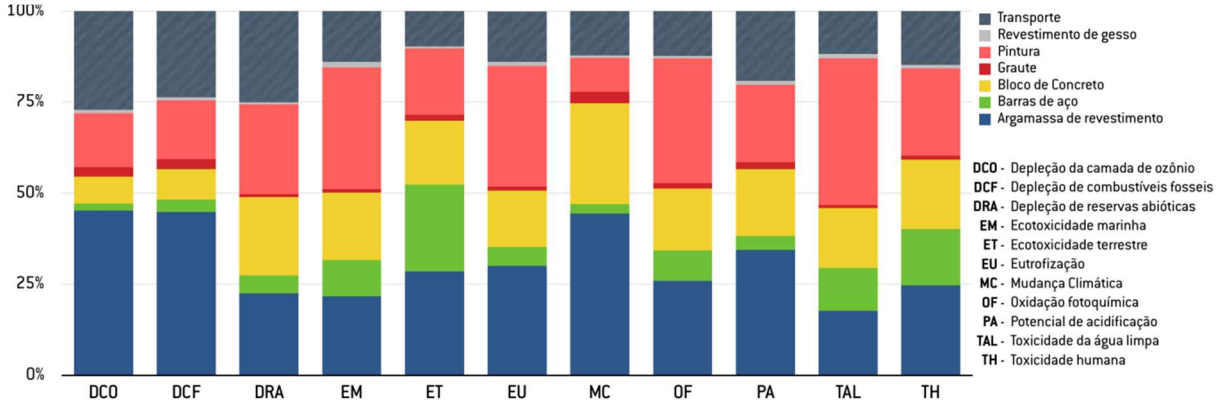
primas e Construção do edifício, que teve maior impacto em 7/11 categorias, além da Fase 2, de Manutenção, que pelo volume de material envolvido ao longo de 40 anos, apresentou resultado maior em 4/11 categorias. Todavia é importante ressaltar a proximidade relativa dos resultados das duas fases citadas, demonstrando que não apenas os materiais inicialmente escolhidos são importantes, mas também a durabilidade e nível de substituições ao longo do ciclo de vida são de grande relevância. A fase de fim de vida tem seus impactos marcados principalmente pelo transporte de resíduos até sua deposição em aterro. A Figura 40 exibe as diversas fases ao longo do ciclo de vida para cada um dos impactos potenciais.

Figura 40: Impactos avaliados em comparação às fases de ciclo de vida da parede



A Figura 41 aponta os resultados de impactos comparados com cada um dos processos envolvidos ao longo da produção, manutenção e fim de vida da parede analisada, demonstrando a maior importância do processo de produção da argamassa de reboco externo, considerando uma aplicação inicial e uma substituição ao longo da vida útil, tendo maior importância em 6/11 categorias. O segundo processo mais importante analisado foi o de pintura com tinta alquídica externa e interna, que devido as altas taxas de substituição (a cada 8 anos) foi o mais relevante em 5/11 categorias. O processo de produção de aço, embora tendesse a ser um dos mais consideráveis na fase de produção de materiais de construção, acaba não sendo tão notável devido à baixa utilização no sistema de parede, além da manutenção ao longo do ciclo de vida não ser necessária. De maneira geral a produção de clínquer para cimento (utilizado nos blocos de concreto e argamassa de revestimento) teve grande importância, principalmente na categoria de mudanças climáticas, devido às altas taxas de energia utilizadas para a sinterização do calcário em clínquer, além do inerente processo químico envolvido na dissociação do CO_2 do calcário quando aquecido para a produção do produto.

Figura 41: Resultados de impactos potenciais em comparação a cada um dos processos envolvidos ao longo do ciclo de vida



Embora, em função da diferença entre os métodos de avaliação de impacto, o estudo realizado pela Quantis

(2012) não possa ser diretamente comparado, existem diferenças metodológicas importantes que puderam ser constatadas. A primeira análise não considera manutenções nos revestimentos ao longo do ciclo de vida, o que acarreta na maior importância do uso do bloco de concreto nos resultados finais. No estudo atual percebe-se a importância das manutenções na avaliação, tanto de reboco de argamassa, quanto nas diversas substituições de pintura ao longo do ciclo, tornando o processo de construção do elemento estrutural secundário neste cenário.

Conclusões

Este estudo teve como objetivo avaliar os impactos de ciclo de vida de parede estrutural composta por blocos de concreto, um sistema frequentemente utilizado no PMCMV. Os resultados demonstraram que além da fase de construção e obtenção de matérias primas, a fase de manutenção teve relevante impacto ao longo da vida útil. Evidenciando que os impactos ambientais de cada solução de parede externa serão resultado não apenas dos atributos dos materiais inicialmente escolhidos e a forma como a solução é projetada e construída, mas observa-se também a necessidade de atentar à durabilidade dos materiais de revestimento, que podem aumentar substancialmente os impactos do sistema ao longo da vida útil da parede.

Os resultados obtidos por esta pesquisa poderão futuramente auxiliar melhores interpretações dos impactos causados por um dos sistemas de paredes utilizados no PMCMV e em outros empreendimentos de habitação social, especialmente no que concerne à qualificação de durabilidade dos seus elementos de revestimento interno e externo, que demonstraram importância significante na ACV da parede. Estudos futuros procurarão comparar o sistema apresentado com outros de frequente utilização no programa de habitação governamental.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) pelo auxilio financeiro da pesquisa. Agradecem também o grupo de ACV do NORIE (Núcleo Orientado à Inovação da Edificação) pelo apoio intelectual, principalmente aos bolsistas de iniciação científica Igor da Cruz e Bruno Conte pela diligente ajuda na busca de alguns dados utilizados.

Referências Bibliográficas

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15.575-1: edificações habitacionais – desempenho – parte 1: requisitos gerais. Rio de Janeiro, 2013.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15494: Tintas para construção civil - Requisitos de desempenho de tintas para edificações não industriais - Tinta brilhante à base de solvente com secagem oxidativa. Rio de Janeiro, 2015.

ANDRADE, F.; ASSIS, E.; PINHEIRO, R. Consumo de energia em edificações de baixa renda no Brazil. XII Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Cosntruído (ENTAC). Anais. Canela: nov. 2010

CABEZA, L. F. et al. Life cycle assessment (LCA) and life cycle energy analysis (LCEA) of buildings and the building sector: A review. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 29, p. 394–416, 2014.

GUERREIRO, A. Avaliação do ciclo de vida dos cimentos de produção mais significativa produzidos no brasil. Monografia (gradução) - Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2014.

HERRERA, J. A. Q. Quantificação e correlação das variáveis do ciclo de vida energético da edificação: energia incorporada na envolvente arquitetônica e consumo energético pelo comportamento térmico, caso de estudo: moradia. Tese (doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2013

IBN-MOHAMMED, T. et al. Operational vs. embodied emissions in buildings—A review of current trends. Energy and Buildings, v. 66, p. 232–245, nov. 2013.

MONTEIRO, H.; FREIRE, F. Life-cycle assessment of a house with alternative exterior walls: Comparison of three impact assessment methods. Energy and Buildings, v. 47, p. 572–583, 2012.

ORTIZ-RODRÍGUEZ, O.; CASTELLS, F.; SONNEMANN, G. Life cycle assessment of two dwellings: One in Spain, a developed country, and one in Colombia, a country under development. Science of The Total Environment, v. 408, n. 12, p. 2435–2443, 2010.

ORTIZ, O. et al. The environmental impact of the construction phase: An application to composite walls from a life cycle perspective. Resources, Conservation and Recycling, v. 54, n. 11, p. 832–840, 2010.

PAULSEN, J. S.; SPOSTO, R. M. A life cycle energy analysis of social housing in Brazil: Case study for the program "My House My Life". Energy and Buildings, v. 57, n. 2013, p. 95–102, 2013.

QUANTIS. Análise comparativa do ciclo de vida d e paredes construídas com blocos cerâmicos, blocos de concreto e concreto armado moldado in loco. Quebec, 2012.

RAMESH, T.; PRAKASH, R.; SHUKLA, K. K. Life cycle energy analysis of buildings: An overview. Energy and Buildings, v. 42, n. 10, p. 1592–1600, out. 2010.

RICHTER, C. Qualidade da alvenaria estrutural em habitações de baixa renda : uma análise da confiabilidade e da conformidade. Dissertação (mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil , Universidade Federal do Rio Grande do Sul. POA, 2007.

SILVA, L. Análise do ciclo de vida energético de habitações de interesse social. Dissertação (mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil , Universidade Federal do Rio Grande do Sul. POA, 2012.

SILVESTRE, J. D.; BRITO, J. DE; PINHEIRO, M. D. Building's external walls in Life-Cycle Assessment (LCA) research studies. Portugal SB10: Sustainable Building Affordable to All. Anais. 2010

SOUZA, A. DE. Avaliação do ciclo de vida da areia em mineradora de pequeno porte, na região de São José do Rio Preto - SP. [s.l.] Universidade Federal de São Carlos, 2012.

TAVARES, S. F. Metodologia de Análise do Ciclo de Vida Energético de Edificações Residenciais Brasileiras. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - SUSTAINABLE BUILDINGS AND CLIMATE INITIATIVE. Buildings and Climate Change. Unep. Paris: Unep. 2009.

WEIDEMA, B.P.; BAUER, CH.; HISCHIER, R.; MUTEL, CH.; NEMECEK, T.; REINHARD, J.; VADENBO, C.O.; WERNET, G. The ecoinvent database: Overview and methodology, Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. 2013. Disponível em: <www.ecoinvent.org>. Acesso em março de 2016.

V Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida
19 a 22 de Setembro 2016 - Fortaleza, CE

Desenvolvimento de filmes poliméricos biodegradáveis para sacolas descartáveis e sua Análise de Ecoeficiência

Jéssika Souza de Carvalho[1], Sueli Aparecida de Oliveira[2], Derval dos Santos Rosa[1]

[1] Universidade Federal do ABC (PPGCTA/ UFABC) – Av. dos Estados, 5001, 09210-580, Santo André, São Paulo, Brasil.
[2] Fundação Espaço ECO® (FEE) - Estrada Ribeirão do Soldado, 230, 09844-900, São Bernardo do Campo, São Paulo, Brasil.

Nos dias de hoje, tem sido crescente a preocupação com os impactos ambientais provocados pelo descarte inadequado de sacolas plásticas descartáveis após seu uso, visto que essas têm provocado sérios problemas, devidos à alta descartabilidade, baixa reciclagem e lenta degradabilidade. Em busca de uma solução parcial para o descarte dessas, nos últimos anos vem aumentando o interesse em incrementar e desenvolver materiais biodegradáveis com características que permitam a sua utilização em embalagens e utensílios descartáveis. De modo a promover o conceito de desenvolvimento sustentável, esse trabalho tem como objetivo apresentar os resultados do desenvolvimento de filmes poliméricos biodegradáveis de baixo custo, para uso em sacolas descartáveis de supermercado, assim como avaliar os impactos ambientais e econômicos deles decorrentes, ao longo do seu ciclo de vida. Os filmes foram preparados utilizando Ecovio® (polímero comercializado pela BASF, cujo nome é concedido à combinação de Poli (Butileno Adipato co-Tereftalato) – PBAT com Poli (Ácido Láctico) – PLA, bem como o aditivo Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$), em diferentes composições. Esses foram caracterizados por ensaios mecânicos, análise termogravimétrica e avaliação da biodegradação. Os desempenhos ambiental e econômico (ao longo do ciclo de vida) de sacolas de supermercado manufaturadas a partir destes filmes, foram avaliados em comparação com sacolas de papel kraft e de polietileno (usualmente disponibilizadas em supermercados e capazes de atender à mesma função de transporte de compras). Para tanto utilizou-se a metodologia de avaliação de impactos ambientais e econômicos denominada Análise de Ecoeficiência, a qual segue os critérios preconizados pelas normas ISO da série 14040 e que utiliza como referências de inventários de ciclo de vida, bancos de dados de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) internacionalmente reconhecidos. Os resultados dos ensaios mecânicos demonstraram que a incorporação de $CaCO_3$ nos filmes diminuiu o alongamento na ruptura e a resistência à tração na ruptura dos materiais, porém aumentou o módulo de elasticidade. A análise termogravimétrica mostrou que a utilização da carga reduziu a estabilidade térmica das composições. Após 180 dias do ensaio de biodegradação, os resultados mostraram que não houve uma perda de massa significativa, no entanto, as amostras já apresentaram uma modificação superficial. Na Análise de Ecoeficiência foi possível observar que a incorporação de $CaCO_3$ diminuiu significativamente os impactos econômicos das alternativas em estudo e favoreceu a ecoeficiência dos polímeros biodegradáveis.

***Palavras-chave**: Resíduos Sólidos Urbanos, Sacolas descartáveis, Polímeros biodegradáveis, Análise de Ecoeficiência.*

Introdução

Nos últimos anos, tem-se observado o crescimento da produção e uso dos plásticos, que trouxeram para a sociedade mais comodidade. Dentre as vantagens apresentadas pelos plásticos, podemos destacar o baixo custo, a leveza, a capacidade de suportar peso, o fácil processamento e a flexibilidade (ABIPLAST, 2014; SANTOS; DUARTE, 2015; BRINE; THOMPSON, 2010). Cerca de 40% da produção dos plásticos é destinada a utensílios descartáveis e embalagens, como por exemplo, as sacolas descartáveis (ABRELPE, 2014; SIRACUSA et al., 2008).

A inclusão e o aumento do uso das sacolas plásticas no mundo tiveram início na década de 70, após substituírem as embalagens de papel, que eram frequentemente utilizadas nos supermercados (SANTOS, 2012). Porém, os impactos ambientais decorrentes da sua inapropriada destinação final, relacionados com a vida útil longa e a

baixa degradabilidade, têm sido alvos de preocupação da sociedade atual (MONTAGNA, 2014; ADAMCOVA, 2014).

Em busca de uma solução parcial para o descarte das sacolas plásticas, tem crescido nos últimos anos o interesse em incrementar e desenvolver materiais biodegradáveis, com características que permitam a sua utilização em embalagens e utensílios descartáveis (RIEGER et al., 2010; KHOO; TAN; CHNG, 2010).

Contudo, antes de os polímeros biodegradáveis substituírem os convencionais, esses precisam superar suas desvantagens relacionadas ao alto custo de produção em comparação aos plásticos convencionais (PELLICANO; PACHEKOSKI; AGNELLI, 2009). Deste modo, algumas cargas podem ser adicionadas nas formulações dos materiais, com o objetivo de reduzir custos e melhorar as propriedades do material; dentre estas cargas podemos citar o Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) (PELLICANO; PACHEKOSKI; AGNELLI, 2009; GARAY, 2010; SHI; DOU, 2014).

Dentre as metodologias de avaliação de impactos descritas na literatura, que vêm proporcionando importantes contribuições, podemos citar a Avaliação do Ciclo de Vida (que enfoca os aspectos ambientais e potenciais impactos deles decorrentes, ao longo de todo o ciclo de vida de um produto) e a Análise de Ecoeficiência (que avalia esses impactos ambientais em conjunto com a determinação de todos os impactos econômicos envolvidos desde a extração dos recursos até a disposição final (JACQUEMIN; PONTALIER; SABLAYROLLES, 2012; MATILLA et al., 2011).

Partindo desse contexto, o presente estudo tem como objetivo desenvolver filmes poliméricos biodegradáveis com baixo custo para aplicação em sacolas descartáveis de supermercado, avaliar parâmetros de desempenho técnico e realizar uma Análise de Ecoeficiência comparando sacolas biodegradáveis manufaturadas com estes polímeros, com e sem adição de carga, com outras alternativas de sacolas atualmente utilizadas.

Materiais e Métodos

Materiais

Para desenvolvimento dos filmes poliméricos biodegradáveis, as matérias-primas utilizadas foram: Ecovio® F2224 da BASF S.E. (Ludwigshafen, Alemanha), Poli (Butileno Adipato co-Tereftalato) (PBAT), de nome comercial Ecoflex® F Blend C1200 da BASF S.E. (Ludwigshafen, Alemanha) e Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$) Ultrafine 450 da Carbofine Carbonatos Finos Ltda. (Espírito Santo, Brasil). Para caracterização e comparação, também foram utilizadas sacolas de papel kraft e sacolas plásticas de Polietileno de Alta Densidade (PEAD).

Desenvolvimento dos filmes

As misturas foram preparadas segundo as seguintes composições/proporções em massa, das matérias-primas Ecovio®/Ecoflex®/$CaCO_3$ (%/%/%): Amostra 1 (60/40/0); Amostra 2 (60/30/10); Amostra 3 (60/20/20); Amostra 4 (70/20/10) e Amostra 5 (70/15/15). As amostras 6 e 7 são representadas, respectivamente, pelas sacolas de Papel Kraft e de PEAD, atualmente utilizadas nos supermercados.

As misturas das matérias-primas, previamente preparadas, foram secas em estufa a 50 ºC por 72 horas e processadas em uma extrusora monorosca (AX-Plásticos), com rosca de 20 mm de diâmetro e 700 mm de comprimento e com cinco zonas de aquecimento (172, 162, 140, 851 e 30ºC). Após três extrusões consecutivas, para melhor homogeneidade das formulações, as amostras foram cortadas em granulador na forma de pellets. Posteriormente, esses foram processados novamente na extrusora para desenvolvimento dos filmes.

Ensaio mecânico

Os ensaios foram realizados em uma Máquina Universal Instrumentada de Ensaios Instron, modelo 5569, conforme ASTM D 882. Foram utilizados 10 corpos de prova para cada amostra, para determinar a média de resistência à tração (σ), alongamento na ruptura (ε) e o módulo de Young (*E*).

Análise termogravimétrica

A análise termogravimétrica é uma técnica de análise térmica na qual a variação da massa da amostra é determinada em função da temperatura e/ou tempo. As análises foram conduzidas no equipamento Perkin Elmer Pyris 1 STA 6000, com taxa de aquecimento de 10 ºC/ min, utilizando cerca de 8 mg de amostra e temperatura de 50 ºC até 600 ºC, em atmosfera de nitrogênio.

Biodegradação em solo simulado

O solo simulado para a condução do ensaio de biodegradação foi preparado a partir de mistura, em % mássica, correspondente a 23% de terra, 23% de areia, 23% de matéria orgânica (11,5% de folha seca e 11,5% de borra de café) e 31% de água destilada. Nessa mistura foi adicionado o adubo NPK 04 14 08 da marca West Garden. Os componentes foram homogeneizados, colocados em bandejas de plástico e armazenados em prateleiras com ausência de luz e a temperatura ambiente de aproximadamente 22ºC. As medições de massa dos corpos de prova começaram com uma periodicidade quinzenal até atingirem 60 dias e, depois deste período, foram retiradas, limpas, secas e pesadas mensalmente.

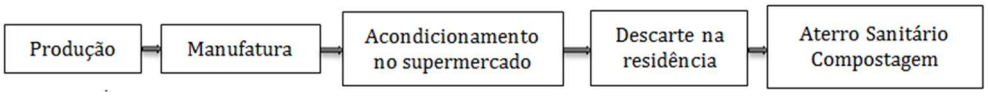
Análise de Ecoeficiência

A metodologia utilizada para realização da Análise de Ecoeficiência, foi desenvolvida pela BASF e avalia e compara os aspectos ambientais e potenciais impactos ambientais e econômicos ao longo do ciclo de vida das alternativas analisadas (NSF, 2013). Essa metodologia é baseada na série de normas ISO 14040.

A função definida para este estudo foi produzir sacolas descartáveis e a Unidade Funcional (UF) adotada foi a produção e uso de 6.642.504 sacolas descartáveis, levando em consideração a utilização mensal de 66 sacolas pelos 8.387 alunos de uma Universidade Pública Federal próxima ao supermercado que serviu de referência para o estudo. A fronteira geográfica incluiu os países Alemanha (produção e transporte dos polímeros biodegradáveis) e Brasil (para outras fases envolvidas no processo), enquanto a fronteira temporal considerou o ano de 2015.

O escopo do projeto foi definido como do "berço ao túmulo", ou seja, foram considerados os aspectos e potenciais impactos gerados desde a extração dos recursos naturais até a disposição final das sacolas após uso. A Figura 1 apresenta o Sistema de Produto, ou seja, os estágios relevantes analisados no ciclo de vida estudado, onde os retângulos apresentam os estágios e as setas os fluxos de matéria e energia. Esse escopo também considera os custos e transportes envolvidos para o cumprimento da função definida na Unidade Funcional.

Figura 1: Sistema de produto



Na fase de Produção, foi considerada a produção das matérias primas, que são utilizadas para a manufatura das sacolas, ou seja, a produção de Ecovio®, Ecoflex® e Carbonato de Cálcio ($CaCO_3$), assim como as produções de utilidades e insumos auxiliares. Os inventários de ciclo de vida (abordagem berço à porta) foram selecionados das bases de dados de ACV (*Boustead* 5. 11, *Ecoinvent* versão 2.2 ou bases de dados da Fundação Espaço ECO®) e consideradas as adaptações necessárias para que os inventários representassem, com a maior fidelidade possível, as condições de produção dos insumos (a exemplo da matriz energética específica dos países nos quais insumos, auxiliares ou processos industriais tenham sido realizados).

Na fase de Manufatura foram consideradas as entradas necessárias para a manufatura das sacolas, por exemplo, consumo de eletricidade e consumo de água. Os inventários de ciclo de vida dos processos de Manufatura considerados no estudo também foram adquiridos nas bases de dados mencionadas, considerando as tecnologias que melhor os representassem. Foi utilizado o inventário do processo produtivo de *paper bag* (abordagem porta à porta) para a sacola de papel, sem contabilizar a entrada da tinta de impressão pois no estudo, por premissa, não foi considerado o processo de impressão para nenhuma das alternativas de sacolas. Para as sacolas biodegradáveis e para sacolas de PEAD foi utilizado o inventário de ciclo de vida para o processo produtivo de *plastic bag* (porta à porta) em função da similaridade entre os processos de manufatura das duas tecnologias de polímeros.

Em seguida, considerou-se que as sacolas foram transportadas até o supermercado tomado como referência para o estudo, onde os 8.287 alunos consumidores, após realizarem suas compras, as acondicionaram nas sacolas descartáveis. Posteriormente, as sacolas foram reutilizadas nas residências, para destinação dos resíduos sólidos e então destinadas para o aterro sanitário (sacolas de papel e polietileno) ou para a compostagem (sacolas biodegradáveis). Por não haver impactos ambientais e econômicos associados à ação de acondicionar compras nas sacolas descartáveis ou reutilizá-las como embalagens para descarte dos resíduos, foram calculados apenas os impactos decorrentes do descarte, para ambas as tecnologias.

Os transportes foram determinados para cada estágio considerado no ciclo de vida das alternativas em avaliação. As distâncias foram calculadas de acordo com os locais considerados de produção, manufatura, uso e disposição final. Os transportes relacionados à fase de produção foram aqueles provenientes dos locais nos quais estão instaladas as empresas que produzem as matérias-primas, sendo: Ludwigshafen am Rhein - Alemanha (Polímeros Biodegradáveis), Espírito Santo - Brasil (Carbonato de Cálcio), Santo André (SP) - Brasil (Polietileno de Alta Densidade) e Suzano (SP) - Brasil (Papel Kraft).

Resultados e Discussões

Propriedades físicas dos materiais analisados

Ensaios mecânicos

O ensaio mecânico consistiu em submeter o corpo de prova a um esforço que tende a alongá-lo até sua ruptura e permitiu a determinação da resistência à tração na ruptura, módulo de Young (E) e alongamento na ruptura. Os resultados mostraram que, dentre as sete amostras analisadas, a Amostra 6 apresentou o menor alongamento na ruptura, ou seja, após atingir sua máxima tensão suportada, a amostra se rompe rapidamente, sem apresentar expressiva deformação. Além disso, foi observado que a Amostra 6 apresentou uma fratura do tipo frágil. A Amostra 1, sem adição de Carbonato de Cálcio, apresentou maiores valores de resistência à tração na ruptura e no alongamento da ruptura. Também foi possível observar que as amostras biodegradáveis apresentaram pequenas variações no Módulo de Young. A Amostra 7, representada pela sacola de PEAD, foi a que apresentou o menor módulo de Young, isto é, mostrou menor tensão suportada antes de sua deformação permanente.

Análise termogravimétrica

Os resultados da análise termogravimétrica apontaram para a perda de massa das amostras em função da temperatura à qual foram submetidas. Os resultados mostraram que a Amostra 7, representada pela sacola de PEAD, possui a maior estabilidade térmica, tendo sua perda total de massa em torno de 503 ºC (uma diferença de aproximadamente 100 ºC com relação à Amostra 6). Além disso, a Amostra 6 demonstrou maior perda de massa, representando a condição de menor estabilidade térmica. Comparando todas as amostras biodegradáveis, foi observado que a incorporação de Carbonato de Cálcio promoveu uma menor estabilidade térmica das amostras. Contudo, as diferentes proporções do $CaCO_3$ não promoveram mudanças significativas na estabilidade térmica das amostras que possuem a carga incorporada à sua composição.

Biodegradação em solo simulado

Foi observado no ensaio de biodegradação das amostras, um aumento no percentual de massa nos quarenta dias iniciais do ensaio. Segundo Bardi e Rosa (2007), os primeiros dias de envelhecimento em solo simulado correspondem à fase abiótica da biodegradação, na qual as macromoléculas dos polímeros passam por processos de absorção e adsorção de moléculas de água, podendo iniciar o processo de hidrólise dos materiais e consequentemente a produção de moléculas menores, tais como monômeros e oligômeros. Portanto, esse aumento no percentual de massa apresentado pelas amostras sugere que as mesmas absorveram água, o que poderá facilitar a ocorrência da hidrólise dos polímeros.

Durante os 180 dias de submissão das amostras ao ensaio, não foi possível observar perdas de massa significativas para as amostras biodegradáveis, sendo que a incorporação de $CaCO_3$ não interferiu nos resultados de biodegradação até esta fase do ensaio. A Amostra 6 apresentou uma elevada taxa de biodegradabilidade, perdendo cerca de 20% de massa nos primeiros 30 dias de ensaio. Por outro lado, a Amostra 7 não apresentou perdas de massa expressivas durante os 180 dias analisados.

Análise de Ecoeficiência

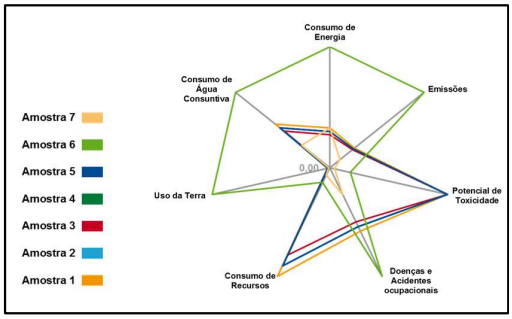
Impactos Econômicos

Os impactos econômicos foram calculados utilizando o custo total dos diversos estágios do ciclo de vida avaliados, para cada alternativa estudada. Para todas as alternativas avaliadas, os impactos econômicos mais significativos foram apontados nas fases de produção e aquisição, representando aproximadamente 98% do custo total, ou seja, custos diretamente relacionados com a produção e preços finais ao transformador das matérias-primas utilizadas para a manufatura das sacolas descartáveis. Para as alternativas biodegradáveis, o custo com transportes representou o segundo maior impacto econômico, devido à distância da indústria de produção da matéria-prima até a indústria onde as sacolas são manufaturadas. Por outro lado, a etapa de disposição final, representada pela destinação das sacolas em ambiente de compostagem, foi registrada como a menos impactante. Os resultados também mostraram que quanto maior a incorporação de Carbonato de Cálcio nas amostras, menor é o impacto econômico do produto final (sacolas descartáveis). Portanto, a sacola manufaturada com os polímeros biodegradáveis sem incorporação de $CaCO_3$ (Amostra 1), apresentou o maior impacto econômico. A Amostra 7 apresentou o menor impacto econômico, em função do baixo custo de produção e aquisição de sua matéria-prima.

Impactos Ambientais

Na Figura 2 é possível analisar a Impressão Ambiental decorrente da Análise de Ecoeficiência, ou seja, a representação de cada um dos indicadores de impacto ambiental decorrentes de cada alternativa estudada. Para cada indicador avaliado, a alternativa posicionada mais ao extremo do gráfico é aquela menos favorável na categoria de impacto em avaliação.

Figura 2: Ilustração da Impressão Ambiental



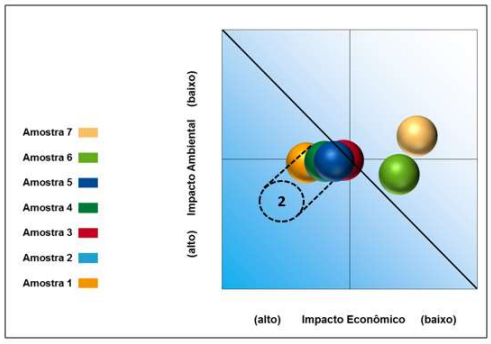
A Impressão Ambiental fornece uma visão geral dos impactos ambientais decorrentes do ciclo de vida das sete alternativas estudadas. Os valores obtidos para cada categoria de impacto ambiental foram normalizados entre as alternativas (intervalos de 0 a 1). A normalização é feita atribuindo o valor 1 (ou seja, 100% de impacto) à alternativa com maior impacto, calculando-se as demais por linearidade, uma vez que se trata de uma análise comparativa. Observa-se que, dados os estágios do ciclo de vida analisados neste escopo (abordagem berço a túmulo) a Amostra 6 apresentou impactos ambientais relevantes em cinco das sete categorias avaliadas, sendo que esses impactos estão relacionados, principalmente, ao processo produtivo do papel, matéria-prima utilizada para manufatura da sacola de Papel Kraft. As amostras chamadas biodegradáveis (Amostras de 1 a 5) apresentaram os mais altos impactos nas categorias Consumo de Recursos e Potencial de Toxicidade Humana. Por outro lado, a Amostra 7 não apresentou altos impactos em nenhuma das categorias avaliadas.

Dentre as categorias de impactos ambientais, podemos destacar Consumo de Energia, Consumo de Recursos e Uso da Terra. Na Categoria Consumo de Energia foi observado que os maiores impactos de todas as alternativas analisadas apresentaram-se na fase de produção, onde a produção do Papel Kraft apresentou o maior consumo, atingindo 4.415.217 MJ/UF de energia provinda principalmente do petróleo. Na categoria Consumo de Recursos, os maiores impactos foram observados na fase de produção das amostras biodegradáveis, onde o Titânio, recurso que conta com baixa reserva mundial, é frequentemente utilizado como catalisador na produção dos polímeros biodegradáveis. No Uso da Terra, a maior ocupação foi observada na fase de produção do Papel Kraft, com ocupação de 2.368 m^2 de área por UF, sendo essa decorrente, especialmente, da plantação de eucaliptos, matéria-prima utilizada na produção do Papel Kraft.

Matriz de Ecoeficiência

Na Matriz de Ecoeficiência é possível analisar a alternativa com o melhor desempenho ambiental e econômico, isto é, a alternativa mais ecoeficiente. A Figura 3 apresenta a Matriz de Ecoeficiência das amostras analisadas, onde no eixo horizontal podemos visualizar os impactos econômicos e no eixo vertical os impactos ambientais.

Figura 3: Matriz de Ecoeficiência



Observa-se que, a alternativa mais ecoeficiente é a Amostra 7, representada pela sacola de PEAD e a alternativa menos ecoeficiente é a Amostra 1, representada pela sacola biodegradável sem a incorporação de Carbonato de Cálcio. É possível concluir que a incorporação do $CaCO_3$ diminuiu consideravelmente os impactos econômicos e promoveu uma pequena, porém importante, diminuição do impacto ambiental, demonstrando que as alternativas com a carga mineral são mais ecoeficientes do que aquela manufaturada exclusivamente com polímero biodegradável. Dentre as alternativas biodegradáveis estudadas, a Amostra 3, com incorporação de 20% de Carbonato de Cálcio, apresentou o melhor resultado. Já as Amostras 2 e 4 apresentaram desempenhos ambientais e econômicos semelhantes apresentando-se, assim, a Amostra 4 sobreposta à Amostra 2 (esfera pontilhada).

Também é possível verificar, na Matriz de Ecoeficiência, que a Amostra 6 apresentou um dos mais baixos impactos econômicos, principalmente com relação às amostras biodegradáveis, porém demonstrou o mais alto impacto ambiental, assim como evidenciado anteriormente na Impressão Ambiental. Portanto, como a análise

baseia-se na avaliação de impactos ambientais vinculados aos impactos econômicos, é necessário que a alternativa apresente um balanço, atendendo às duas vertentes (ambiental e econômica) para que se possa afirmar que seu desempenho ambiental-econômico é mais favorável que o das alternativas em comparação.

Considerações Finais

Sob a perspectiva da performance física dos materiais analisados, conclui-se que as amostras biodegradáveis apresentaram grandes vantagens na substituição das sacolas plásticas convencionais e das sacolas de papel, demonstrando também que a incorporação do $CaCO_3$ mantém e até melhora algumas propriedades físicas, ao mesmo tempo em que diminui o custo de produção. Contudo, considerando-se a perspectiva de ciclo de vida, verificou-se que as alternativas commodities, ou seja, sacolas de papel Kraft e de PEAD (alternativas com baixo custo de produção e com alta produtividade), apresentaram benefícios até esta fase do ciclo de vida. A Análise de Ecoeficiência apresentou a sacola de PEAD como a mais ecoeficiente, no entanto, a abordagem utilizada no estudo foi do "berço ao túmulo". Sugere-se para trabalhos futuros a realização de um estudo que amplie a abordagem para "berço ao berço", considerando os eventuais ganhos decorrentes da compostagem; assim, acredita-se que os resultados possam expressar os benefícios associados ao desempenho das sacolas biodegradáveis, com a revalorização dos resíduos, ao transformá-los em coprodutos de valor agregado.

Referências Bibliográficas

ABIPLAST. Perfil da Indústria Brasileira de Transformados Plásticos 2014. Disponível em: <http://www.abiplast.org.br/site/estatisticas >. Acesso em: 25 março 2016

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2013**. São Paulo, 2014

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS, West Conshohocken, Standard Test Method for. Tensile Properties of Thin Plastic Sheeting: ASTM D882-12, Annual Book of ASTM Standards, v. 08.03, 2012

ADAMCOVA, Dana; VAVERKOVA, Magdalena. **Biodegradation of Degradable/ Biodegradable Plastic Material in Controlled Composting Environment**. Polish Journal of Environmental Studies, v. 23, n. 5, p. 1465-1474, 2014

BRINE T. O; THOMPSON, Richard C. **Degradation of plastic carrier bags in the marine environment**. Marine Pollution Bulletin, v. 60, n. 12, p. 2279-2283, 2010

JACQUEMIN, Leslie; PONTALIER, Pierre-Yves; SABLAYROLLES. **Life Cycle Assessment (LCA) applied to the process industry: a review**. International Journal of Life Cycle Assessment, v.17, n.8, p.1028-1041, 2012

KHOO, Hsien H.; TAN, Reginald B. H.; CHNG, Kevin W. L. **Environmental impacts of conventional plastic and bio-based carrier bags**. International Journal of Life Cycle Assessment, v. 15, n. 3, p. 284-293, 2010

MONTAGNA, Larissa Stieven, **Desenvolvimento de Polipropileno Ambientalmente Degradável**. 2014. 184f. Dissertação (Doutorado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil, 2014

MORITA, Reinaldo Y., RICHART, Fábio S., BARBOSA, Ronilson V., MUNARO, Marilda; KLOSS, Juliana R. **Influence of Organophilic Ammonium-Free Nanoclay Incorporation on Mechanical Properties and Biodegradability of Biodegradable Polyester**. Macromolecular Symposia. v. 319, n. 1, p. 108-113, 2012

NSF - "**BASF's Eco-Efficiency Analysis Methodology - May 2013**", Available on: http://www.nsf.org/newsroom/basfs-eco-efficiency-analysis-methodology-may-2013or http://www.basf.com/group/corporate/pt/sustainability/eco-efficiency-analysis/labels/index

PELLICANO, Marilia; PACHEKOSKI, Wagner; AGNELLI, José A. M. **Influência da Adição de Amido de Mandioca na Biodegradação da Blenda Polimérica PHBV/ Ecoflex®**. Polímeros, v. 19, n.3, p. 212, 2009

RIEGER, Bernhard; KUNKEL, Andreas; COATES, Geoffrey W.; REICHARDT, Robert, DINJUS, Eckhard, ZEVACO, Thomas A. **Synthetic Biodegradable Polymers.** In: Advances in Polymer Science**,** 2010

SANTOS, Amélia S.F.; Freire, Fernando H. de O.; COSTA, Brenno L. N da; MANRICH, Sati. Sacolas Plásticas: Destinações Sustentáveis e Alternativas de Substituição. Polímeros Ciência e Tecnologia, v. 22, n. 3, p. 228-237, 2012

SANTOS, Teresa Rocha; DUARTE, Armando C. **A critical Overview of the Analytical Approaches to the Occurrence, the Fate and the Behaviour of Microplastics in the Environment.** Trends in Analytical Chemistry, v. 65, p. 47-53, 2015

SIRACUSA, V.; ROCCULI, P.; ROMANI, S.; ROSA, M. D. **Biodegradable polymers for food packaging: a review**. Trends in Food Science and Technology, v. 19, n. 12, p. 634-643, 2008

WOJTCZAK, Malgorzata; DUTKIEWICZ, Slawomir; GALESKI, Andrzej; PIORKOWSKA, Ewa. **Structure and characterization of random aliphatic-aromatic copolyester.** European Polymer Journal. v. 55, n. 1, p. 86-97, 2014

Análise de Ecoeficiência para secagem de mãos

Jéssika Souza de Carvalho[1], Felipe Alexandre Sudré[1], Gustavo Henrique Luiz[1], Vinícius da Silva Ferreira[1], Sueli Aparecida de Oliveira[2]

[1]Centro Universitário Fundação Santo André (CUFSA) – Av. Príncipe de Gales, 821, 09060-650, Santo André, São Paulo, Brasil.
[2]Fundação Espaço ECO (FEE) - Estrada Ribeirão do Soldado, 230, 09844-900, São Bernardo do Campo, São Paulo, Brasil.

Resumo. *De modo a atender aos requisitos legais vigentes que demandam controle e redução da geração de resíduos sólidos, bem como o interesse da sociedade por opções mais sustentáveis na execução de suas atividades cotidianas, o artigo aborda uma Análise de Ecoeficiência comparando alternativas para a secagem de mãos em ambientes com diferentes taxas de circulação de pessoas: Shopping Center (alta) e Centro Universitário (baixa). A Análise de Ecoeficiência (AEE), que analisou o desempenho ambiental e econômico, foi realizada com base em metodologias, ferramentas e bancos de dados de ACV internacionalmente reconhecidos, os quais seguem as normas da série ISO 14040. As tecnologias estudadas referem-se às disponíveis no mercado que possuem como função a secagem de mãos, das quais foram selecionadas o secador elétrico por jato de ar quente, com as alternativas de cinco e quinze segundos de uso constante e duas ou três toalhas de papel alocadas em dispenser plástico. Através da pesquisa de opinião realizada, que contou com 1350 respondentes, foi possível observar que a preferência do público alvo pela utilização de toalhas de papel deve-se à sua prática utilização. Constatou-se também que a sociedade se preocupa com as questões ambientais e sociais decorrentes da sua produção e utilização. Após as análises realizadas, a utilização de secadores elétricos por jato de ar quente evidenciou-se a opção mais ecoeficiente. O tempo de secagem utilizando o secador elétrico não foi significativo em termos ambientais e econômicos em nenhum dos dois locais de estudo, porém, a quantidade de toalhas de papel utilizada foi determinante. Constatou-se também que em locais de alta circulação, a utilização de secador elétrico destacou-se como a alternativa mais econômica. Sendo assim, seu uso, além de trazer menores impactos ambientais e econômicos, supre a expectativa de consumo de uma parcela expressiva do público alvo da pesquisa e as demandas governamentais atuais.*

Palavras-chave. Resíduos Sólidos Urbanos, Secagem de mãos, Análise de Ecoeficiência, Avaliação do Ciclo de Vida.

Introdução

Conforme o Artigo 4º da Lei Federal nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) reúne o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados pelo Governo Federal, isoladamente ou em regime de cooperação com Estados, Distrito Federal, Municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos. Dentre os objetivos estipulados pela legislação citada, destaca-se a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Mediante a busca de informações sobre o cenário atual da geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no Brasil foi constatado que, segundo o Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil de 2013, houve aumento, no período compreendido entre 2012 e 2013, na geração de resíduos em escala Nacional, de 4,1% (201.058 ton/dia para 209.280 ton/dia), Regional Sudeste de 3,94% (98.215 ton/dia para 102.088 ton/dia) e estado de São Paulo de 4,7% (56.626 ton/dia para 59.291 ton/dia) (ABRELPE, 2014).

Partindo desse contexto, o presente estudo tem como objetivo realizar uma Análise de Ecoeficiência entre tecnologias que atendam a função de secagem de mãos; mais especificamente estão os locais de estudo analisados: Shopping Center (local com grande circulação de pessoas) e Centro Universitário (local com baixa

circulação de pessoas), na cidade de Santo André, tendo toalhas de papel alocadas em dispenser de plástico e secador elétrico por jato de ar quente, como alternativas para secagem de mãos.

Materiais e Métodos

A metodologia utilizada foi a Análise de Ecoeficiência (AEE), desenvolvida pela BASF e certificada por agências independentes especializadas (NSF, 2013). Essa metodologia é baseada na Avaliação de Ciclo de Vida e Avaliação de Ecoeficiência (ABNT NBR ISO 14040, 14044 e 14045) e avalia os aspectos e potenciais impactos ambientais ao longo de ciclo de vida de um produto ou processo em conjunto com a determinação dos impactos econômicos envolvidos.

A função pretendida para as alternativas em análise, adotada neste estudo, foi definida como a secagem de mãos e a quantificação adotada para a Unidade Funcional (UF) do Shopping Center foi a secagem de 9.600.000 pares de mãos e para o Centro Universitário foi a secagem de 453.350 pares de mãos.

O escopo do projeto foi definido como do "berço ao túmulo", que analisa desde a extração dos recursos naturais até a destinação final e considera também os custos e transportes envolvidos. A fronteira geográfica incluiu os países China (produção e transporte do secador elétrico) e Brasil (para as demais fases envolvidas no processo).

A fronteira temporal levou em consideração o ano de 2013 para o Shopping Center e o ano letivo de 2013 para o Centro Universitário. A Figura 1 apresenta o fluxograma do sistema de produto.

Figura 1: Estágios do ciclo de vida associados aos processos do dispenser plástico e do secador

As principais premissas para a realização do estudo foram: (i) todos os usuários secam as mãos somente uma vez durante a permanência nos locais estudados; (ii) secagem de um par de mãos por indivíduo; (iii) foi desconsiderado o uso das alternativas para outros fins, bem como o processo de instalação das tecnologias; (iv) vida útil de 5 anos para o dispenser e de 7 anos para o secador elétrico; (v) o mesmo modelo de dispenser e secador foi considerado tanto no Shopping Center quanto no Centro Universitário.

Na fase de produção foi considerada a produção dos constituintes do secador elétrico e do dispenser plástico, assim como a manufatura dos equipamentos e das embalagens utilizadas durante o processo estudado.

Por ser uma tecnologia recorrente nos dois locais de estudo, o mesmo modelo de dispenser foi considerado tanto no Shopping Center quanto no Centro Universitário. O Shopping Center estudado possui 118 dispensers instalados em seus banheiros, enquanto o Centro Universitário possui 28 unidades da tecnologia. A alternativa dispenser de papel pesa 3,022 kg e possui um sistema mecanizado para realizar o corte das folhas de papel a cada 28 cm. Os componentes de cada dispenser foram identificados em testes de laboratório. Já na alternativa secador elétrico, foram considerados os componentes de um secador por ar quente avaliados no estudo *Life Cycle Assessment of Hand Drying Systems* realizado pelo Massachusetts Institute of Technology (MIT), em 2011.

O estudo considerou como embalagens as caixas de papelão (armazenamento dos rolos de toalhas de papel), sacos plásticos (acondicionamento dos resíduos gerados com a atividade de secagem de mãos utilizando toalhas de papel) e tubos de papelão (estrutura para os rolos de papel, para proporcionar o encaixe no dispenser).

Os processos de manufatura das toalhas de papel e das embalagens foram obtidos através da base de dados de ACV Boustead e Ecoinvent. As manufaturas do dispenser e do secador elétrico, foram consideradas segundo modelos semelhantes avaliados no estudo realizado pelo MIT:

a) Para a produção de uma unidade do dispenser foram consumidos 155,75 MJ de eletricidade de média voltagem e realizada a extrusão de 2,793 kg de polímeros para a montagem final das peças. Durante o processo foram utilizados 165,9 MJ de gás natural.

b) O processo de produção de uma unidade do secador consumiu 148,05 MJ eletricidade de média voltagem e contou com o consumo de água, sendo esta contabilizada em 0,006 m³ em sua forma bruta. Esse mesmo valor equivale à quantidade de efluente industrial gerado e tratado. Os impactos do processo de manufatura relacionados no estudo do MIT foram ajustados para o presente escopo.

Na fase de uso foi atendida a função definida no escopo - secagem de mãos. Para atender a demanda da Unidade Funcional, nessa fase foram determinados o consumo de toalhas de papel e o consumo de energia elétrica (kWh/UF) para os locais em estudo. No Shopping Center, o consumo totalizou 39.360 kg/UF (2 folhas) e 59.040 kg/UF (3 folhas), enquanto no Centro Universitário o consumo foi de 1.859 kg/UF (2 folhas) e 2.789 kg/UF (3 folhas). Nessa fase também foi determinado o consumo de energia elétrica, considerando as especificações técnicas do fabricante do dispenser. No Shopping Center, o consumo de energia totalizou 1.778 kWh/UF (5 segundos) e 16.000 kWh/UF (15 segundos), enquanto no Centro Universitário o consumo foi de 83,99 kWh/UF (5 segundos) e 755,88 kWh/UF (15 segundos).

Após o uso, as toalhas de papel e os tubos de papelão são depositados juntos em lixeiras equipadas com sacos plásticos de capacidade de 6 kg. A destinação das toalhas de papel usadas, dos tubos de papelão e das caixas de papelão ocorre no Aterro Sanitário de Santo André, onde não há recuperação energética. Mesmo considerando que os equipamentos possuem uma vida útil maior que a fronteira temporal do estudo, também foi calculada a quantidade de resíduos (kg/UF) destinados e degradados, proporcional a um ano do ciclo de vida dos produtos. Estes resíduos são decorrentes dos dispensers plástico e secadores elétricos e foram destinados no Aterro Sanitário de Santo André. Os resíduos encaminhados para o aterro (papéis, plásticos e demais componentes) pelo Shopping totalizaram 41.914 kg/UF (2 folhas) e 62.871 kg/UF (3 folhas) e pelo Centro Universitário 1.980 kg/UF (2 folhas) e 2.970 kg/UF (3 folhas)

Os transportes foram determinados para cada um dos estágios do ciclo de vida estudados. As distâncias foram estimadas por informações obtidas em literatura e calculadas de acordo com os locais de produção, uso e disposição final. Os tipos de veículos foram determinados para corresponder à realidade de acordo com suas respectivas capacidades. A produção dos dispensers conta com o transporte dos componentes para a fábrica onde as tecnologias são manufaturadas. Após finalizados, os dispensers são transportados para a empresa que faz a distribuição dos mesmos e, posteriormente, para o Shopping Center ou para o Centro Universitário. Os transportes relacionados aos processos produtivos e distribuição das toalhas de papel são aqueles provenientes da distribuição do papel bruto e de tubos de papelão para a empresa que faz o corte dos papéis e a montagem dos rolos que, após embalados, são enviados para os locais de uso. Após o uso, as toalhas de papel são enviadas com os sacos plásticos e as caixas de papelão para o Aterro Sanitário de Santo André. O transporte dos secadores elétricos acabados para o Brasil, ocorre principalmente via navios até o Porto de Santos, depois seguem via transporte terrestre (modal rodoviário) para o depósito, onde posteriormente ocorre a distribuição para os locais de uso.

Os custos foram contabilizados para as fases de produção, secagem, transporte e disposição final. No caso das toalhas de papel, os valores contabilizados na fase de produção são os referentes à produção dos dispensers utilizados, bem como às caixas de papelão utilizadas no transporte das toalhas de papel, os tubos de papelão e os sacos plásticos para destinação dos resíduos. Na fase de secagem é contabilizada a aquisição das toalhas de papel para a secagem. Nas alternativas de secagem de mãos por jato de ar quente, foi contabilizada na fase de produção, a aquisição dos equipamentos e, na fase de secagem, os custos envolvidos na utilização de energia elétrica. Na fase de transporte foram considerados os custos envolvidos no frete, como consumo de combustível e remuneração de funcionários. Na fase de destinação final foi considerada a taxa de disposição de resíduos e salários dos funcionários envolvidos nos processos.

Resultados e Discussões

Os Impactos Econômicos para as alternativas de 2 e 3 folhas no Shopping Center totalizaram R$ 431.760,97 e R$ 644.781,33, respectivamente, enquanto para as alternativas 5 e 15 segundos de uso de energia elétrica, os custos totalizaram R$ 113.564,13 e R$ 120.817,46. Já no Centro Universitário, totalizaram-se, respectivamente,

R$ 22.448,53 e R$ 32.509,16 para as alternativas de 2 e 3 folhas e R$ 26.531,14 e R$ 26.873,81 para as alternativas de 5 e 15 segundos de uso de energia elétrica.

Para as alternativas 2 e 3 folhas, os maiores impactos econômicos foram registrados na fase de secagem, onde a compra das toalhas de papel representa 93% dos custos no Shopping Center e cerca de 86% dos custos no Centro Universitário. Contudo, a secagem de mãos por meio das alternativas do secador elétrico gera maiores custos na fase de produção, onde está atribuída a aquisição dos equipamentos, cerca de 95% dos custos no Shopping Center e 97% dos custos no Centro Universitário.

É possível concluir que o impacto econômico da secagem de mãos com toalhas de papel é atrelado à quantidade de folhas utilizadas por pessoa, bem como à quantidade de frequentadores nos locais de estudo. Já no caso do secador elétrico por ar quente, deve ser analisada uma disponibilidade econômica para a aquisição dos equipamentos, tendo em vista que estes representam, majoritariamente, os custos.

No gráfico de Impressão Ambiental é possível observar quais os impactos ambientais mais significativos, dentre os sete analisados, para cada uma das alternativas estudadas. As Figuras 2 e 3 apresentam os gráficos de Impressão Ambiental do Shopping Center e do Centro Universitário, respectivamente.

Figura 2: Impressão Ambiental do Shopping Center

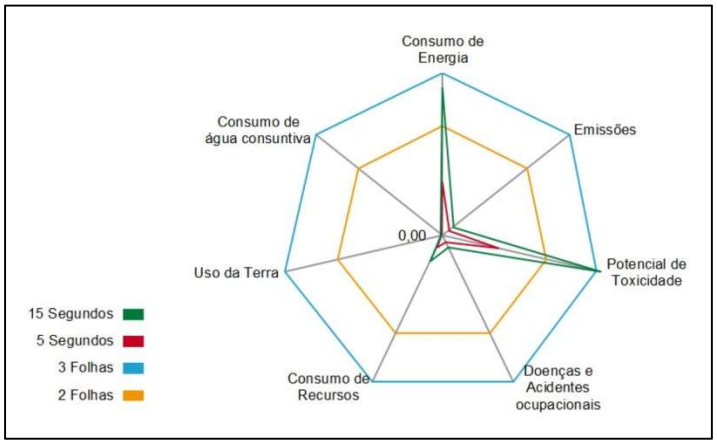
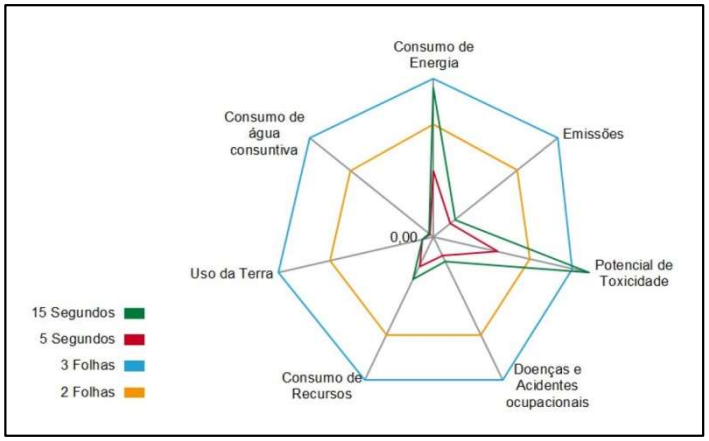


Figura 3: Impressão Ambiental do Centro Universitário

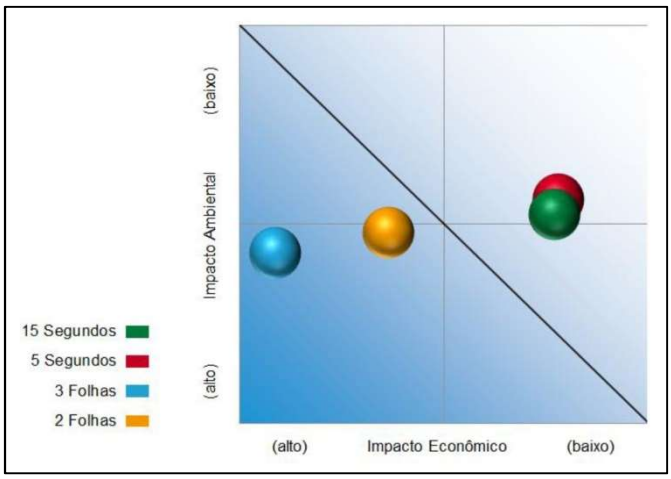


Para os dois locais de estudo é possível observar que as alternativas que utilizam toalhas de papel para a secagem de mãos, possuem impacto ambiental mais relevante que a alternativa com secador elétrico nas categorias Uso da Terra, Consumo de Recursos, Acidentes e Doenças Ocupacionais, Uso de Água Consuntiva e Emissões. Na categoria Uso da Terra o impacto é decorrente da utilização da área para plantação de eucaliptos. Contudo, nas

alternativas que utilizam energia elétrica para secagem, é verificado um significativo impacto ambiental relativo nas categorias Consumo de Energia e Potencial de Toxicidade Humana.

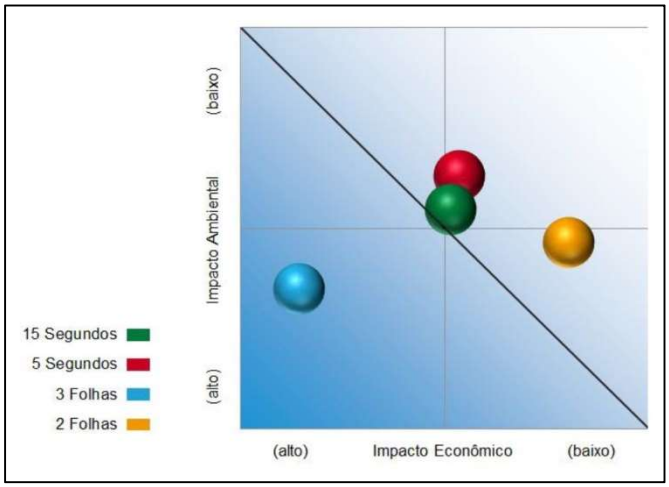
O resultado da Análise de Ecoeficiência é apresentado através da Matriz de Ecoeficiência, demonstrando as alternativas que atendam à função pretendida, tendo em vista os desempenhos ambiental e econômico combinados. A alternativa com menor impacto econômico e menor impacto ambiental, ou seja, a alternativa mais ecoeficiente é a que está posicionada mais perto da aresta do quadrante superior direito do gráfico. As Figuras 4 e 5 apresentam os resultados obtidos a partir da Análise de Ecoeficiência nos dois locais de estudo.

Figura 4: Matriz de Ecoeficiência do Shopping Center



É possível observar que a alternativa mais ecoeficiente no Shopping Center foi a secagem por meio de secador elétrico durante cinco segundos e a alternativa menos ecoeficiente foi a secagem utilizando três toalhas de papel.

Figura 5: Matriz de Ecoeficiência do Centro Universitário



Na Matriz de Ecoeficiência do Centro Universitário, foi observado que a alternativa de secagem com cinco segundos foi a mais ecoeficiente e a secagem com três toalhas de papel foi a menos ecoeficiente, assim como verificado no Shopping Center. Também é possível destacar que a alternativa de secagem utilizando duas folhas de papel não foi a mais ecoeficiente, mesmo apresentando o menor impacto econômico; isso é devido à alternativa não possuir um bom desempenho ambiental com relação às demais alternativas.

As categorias de impacto ambiental que apresentaram maiores índices na ponderação foram:

a) Consumo de Energia: Observa-se que os maiores impactos de todas as alternativas analisadas referentes ao parâmetro energia apresentaram-se na fase de secagem, onde a produção de papel atingiu a utilização de 152.146 MJ de energia provinda de gás natural e a realização da secagem de mãos com secador elétrico atingiu 84.056 MJ de fontes de energias renováveis.
b) Consumo de Recursos Naturais: Os maiores impactos de consumo de recursos naturais foram observados nas fases de secagem para todas as alternativas estudadas e nos dois locais de estudo. Na produção de papel atingiu a utilização de 2,16 kg de Zinco (expresso em Prata equivalente) e, no secador elétrico, o impacto foi dividido entre Gás Natural e Petróleo que representaram respectivamente 0,20 e 0,23 kg de Prata equivalente para geração de energia elétrica.
c) Efluentes Líquidos: Constata-se que o maior impacto na emissão de efluentes referiu-se à produção das toalhas de papel, atribuído à fase de secagem, onde mercúrio e outros metais pesados residuais foram incluídos no inventário do ciclo de vida do seu processo de produção, na etapa de branqueamento com a adição de alvejantes químicos. Os impactos gerados neste mesmo parâmetro para as demais alternativas não foram significativos.
d) Potencial de Toxicidade Humana: Na secagem com a utilização de secadores elétricos, os impactos referiram-se à utilização da energia elétrica da Matriz Energética Brasileira. Já na secagem com toalhas de papel, os impactos foram principalmente devidos aos efluentes gerados no tratamento do papel, na produção do mesmo, e na utilização de óleo combustível pesado.

Considerações Finais

A secagem de mãos por meio de jato de ar quente de secador elétrico mostrou-se a alternativa mais ecoeficiente na comparação entre as tecnologias apresentadas, nas condições especificadas nesse estudo. O tempo de secagem com essa alternativa não foi significativo em termos ambientais e econômicos nos dois locais de estudo, porém, a quantidade de toalhas de papel utilizadas foi significativa. Constatou-se também que em locais de grande frequentação, a utilização de secador elétrico destacou-se como mais econômica ao longo do ciclo de vida.

Através da obtenção de 1.350 resultados decorrentes de uma pesquisa de opinião, foi possível observar que a preferência da sociedade pela utilização de toalhas de papel deve-se à sua prática utilização; a pesquisa também mostrou que a sociedade se preocupa com questões ambientais e sociais.

A realização da presente Análise de Ecoeficiência comparou os indicadores ambientais e econômicos relacionados à secagem de mãos e o real uso das alternativas. Embora concluído que o uso do secador elétrico por jato de ar quente é mais ecoeficiente, é necessário ressaltar que a população faz o uso das toalhas de papel para outros fins. A partir desta Análise de Ecoeficiência, novos estudos podem ser realizados, considerando indicadores de desenvolvimento social e de saúde pública, adicionados aos indicadores ambientais e econômicos, a fim de permitir uma avaliação abrangente da sustentabilidade.

Referências Bibliográficas

ABRELPE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2013. São Paulo, 2014

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14044: Gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14045: Gestão ambiental: avaliação da ecoeficiência de sistemas de produto: princípios, requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2012

BASF. BASF's Eco-Efficiency Analysis Methodology. New Jersey, 2013. 33 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei Nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. Diário Oficial da República Federativa do Brasil: Poder Legislativo, Brasília, DF, 3 ago. 2010. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 11 out. 2014

EPA. Life Cycle Assessment: Principles and Practice. Cincinnati, 2006. Disponível em: <http://www.epa.gov/nrmrl/std/lca/pdfs/chapter1_frontmatter_lca101.pdf>. Acesso em: 08 set. 2014

MASSACHUSETTS INSTITUTE OF TECHNOLOGY (MIT). Life Cycle Assessment of Hand Drying Systems. Massachusetts, 2011. 113 p.

NSF - BASF's Eco-Efficiency Analysis Methodology. 2013. Disponível em: < http://www.nsf.org/newsroom/basfs-eco-efficiency-analysis-methodology-may-2013>. Acesso em: 20 junho 2016

QUANTIS. Comparative Environmental Life Cycle Assessment of Hand Drying Systems: The XLERATOR Hand dryer, Conventional Hand Dryers and Paper Towel Systems. Massachusetts, 2009. 54 p.

Consumo de água na produção e industrialização da carne bovina na região sul do Brasil

Mirelly Lopes da Costa[1], Kaio Vasconcelos de Oliveira[2], Alessandra Lopes[3], Eduardo Polloni Silva[4], Clandio Favarini Ruviaro[5]

[1]*Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD/FACE,* mirellylopesdacosta@gmail.com
[2]*Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD/FACE,* vasconceloskaio@live.com
[3]*Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD/FACE,* le_s.lopes@hotmail.com
[4]*Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD/FAEN,* polloni@msn.com
[5]*Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD/FACE,* clandioruviaro@ufgd.edu.br

RESUMO: *A crescente demanda mundial por proteína de origem animal tem suscitado por parte dos consumidores algumas preocupações em relação à sustentabilidade dos processos de produção. Ao se considerar que o Brasil é um dos maiores produtores e exportadores de alimentos do mundo, é imprescindível que se procure evidenciar a sustentabilidade ambiental dos processos produtivos das cadeias alimentares. Desta forma, torna-se imprescindível a avaliação do dispêndio hídrico em todo o processo produtivo dos alimentos, sejam de origem animal ou vegetal. No entanto, ainda existem poucos estudos sobre consumo de água para a produção de carne bovina em diferentes regiões e sistemas de produção, o que denota a necessidade de se quantificar o uso e origem desta água. Assim, buscou-se mensurar o consumo de água para a produção de um quilo de carne bovina pronta para o consumo humano. A fim de subsidiar com dados e informações para um oportuno estudo de ACV e determinação da pegada hídrica da carne bovina, este estudo abarcou o bioma Pampa do Brasil, onde concentra-se parte da pecuária de corte do país e, consequentemente, a origem de um relevante volume de proteína animal. O método de avaliação incluiu dados do consumo animal, dos pastos e da industrialização da carne, pôde-se mensurar que o consumo total foi de 5.894 litros de água por quilo de carne produzida. Ademais, a maior parte da água consumida ao longo do processo de produção consiste em águas classificadas como verdes e cinzas. Desta forma, espera-se subsidiar os stakeholders do mercado da carne bovina com informações que possam contribuir para aprimorar os processos de produção e comercialização de proteína animal.*

PALAVRAS-CHAVE: Sustentabilidade; Cadeia alimentar; Pegada hídrica; ACV.

1. Introdução

A demanda por proteína de origem animal, a fim de alimentar a crescente população mundial de seres humanos, provoca uma busca incessante por processos produtivos que permitam minimizar os impactos que estes produtos acarretam ao meio ambiente, principalmente no que se refere a fase de cultivo de grãos ou pastos, bem como, na fase industrial.

Dentre os possíveis impactos ambientais negativos atribuídos a uma das principais fontes de proteína animal, a produção de carne bovina, cita-se comumente a emissão de gases de efeito estufa e sua consequente ação como elemento colaborador para o aquecimento global.

No entanto, a produção de carne bovina primordialmente requer o uso de água, componente importante que, se utilizada de maneira indevida, apresenta consequências negativas para ao meio ambiente, pois pode ocasionar uma escassez hídrica (RAN *et al*., 2016). Ademais, tem reflexos na produção de alimentos, na segurança alimentar, na saúde humana e, ainda, sua escassez pode maleficiar as gerações futuras e ameaçar os ecossistemas aquáticos e terrestres.

É neste viés que a preocupação pela preservação dos recursos hídricos aumenta à medida em que a utilização de água na produção agropecuária se amplia, dado o acréscimo na população mundial e, por reflexo, a necessidade de incremento na produção de alimentos (DAVID, 2007; KOEHLER, 2008).

O Brasil guarda um papel notável neste contexto pois é um país em fase de crescente expansão de suas fronteiras agrícolas e pecuárias. Encontra-se entre os maiores produtores e exportadores mundiais de carnes de aves, bovina e suína. Ostenta um crescimento considerável na produção de carne bovina desde os anos 2000 e, segundo projeções da FAO (2015), indicam a continuidade deste avolumamento, tanto na produção quanto no consumo. Entre os fatores responsáveis para a elevação do consumo está a modificação nos padrões dos hábitos alimentares das pessoas, uma vez que passaram a demandar mais produtos pecuários impulsionada por uma revolução alimentar (GALLI et al., 2012).

À vista disso e, levando-se em consideração o acréscimo na demanda por produtos de origem animal, há de se destacar o aumento na quantidade de água destinada para este fim (GERBENS-LEENES; MEKONNEN; HOEKSTRA, 2013). Não obstante o país ser responsável por cerca de 12% da toda a água doce do planeta e que 68% da água esteja disponível na região amazônica, não isenta os tomadores de decisão quanto a necessidade de gerir adequadamente este recurso. Portanto, aplicar modelos que propiciem a quantificação do consumo de água na produção de carne bovina no intuito de diminuir o desperdício e aprimorar a gestão, é essencial (ROSSO, 2014).

Ao mesmo tempo, atenta-se para o fato de que o consumo de água na elaboração de produtos de origem animal é mais avantajado em relação àqueles de origem vegetal (MEKONNEN; HOEKSTRA , 2012) e embora tenham valores nutritivos similares, se indaga se haverá água suficiente para o crescente aumento na produção (DAVID, 2007).

Assim, a mensuração deste consumo analisa a quantidade total de água necessária para a produção de um determinado produto (CHAPAGAIN, A. K.; HOEKSTRA, 2008), serve como um indicador e, consequentemente, contribui para gerar informações úteis para a gestão hídrica nos produtos fabricados (HOEKSTRA; HUNG, 2002). Portanto, quantificar o consumo de água total ao longo da cadeia produtiva (YU et al., 2010) é fundamental, bem como, determinar o tipo de água utilizada para o consumo, processos ou outras finalidades.

Desta forma, classifica-se a origem da água em três categorias: verde, azul e cinza. A água verde é procedente da chuva, representada pela umidade do solo usada pelas plantas e devolvida à atmosfera através da evaporação e, por consequência, pode diminuir a necessidade de utilizar outros tipos de fontes hídricas. Já a água azul procede de rios, reservatórios, entre outros, e é utilizada para irrigações, uso domésticos e industriais, quando não é possível utilizar a água verde. A água cinza tem por conceito a quantidade de água necessária para diluir poluentes como fertilizantes e agrotóxicos, no intuito de diminuir a poluição (CHAPAGAIN, A. K.; HOEKSTRA, 2008; RAN et al., 2016).

Por conseguinte, mensurar o consumo d´água em convergência com a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) possibilita a identificação dos chamados "*hot-spots*", ou seja, a identificação de atividades dentro do ciclo de vida responsáveis por impactar potencialmente um serviço ou um produto (JEFFERIES et al., 2012). A ACV é uma ferramenta de avaliação dos impactos ambientais de um produto, de montante a jusante, desde a aquisição da matéria-prima até a fase final de vida deste produto (FINNVEDEN et al., 2009; ISO, 2006), ademais, serve também como uma ferramenta de suporte à tomada de decisão.

Isto posto, especificar a origem da água e quantificar o seu uso na produção da carne bovina pode contribuir, consideravelmente, para possíveis melhorias por meio do uso de ferramentas que mensure cada etapa do processo produtivo. Assim, determinou-se o consumo de água para a produção de um quilo de carne bovina pronta para o consumo humano, visando apoiar estudos de pegada hídrica com foco em escassez hídrica.

2. Métodos

Utilizando-se as etapas de CHAPAGAIN, A.; HOEKSTRA (2003), descritos na Tabela 1, avaliou-se o conteúdo de água virtual (definida como a água consumida pelo animal ao longo de sua vida útil) referente ao número de animais ou produtos animais comercializados, usando como base o volume de animais comercializados (kg/ano) e seu teor de água virtual (l/kg). Primeiramente, analisou-se o teor de água virtual no animal vivo e, posteriormente, se fez a distribuição para os subprodutos de origem animal. (CHAPAGAIN, A.; HOEKSTRA, 2003). A fim de se efetuarem os cálculos, utilizou-se a Equação 1, na qual:

O VWC_{bebida} representa a quantidade de água consumida pelo animal durante seu ciclo de vida desde o nascimento até a chegada ao abatedouro.

O $VWC_{alimentação}$ representa a quantidade de água existente na pastagem consumida pelo animal durante todo o seu período de vida que, neste estudo, é representado pelo pasto natural da região sul. Os dados referentes à necessidade hídrica da pastagem foram obtidos através do CROPWAT, FAO e FAOSTAT.

O $VWC_{abatedouro}$ representa a quantidade de água utilizada no processamento da carne cujos dados foram obtidos em PACHECO; YAMANAKA (2006).

A demanda específica de água (SWD), descrita na Equação 3, é o volume necessário para produzir uma quantidade específica de planta. Para o cálculo dos sistemas brasileiros foi definido o valor de 600 hectares de pastagem.

Tabela 29 - Equações utilizadas para cálculo da pegada hídrica

Fonte	Equação	Referencia
Equação 1	$VWC_a = VWC_{alimentação} + VWC_{bebida} + VWC_{abatedouro}$	(CHAPAGAIN, A.; HOEKSTRA, 2003)
Equação 2	$VWC_{alimentação} = (\int \{ SWD \times C \} dt)/W_a$	(CHAPAGAIN, A.; HOEKSTRA, 2003)
Equação 3	$SWD = CWR / CY$	(CHAPAGAIN, A.; HOEKSTRA, 2003)
Equação 4	$VWC_{bebida} = \int q_d \, dt / W_a$	(CHAPAGAIN, A.; HOEKSTRA, 2003)

A quantidade de água consumida na bovinocultura, de acordo com a fase do animal, está descrita na Tabela 2 (PALHARES, 2005).

Tabela 30 - Consumo de água dos bovinos por fases, litros por dia

Animais	Litros/Dia
Até 250kg	18
Até 410 kg	32
Até 566 kg	46
Vacas com bezerros	55
Vacas secas	46
Bezerros	9

2.1. Local de estudo

Na região sul do Brasil encontra-se o estado do Rio Grande do Sul, inserido no bioma Pampa, com um produção anual de 27.424.461 cabeças em 2014 (IBGE, 2014). Devido as suas características representativas do bioma, escolheu-se um sistema de produção animal padrão baseado em pastejo contínuo em áreas com pastos naturais da região, utilizando-se animais da raça *Hereford.*

Figura 42 – Estado do Rio Grande do Sul, bioma Pampa (Fonte: Google Maps 2016)

3. Resultado e discussão

Os estudos existentes sobre o consumo d´água pelos bovinos geram uma grande incerteza quanto às etapas e resultados apresentados. RIDOUTT *et al.* (2012), justificam as distorções devido a ausência de um padrão para a execução do passo a passo de cada etapa dos cálculos, evidenciando ainda, a ampla variação apresentada, de 117 a 15.000 litros/kg de carne.

Seguindo um dos roteiros de CHAPAGAIN, A.; HOEKSTRA (2003), conseguiu-se obter o consumo d´água para o sistema produtivo deste estudo, baseado em sistemas a pasto, onde o animal se alimenta com gramíneas naturais da região. O peso de abate dos animais é de 430 kg e o tempo médio de cada fase é de 280 dias, considerando-se as condições edafoclimáticas do Rio Grande do Sul (

Tabela 31).

A quantidade de água ingerida por animal e por fase de vida foi definida de acordo com PALHARES (2005), multiplicando o consumo pelo tempo em cada fase. Assim, obteve-se um consumo médio de 30,5 litros/dia por animal.

Tabela 31 - Dados para mensurar o consumo de água por quilo de carne, no bioma Pampa

	Peso de abate (kg/animal)	430
Tempo (dias)	Prenhes	281
	Bezerro (0 a 6 meses)	180
	Novilho (6 a 12 meses)	330

	Novilho (12 a 36 meses)	330
	Total	1121
	Média	280
Consumo de água (l/dia/animal)	Prenhes	55
	Bezerro (0 a 6 meses)	9
	Novilho (6 a 12 meses)	18
	Novilho (12 a 36 meses)	39
	Média	30,25
Consumo de pastagem (kg/ano)	Prenhes	3.531,38
	Bezerro (0 a 6 meses)	655,36
	Novilho (6 a 12 meses)	1.379,70
	Novilho (12 a 36 meses)	1.972,83
	Volume médio de alimentação (kg/ano)	1.884,81
	Demanda específica de água (l/kg)	435
	Necessidade hídrica da pastagem (l/ano)	819.894,25
	Total de água na alimentação	2.518.086,19
Consumo no abatedouro (l/animal)		1.500

Em comparação com outros países produtores de carne no mundo (Figura 43), é possível observar uma ampla diferença, ocasionada, principalmente, pelo manejo dos animais e a diversidade de sistemas alimentares.. Exemplo disso, são alguns países em que os animais se desenvolvem em sistemas de confinamento, necessitando de ração para sua alimentação e estas são elaboradas com grãos, diferentemente do sistema utilizado no bioma Pampa do Rio Grande do Sul, baseado em pastos naturais.

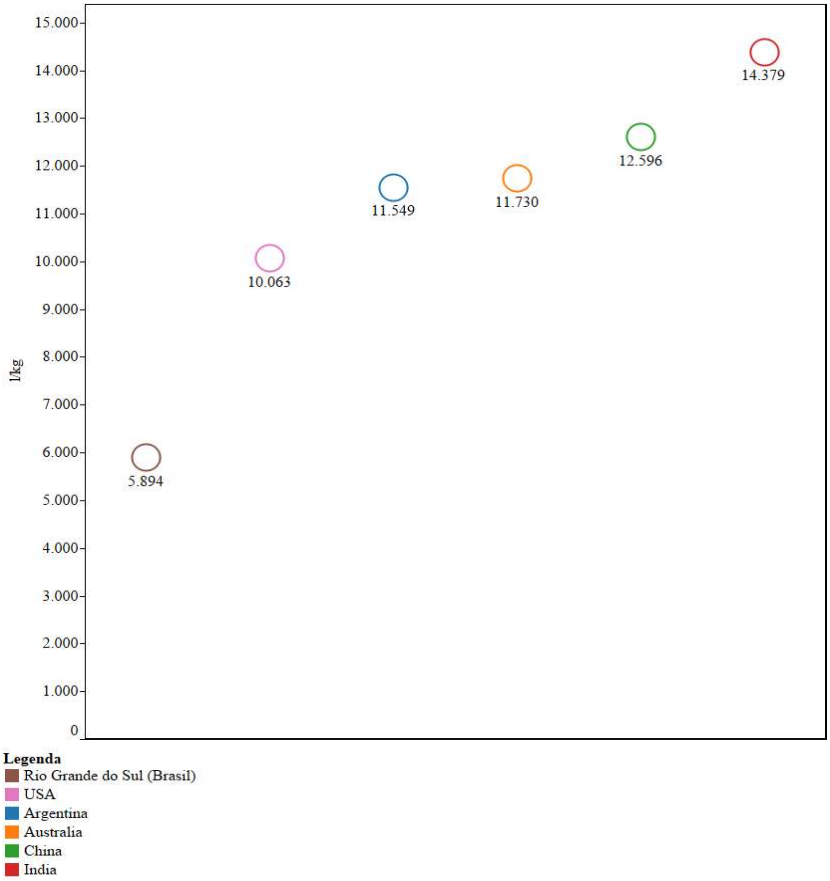


Figura 43 - Consumo de água virtual (l/kg) nos maiores produtores de carne no mundo

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Alguns estudos afirmam que para se produzir 1 kg de carne no Brasil são necessários 13.133 litros de água, porém, não se sabe ao certo de que maneira foram realizados os cálculos, no entanto, para o sistema de produção a pasto, no sul do Brasil, obteve-se o valor de 5.894 litros/kg de carne. Não obstante, salienta-se que no bioma Pampa entre os três níveis de água - azul, verde e cinza -, a quase totalidade de água utilizada para a produção da carne bovina se concentra em águas verdes – 5891 litros - e cinzas - 3 litros. Assim, pode-se minimizar a preocupação existente por parte da sociedade quanto ao uso de água subterrânea (azul) para a produção de carne, pois a grande parte da água é proveniente da chuva. Ademais, ao mesmo tempo, desmistifica-se o valor midiático de 16.000 litros de água para produzir 1 kg de carne bovina.

5. REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

CHAPAGAIN, A.; HOEKSTRA, A. Virtual water trade: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international trade of livestock and livestock products. Virtual water trade. Proceedings of the international expert meeting on virtual water trade, 2003.

CHAPAGAIN, A. K.; HOEKSTRA, A. Y. The global component of freshwater demand and supply: an assessment of virtual water flows between nations as a result of trade in agricultural and industrial products. **Water international,** v. 33, n. 1, p. 19-32, 2008.

DAVID, M. Water for food, water for life: A comprehensive assessment of water management in agriculture. **London: Earthscan, and Colombo: International Water Management Institute**, 2007.

FAO. **Perspectivas Agrícolas no Brasil: desafios da agricultura brasileira 2015-2024**. OECD Publishing, 2015.

FINNVEDEN, G. et al. Recent developments in life cycle assessment. **Journal of environmental management,** v. 91, n. 1, p. 1-21, 2009.

GALLI, A. et al. Integrating ecological, carbon and water footprint into a "footprint family" of indicators: definition and role in tracking human pressure on the planet. **Ecological indicators,** v. 16, p. 100-112, 2012.

GERBENS-LEENES, P.; MEKONNEN, M.; HOEKSTRA, A. The water footprint of poultry, pork and beef: A comparative study in different countries and production systems. **Water Resources and Industry,** v. 1, p. 25-36, 2013.

HOEKSTRA, A.; HUNG, P. **A Quantification of Virtual Water Flows Between Nations in Relation to International Crop Trade.– Value of Water Research Report Series 11**: Delft 2002.

IBGE, I. B. D. G. E. E. **Sistema IBGE de recuperação automática**: Brasília 2014.

ISO, N. 14040. Gestão ambiental–Avaliação do ciclo de vida–Princípios e estrutura. **Rio de Janeiro: ABNT**, 2006.

JEFFERIES, D. et al. Water footprint and life cycle assessment as approaches to assess potential impacts of products on water consumption. Key learning points from pilot studies on tea and margarine. **Journal of Cleaner Production,** v. 33, p. 155-166, 2012.

KOEHLER, A. Water use in LCA: managing the planet's freshwater resources. **The International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 13, n. 6, p. 451-455, 2008.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. A global assessment of the water footprint of farm animal products. **Ecosystems,** v. 15, n. 3, p. 401-415, 2012.

PACHECO, J. W.; YAMANAKA, H. T. Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno). **São Paulo: CETESB**, 2006.

PALHARES, J. Estimando o consumo de água de suínos, aves e bovinos em uma propriedade. **Concórdia: Embrapa Suínos e Aves**, 2005.

RAN, Y. et al. Assessing water resource use in livestock production: A review of methods. **Livestock Science,** v. 187, p. 68-79, 2016.

RIDOUTT, B. G. et al. Water footprint of livestock: comparison of six geographically defined beef production systems. **The International Journal of Life Cycle Assessment,** v. 17, n. 2, p. 165-175, 2012.

ROSSO, G. Pegada hídrica, um novo desafio para a pecuária. 2014.

YU, Y. et al. Assessing regional and global water footprints for the UK. **Ecological Economics,** v. 69, n. 5, p. 1140-1147, 2010.

A contribuição dos princípios de saneamento ecológico para a sustentabilidade em habitações

Diego Lima Medeiros[1], Eduardo Henrique Borges Cohim[2], Asher Kiperstok[3], Luciano Mattos Queiroz[4], José Adolfo de Almeida Neto[5]

[1]Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial (PEI) da Universidade Federal da Bahia (UFBA), diegomedeiros350@gmail.com
[2]Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECEA) da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), edcohim@gmail.com
[3]Rede de Tecnologias Limpas (TECLIM) da Universidade Federal da Bahia (UFBA), asher@ufba.br
[4]Departamento de Engenharia Ambiental (DEA) da Universidade Federal da Bahia (UFBA), lmqueiroz@ufba.br
[5]Grupo de Pesquisa em Bioenergia e Meio Ambiente (BIOMA) da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), joaaneto@gmail.com

Resumo. *A utilização das excretas humanas na agricultura é uma prática antiga, porém o advento dos fertilizantes químicos tornou-a esquecida. As práticas de fechamento do ciclo dos nutrientes do saneamento, denominada de saneamento ecológico, é revista como potencial fonte de recursos naturais, de modo a preservar o meio ambiente e promover a segurança alimentar. O objetivo do trabalho foi avaliar o desempenho ambiental da inserção dos conceitos de saneamento ecológico para reduzir o consumo de insumos e reutilizar os recursos naturais presentes nas excretas humanas. O método de Avaliação do Ciclo de Vida foi adotado com abrangência do portão-ao-portão baseado na norma ISO 14044 . O sistema de produto do cenário base considerou a produção de fertilizantes sintéticos, transporte e aplicação no campo. O sistema de produto proposto considerou a coleta, transporte, tratamento e aplicação da urina humana no campo. Os fluxos de referência se basearam na massa de macronutrientes da urina humana, 6,94 kg de nitrogênio (N), 0,92 kg de fósforo (P) e 1,48 kg de potássio (K_2O). A base de dados ecoinvent v3.1 foi usada na obtenção dos inventários da cadeia de suprimento, junto com o método de avaliação dos impactos ambientais Recipe Midpoint (H) e o software OpenLCA 1.4.2. Os resultados mostraram que o uso da urina humana como fonte de adubação apresentou-se mais ecológica que os fertilizantes químicos até uma distância de 250 km entre a fonte geradora e a lavoura, considerando a ida e a volta. A consideração dos créditos ambientais oriundos dos fertilizantes químicos evitados tornou a biofertilização com urina humana uma opção desejável.*

Palavras-chave. *Sustentabilidade, Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Saneamento Ecológico, Urina Humana, Fertilizante Químico.*

Introdução

A produção de macronutrientes na forma de fertilizantes químicos, a exemplo do nitrogenio (N), fósforo (P) e potássio (K), demandam consumos consideráveis de energia, principalmente o nitrogenado. Sutton et al. (2013) afirmam que a produção do nitrogênio reativo (Nr), através do processo Haber-Bosch, consome 2% da energia global. Assim, os custos de produção de Nr são dependentes dos preços da energia.

O presente século clama por uma "revolução ecológica no saneamento" para manter as nossas cidades funcionando, abastecer a crescente demanda de insumos e alimentar a população do mundo (LUTHI et al. 2011). O novo paradigma é o saneamento baseado em recursos, ou simplesmente saneamento ecológico, que reconecta a cadeia do saneamento à agricultura para ciclar os nutrientes, otimizar a eficiência do uso de nutrientes e recursos hídricos, reduzir os riscos à saúde relacionados ao saneamento, melhorar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas, e melhorar a fertilidade do solo (COHIM e KIPERSTOK, 2007).

Cohim e Kiperstok (2007) afirmam que a abordagem intersetorial e interdisciplinar do saneamento ecológico, ou simplesmente eco-saneamento, contribui para o gerenciamento integrado dos recursos naturais. Os autores atribuem a abordagem integrada como marca registrada do saneamento ecológico, que inclui temas da

agricultura, sociologia, higiene, saúde, urbanismo, economia e empreendedorismo. A ideia do saneamento ecológico é aproveitar as águas residuais para reuso e as fontes secundárias de nutriente na produção agrícola, em vista à reduzir os custos do tratamento de efluentes e poupar os recursos naturais e danos ambientais (MAURER et al., 2003; MAGID et al., 2006; JONSSON et al., 2004).

Segundo Magid et al. (2006) os sistemas alternativos de gestão de resíduos, ou saneamento ecológico, foram projetados baseados em tecnologias conhecidas capazes de atender padrões normativos e legais em relação à saúde pública, conforto, custos, durabilidade e comodidade. Richert et al. (2010) classificam o risco patológico da urina humana menor que as lamas, estrume, fertirrigação com efluentes tratados ou água de superfície contaminada.

Richert et al. (2010) afirmam que a urina é um biofertilizante completo de alta qualidade com macronutrientes N, P, K, enxofre, cálcio, magnésio e micronutrientes. Santos et al. (2015) constataram a composição da urina humana fresca da coletada no campus da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia.

Tabela 1: Perfil de macronutrientes da urina humana. Fonte: Santos et al. (2015)

Parâmetro	Unidade	Urina
N-total	kg/m^3	6,94
P-total	kg/m^3	0,92
K_2O	kg/m^3	1,48

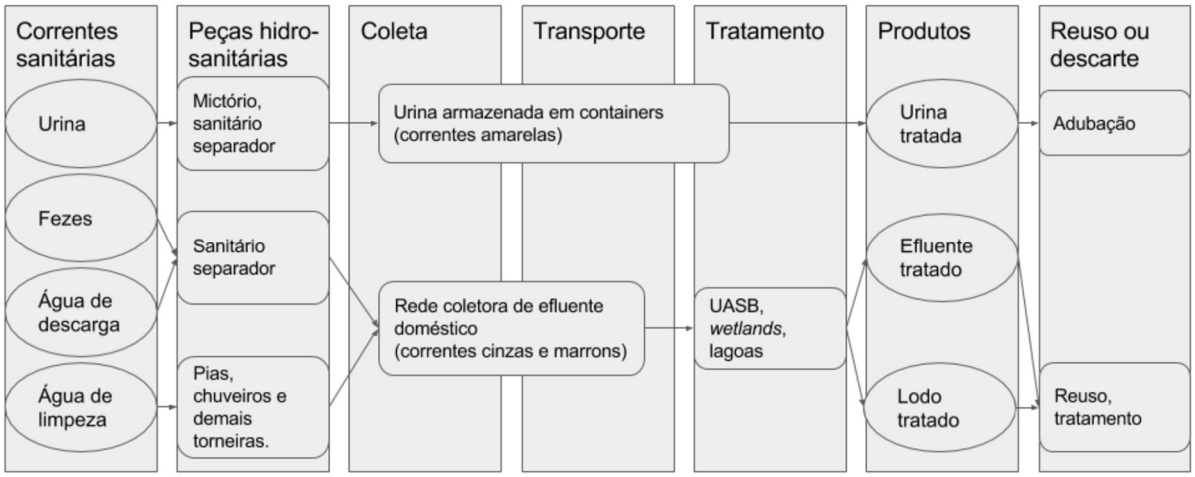
Uma urina com concentração de N de 7 kg N/m^3 fertiliza uma área de 385 m^2, 1,5 L de urina por m^2, considerando a demanda de 100 kg N/(ha.ano) (RICHERT et al., 2010). Os autores citados afirmam que a dosagem de N da urina deve ser equivalente à recomendação de fertilizante nitrogenado. Segundo os autores citados, a safra do milho demanda 60 kg N/ha e pode ser atendida com a urina de 20 pessoas. Eles afirmam que um campo fertilizado com 60 kg N/ha produz 3 ton/ha, enquanto o mesmo campo produziria 0,5 ton/ha sem o uso de fertilizantes.

As pesquisas que avaliam os aspectos e impactos ambientais dos sistemas de saneamento convencionais e ecológicos estão em plena expansão (ISHII e BOYER, 2015). A maioria dos estudos que comparam o desempenho ambiental de diferentes sistemas de saneamento utiliza a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) como ferramenta de análise. A grande parte dos estudos considera apenas custos operacionais para ambos os sistemas, tais como gasto com energia e produtos químicos, alegando que o impacto da infra-estrutura do saneamento ecológico é similar ao sistema convencional (MAURER et al., 2003; MAGID et al., 2006; BENETTO et al., 2009).

Metodologia

A Figura 1 apresenta o cenário de segregação das correntes amarelas do efluente doméstico para aproveitamento dos seus nutrientes a partir da fonte geradora e encaminhamento das demais correntes, águas cinzas e marrons, para tratamento na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE). Esse cenário se caracteriza como sistema semi-centralizado.

Figura 1: Modelo de saneamento ecológico semi-centralizado. Fonte: Adaptado de Panesar et al. (2011).



O método de Avaliação do Ciclo de Vida seguiu as orientações da norma ABNT NBR ISO 14044 (2009). Os fluxos de referência se basearam na massa de macronutrientes contidas no m^3 da urina humana a seguir: 6,94 kg de nitrogênio (N), 0,92 kg de fósforo (P) e 1,48 kg de potássio (K_2O). A cadeia principal, composta dos processos de 1º Plano, usou dados da literatura para o cenário estudado. A cadeia de suprimentos, composta dos processos de 2º Plano, usou a base de dado genérica de inventário do ciclo de vida ecoinvent (WERNET et al., 2016) versão 3.1 (MORENO-RUIZ et al., 2014). A Figura 2 apresenta os sistemas de produto da fertilização química e biofertilização com urina humana.

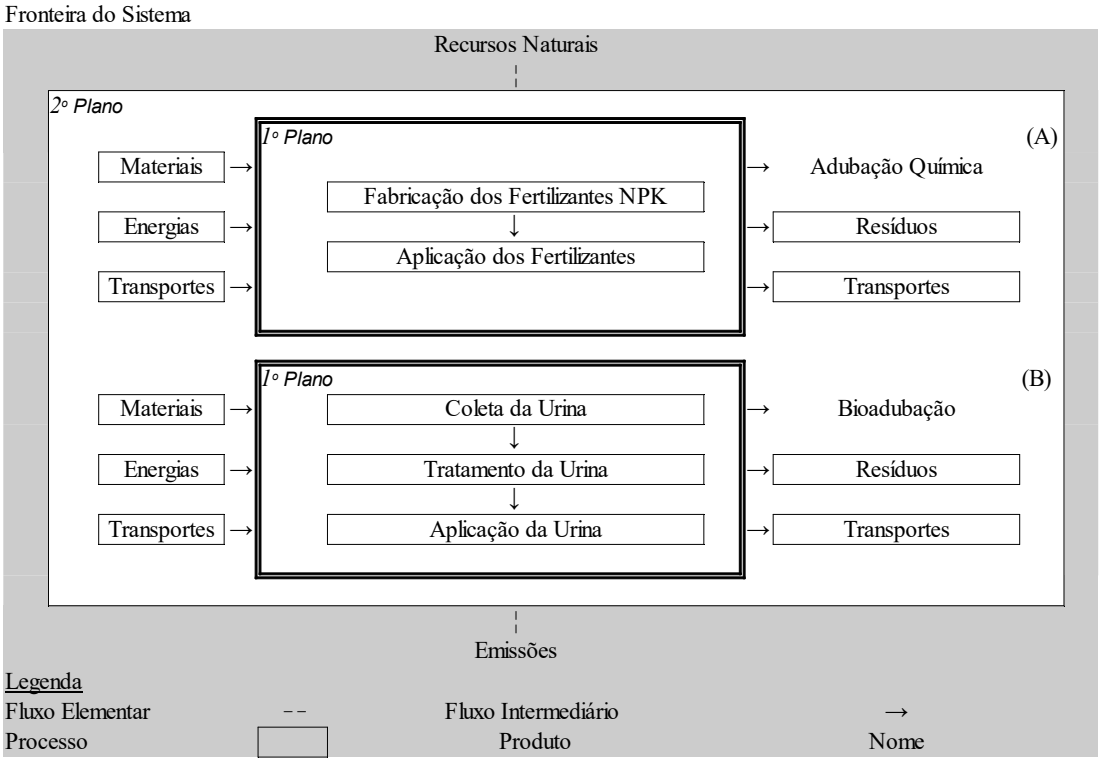


Figura 2: Sistemas de produtos para adubação com fertilizantes químicos (A) e urina humana (B).

O cenário base considerou a produção, transporte e aplicação dos fertilizantes NPK no campo. O cenário de aproveitamento da urina humana considerou a infraestrutura marginal às instalações sanitárias domiciliares previamente existentes, para coletar e armazenamar a urina, o transporte do produto e aplicação do biofertilizante líquido NPK no campo. A produção da urina foi considerada isenta de carga ambiental na sua produção, visto que essa carga normalmente é atribuida a produção dos alimentos. Ambos os sistemas de produto não consideraram as emissões no campo oriundas da adubação. A Tabela 2 apresenta o inventário do portão-a-portão para o cenário base de adubação química e cenário proposto de bioadubação.

Tabela 2: Inventário do portão-a-portão da adubação química e bioadubação com urina humana.

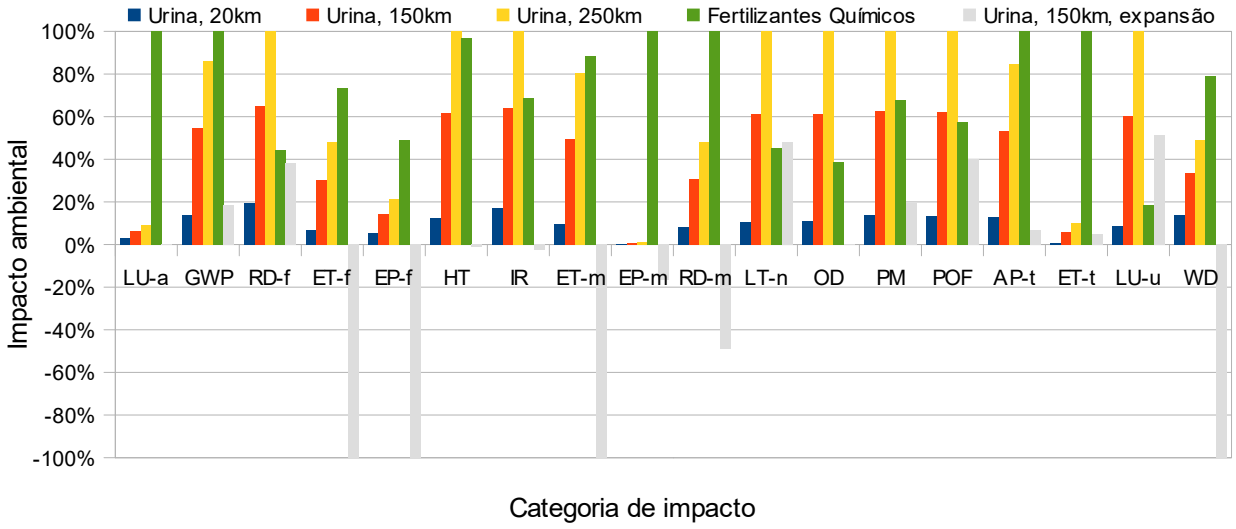
Fluxos	Unidade	Quantidade	Comentários
		Adubação Química	
Entrada			
fertilizante N	kg	6,94	transporte incluso
fertilizante P	kg	0,92	transporte incluso
fertilizante K	kg	1,48	transporte incluso
aplicação do fertilizante	kg	9,34	serviço de aplicação para a massa total de fertilizantes químicos
Saída			
adubação	serviço	1	macronutrientes aplicados no campo
		Bioadubação	
Entrada			
pead	kg	1,49	infraestrutura adicional para coleta e armazenamento da urina, transporte incluso
moldagem do pead	kg	1,49	moldagem das peças plásticas
transporte por caminhão	kg*km	300148,75	transporte da urina por 150 km e materiais plásticos, ambos ida e volta
aplicação da urina	kg	1000	serviço de aplicação o volume de biofertilizante líquido da urina
Saída			
adubação	serviço	1	macronutrientes aplicados no campo

O software utilizado nos cálculos foi o OpenLCA 1.4.2 e o método de avaliação de impacto foi o Recipe (H) de ponto médio (GOEDKOOP et al. 2009) para as seguintes categorias ambientais: ocupação de terra agrícola (LU a), mudanças climáticas (GWP), depleção fóssil (RD-f), ecotoxicidade aquática (ET-f), eutrofização de água doce (EP-f), toxicidade humana (HT), radiação ionizante (IR), ecotoxicidade marinha (ET-m), eutrofização marinha (EP-m), depleção de metais (RD-m), mudança no uso da terra natural (LT-n), depleção do ozônio (OD), formação de material particulado (PM), formação de ozônio fotoquímico (POF), acidificação terrestre (AP-t), ecotoxicidade terrestre (ET-t), ocupação de terra urbana (LU-u), depleção da água (WD). A análise de sensibilidade verificou a influência das distâncias transportadas pela urina humana para o campo. A extensão das fronteiras do sistema verificou os créditos ambientais oriundos dos fertilizantes químicos evitados pela urina.

Resultados e Discussão

A Figura 3 apresenta os impactos ambientais da adubação com fertilizante químico em comparação a bioadubação com urina em diferentes cenários de transporte (20km, 150 km e 250km de distância, considerando ida e volta) e método de alocação por expansão da fronteira do sistema (150 km, expansão).

Figura 3: Comparação dos impactos ambientais dos nutrientes da urina e fertilizantes químicos aplicados no



campo.

O biofertilizante líquido da urina demanda o uso intensivo do transporte devido a diluição dos nutrientes no meio aquoso. A Figura 3 apresenta a sensibilidade dos impactos da logística da urina de acordo com a distância transportada. Mesmo assim o biofertilizante da urina apresentou vantagens ambientais comparado aos fertilizantes químicos granulados devido aos seus nutrientes não advirem da indústria dos fertilizantes. Os resultados demonstram que a urina humana tem potencial de ser aproveitada em escala urbana e deve ser implementadas ou adaptadas as infraestruturas existentes para sua obtenção, armazenamento e uso produtivo. Recomenda-se que a urina seja usada o mais próximo da fonte geradora, nas próprias hortas residenciais, comunitárias ou as margens das cidades seguindo o método de multibarreiras recomendado pela Organização das Nações Unidas (WHO, 2006). A pesquisa está em andamento e pretende analisar a viabilidade de redução do volume da urina ou precipitação dos nutrientes para reduzir os custos ambientais e financeiros da logística de aproveitamento dos nutrientes da urina.

Conclusão e Recomendações

Os princípios do saneamento ecológico podem reduzir a pressão antrópica sobre os recursos naturais, saúde ambiental e humana visto que ele promove a ciclagem dos nutrientes a partir da fonte geradora. Dessa forma, é possível propor soluções tecnológicas que viabilizem a implantação dos sistemas de separação, tratamento e reuso dos nutrientes da urina humana como acontece em países de baixa renda para aumentar a produção agrícola e nos países de alta renda para preservar os recursos naturais e reduzir os impactos ambientais. O Brasil carece de esgotamento sanitário e as soluções sustentáveis precisam ser aprimoradas e implementadas. A

ferramenta da ACV apoia o prognóstico ambiental de novos produtos em diferentes contextos para evitar subotimizações ambientais.

Agradecimentos

As instituições de fomento a pesquisa CAPES e CNPq pelas bolsas, a GreenDelta GmbH pela licença do software OpenLCA, ao ecoinvent Centre pela licença da base de dados de inventário.

Referências Bibliográficas

ABNT NBR ISO 14044:2009 – Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

BENETTO, E., NGUYEN, D., LOHMANN, T., SCHMITT, B., SCHOSSELER, P. (2009) Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. *Science of the Total Environment.* V. 407, pp. 1506-1516.

COHIM, E., KIPERSTOK, A. (2007) Sistemas de esgotamento sanitário: conhecer o passado para moldar o futuro. *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*.

GOEDKOOP, M.J. (2009) ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Disponível em http://www.lcia-recipe.net

ISHII, S.K.L., BOYER, T.H. (2015) Life cycle comparison of centralized wastewater treatment and urine source separation with struvite precipitation: Focus on urine nutrient management. *Water Research.* V. 79, pp. 88-103.

JONSSON, H., et al (2004) Guidelines on the Use of Urine and Faeces in Crop Production. *EcoSanRes Publication Series*. Stockholm Environment Institute. pp35. Disponível em: www.ecosanres.org

LUTHI, C. et al. (2011) *Sustainable Sanitation in Cities - A Framework for Action.* Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA) & International Forum on Urbanism (IFoU), pp. 169.

MAGID, J., EILERSEN, A.M., WRISBERG, S., HENZE, M. (2006) Possibilities and barriers for recirculation of nutrients and organic matter from urban to rural areas: A technical theoretical framework applied to the medium sized town Hillerød, Denmark. *Ecological Engineering.* V. 28, pp. 44-54.

MAURER, M., SCHWEGLER, P., LARSEN, T.A. (2003) Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. *Water Science and Technology*. V. 48, pp. 37-46.

MORENO RUIZ, E., LÉVOVÁ, T., BOURGAULT, G., WERNET, G. (2014) *Documentation of changes implemented in Ecoinvent Data 3.1*. Ecoinvent, pp. 70.

PANESAR, A., INGLE, R., SCHUTZE, T., ZURBRUGG, C.(2011) Chapter 7 - Sustainable Sanitation Systems. *Sustainable Sanitation in Cities - A Framework for Action*. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA) & International Forum on Urbanism (IFoU), pp. 169.

RICHERT, A., GENSCH, R., JONSSON, H., STENSTROM, T., DAGERSKOG, L. (2010) Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production. Stockholm Environment Institute. Disponível em: www.ecosanres.org

SANTOS, O.S.N., TEIXEIRA, M.B., GHEYI, H.R., QUEIROZ, M., SILVA, V.P.P, LINGE, C.S., KIPERSTOK, A. (2015) Bermudagrass fertilization with human urine as a tool to close nutrient cycles: The use of micronutrients. *African Journal of Agricultural Research.* V. 32, pp. 3189-3199.

SUTTON, M.A. et al. (2013) Our Nutrient World: The challenge to produce more food and energy with less pollution. *Global Overview of Nutrient Management.* Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh on behalf of the Global Partnership on Nutrient Management and the International Nitrogen Initiative, pp. 128.

WERNET, G., BAUER, C., STEUBING, B., REINHARD, J., MORENO-RUIZ, E., WEIDEMA, B. (2016) The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment..* pp. 1–13.

WORLD HEALTH ORGANIZATION – WHO (2006) Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Wastewater use in agriculture, Volume II.

Impactos do ciclo de vida de painéis em concreto translúcido: estudo de caso considerando diferentes cenários de alocação dos impactos da sílica ativa

Morales, Michele Ferreira Dias[1,a]; Henriques, Thiago dos Santos[1,b]; Passuello, Ana[1,c]; Kirchheim, Ana Paula[1,d]; Masuero, Ângela Borges[1,e]; Dal Molin, Denise Carpena[1,f]

[1]DECIV/PPGEC/NORIE – Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Av. Osvaldo Aranha, 99 – 3º Andar – NORIE. 90035-190 – Porto Alegre - RS
e-mail:[a]dias.micheleferreira@gmail.com; [b]thiagohenriques183@gmail.com; [c]anapassuello@gmail.com; [d]anapaula.k@ufrgs.br;[e]angela.masuero@ufrgs.br; [f]dmolin@ufrgs.br

Resumo. *A indústria da construção civil é uma importante consumidora de recursos naturais não renováveis. Dentre seus materiais mais utilizados pode ser citado o concreto, que é o material de maior produção em massa no mundo na atualidade. Tendo em vista sua elevada demanda de produção, o consumo sustentável de materiais pela indústria da construção tornou-se uma necessidade urgente no cenário mundial. Diversos estudos tem buscado o reaproveitamento de resíduos e subprodutos de outras indústrias em seus compósitos cimentícios, sendo a sílica ativa - subproduto da produção do silício metálico - um material já consolidado no meio técnico e acadêmico. No entanto, poucos estudos de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) na indústria de construção civil têm realizado alocação deste subproduto. Desta forma, o objetivo deste trabalho é analisar os critérios de alocação de seus impactos, realizando comparativo entre alocação por massa e valor econômico na produção de painéis de vedação em concreto translúcido, um material inovador que atribui transmitância de luz ao concreto. O concreto translúcido é uma mistura de argamassa autoadensável composta por cimento, areia, aditivo e adição de sílica ativa (11% da massa de cimento) e fibra óptica polimérica. Possui diversas aplicações sendo possível empregá-lo em fachadas e no interior de edificações, proporcionando entrada de iluminação e redução do consumo energético. As fronteiras do sistema adotadas são do berço ao portão ("cradle to gate"). A unidade funcional selecionada é 1m^2 de painel de concreto translúcido e os dados de inventário utilizados são adaptados do banco de dados Ecoinvent 3.2, exceto para a fibra óptica polimérica, onde aplicou-se dado de fibra de componentes iguais e/ou similares do banco de dados ELCD 3.1. O cálculo de avaliação dos impactos foi realizado no software OpenLCA 1.4.2, e os indicadores de impacto ambiental selecionados foram: energia incorporada renovável, energia incorporada não-renovável, potencial de aquecimento global, potencial de acidificação, potencial de eutrofização, potencial de criação de ozônio fotoquímico, potencial de depleção da camada de ozônio e depleção da água. Os resultados totais obtidos em cada um dos impactos demonstraram que o critério de alocação da sílica ativa possui elevada influência, como por exemplo, na categoria aquecimento global, onde quando alocada por massa, a sílica ativa foi responsável pela emissão de 38,2 Kg CO2-Eq enquanto que na alocação econômica esta foi responsável pela emissão de 6,2 Kg CO2-Eq. Com relação à energia incorporada não-renovável, quando realizada alocação por massa a sílica ativa aumentou em 151,35% o consumo de energia enquanto que na alocação econômica o incremento foi de 25%, em comparação ao cenário sem alocação. Percebe-se, então, a importância de considerar a alocação nos estudos de ACV do setor da construção civil, sendo indicado, em trabalhos futuros, aplicar a alocação a outros resíduos utilizados na construção civil.*

Palavras-chave: *avaliação do ciclo de vida, concreto translúcido, sílica ativa, alocação.*

1. Introdução

Na prática de ACV observa-se que muitas vezes, em produtos da construção civil, os impactos relacionados aos resíduos ou subprodutos não são considerados, porém Chen et al. (2010) citam a importância de estudos que avaliem os critérios de alocação de impactos destes resíduos e subprodutos. A alocação é um dos procedimentos mais discutidos em ACV, a NBR ISO 14044 (2009) recomenda, primordialmente, a divisão dos processos elementares em subprocessos ou ainda a expansão do sistema de produto. Somente quando a alocação não puder ser evitada, as saídas do sistema devem ser subdivididas, preferencialmente através de relações físicas e secundariamente outras relações. Recentemente, a portaria nº100/2016 do Inmetro recomenda que quando o resíduo preencher os requisitos que permitam considerá-lo como subproduto, este não pode ser tido livre de impacto ambiental, sendo premissa nesses casos, a adoção de um procedimento de alocação. Muitas vezes mais de uma alternativa pode ser aplicável, nestes casos, conforme a NBR ISO 14044 deve-se realizar análise de sensibilidade para explicitar as consequências da abordagem selecionada.

Chen et al. (2010) comentam que o procedimento de alocação por massa possui a vantagem de ser constante com o tempo, pois a proporção em massa entre o produto e o subproduto é pouco variável a não ser que ocorram alterações em seu processo de produção. Porém, é importante considerar que a alocação por massa eleva muito os impactos e pode desestimular o emprego destes subprodutos e estimular o uso de materiais virgens. Recentemente outros estudos de ACV avaliaram a influência da alocação de resíduos em concretos. Habert et. al (2011) compararam diferentes procedimentos de alocação de escória granulada de alto forno, cinza volante e sílica ativa em concretos geopoliméricos e concretos de cimento Portland, Van den Heede et al. (2014) avaliaram

os impactos da alocação dos subprodutos cinza volante e sílica ativa em lajes de concreto e Grist et al. (2015) compararam energia embutida e CO_2 embutido em concretos hidráulicos e concretos de cimento Portland.

Dentre os materiais utilizados como adições em concretos pode ser citada a sílica ativa, que conforme MME (2009) é um subproduto da produção do ferro-silício 75 e do silício metálico. Suas características químicas de elevado teor de dióxido de silício (86 a 98%) e características físicas tais como: finura, superfície específica superior à do cimento Portland e estrutura essencialmente amorfa, proporcionam à sílica ativa efeitos químicos e físicos na microestrutura de concretos, gerando aumento de resistência e redução da permeabilidade dos mesmos (DAL MOLIN, 2005). Segundo MME (2009), a sílica ativa oriunda da produção do silício metálico é mais pura, sendo preferencial para adição em materiais cimentícios. No Brasil, no ano de 2012, foram produzidas 181.497 toneladas de silício metálico (ABRAFE, 2013), sendo estimada a geração de aproximadamente 99.823 toneladas de sílica ativa. Porém, devido ao elevado custo de instalação do sistema de captação da sílica ativa, poucas empresas brasileiras recolhem adequadamente o material, sendo sua geração estimada em 18.057 toneladas no ano de 2007 (MME, 2009). A avaliação ambiental da utilização de subprodutos na construção civil no que diz respeito a procedimento de alocação da sílica ativa, vem sendo bastante discutida recentemente (HABERT ET AL., 2011; VAN DEN HEEDE ET AL.,2014; GRIST ET AL.;2015).

Constituído por uma mistura de argamassa autoadensável com adição de sílica ativa e fibra óptica, o concreto translúcido é considerado um material inovador devido às suas características peculiares de transmitância de luz que proporcionam não apenas efeitos estéticos, mas também a possibilidade de redução do consumo energético nas edificações. A sílica ativa adicionada visa melhorar suas características no estado fresco aumentando a fluidez, juntamente com o emprego do aditivo, além de evitar a segregação, aumentar a coesão, reduzir a permeabilidade e aumentar a aderência fibra/matriz do material. Por esta conferir características muito específicas aos concretos, não foi possível realizar a expansão do sistema, pois se considerou que não há produto de comportamento similar que possa ser utilizado. O foco do presente artigo é avaliar os impactos da produção de painéis de vedação em concreto translúcido, considerando diferentes cenários de alocação da sílica ativa no contexto brasileiro.

2. Metodologia

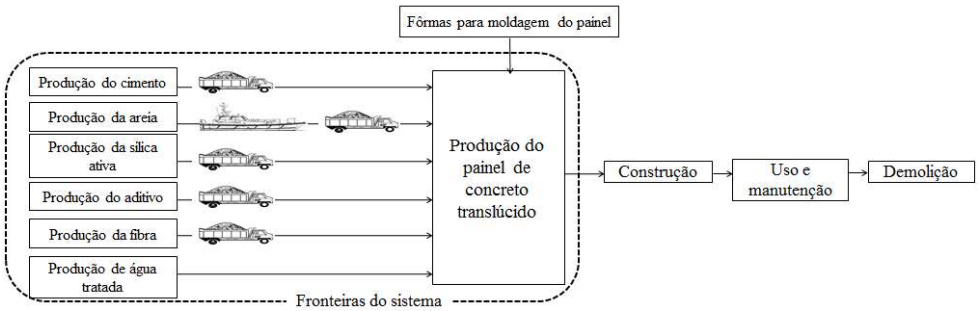
2.1 Objetivo e escopo

O objetivo da ACV é avaliar os impactos da produção de painéis de concreto translúcido frente a três cenários de alocação da sílica ativa. O estudo realizado por Henriques (2013) na cidade de Porto Alegre/RS serviu de fonte de dados de quantitativos de materiais e especificações dos mesmos, sendo selecionado um dos traços publicados, teor de 5% de fibra óptica polimérica. A escolha deste teor se deu em função de limitações de execução com maiores volumes de fibra. Como unidade funcional foi definida $1m^2$ de painel de não estrutural em concreto com espessura de 15 centímetros.

O escopo para o sistema deste estudo de ACV é delimitado do berço ao portão ("*cradle to gate"*) sendo avaliados os impactos relacionados à extração e transporte de cada um dos materiais empregados até o local de produção do concreto translúcido, visando avaliar os impactos relacionados à produção do material. Esta avaliação não inclui o impacto ambiental da etapa de uso/manutenção e disposição final (fim-de-vida) do concreto translúcido. Cabe salientar que, em concretos de cimento Portland, como consequência da adição da sílica ativa estima-se aumento da durabilidade do material (Dal Molin, 2005), porém a adição no concreto translúcido ocorre em virtude da necessidade de trabalhabilidade do concreto para sua melhor distribuição entre as fibras, não sendo considerada a variação na durabilidade, relacionada à fase de uso, no presente estudo.

Quanto à elaboração do material, foi considerada a energia para sua mistura, sendo desconsideradas no escopo deste estudo as fôrmas necessárias para moldagem das paredes, tendo em vista o elevado número de vezes que é possível reutilizá-las. As fronteiras do sistema são apresentadas no sistema de produto da Figura 44.

Figura 44 - Sistema de produto e fronteiras do sistema



O concreto translúcido é composto por: cimento, aditivo policarboxílico (superplastificante de 3ª geração), água, agregado miúdo (areia), fibras ópticas flexíveis (FOP) e adição (sílica ativa) (HENRIQUES, 2013). O cimento utilizado foi o CP V-ARI, que não utiliza qualquer tipo de adição de resíduos, sendo composto de 95 a 100% de clínquer e de 0-5% de sulfato de cálcio (ABNT, 1991b). A água utilizada é potável da rede de abastecimento local. O agregado miúdo (areia) possui origem quartzosa, sendo obtido por dragagem direta. A sílica ativa foi adotada como substituição parcial em 11% (massa) do cimento.

2.2 Análise de inventário

Os dados de inventário de ciclo de vida utilizados são adaptados do banco de dados Ecoinvent versão 3.2, somente o dado referente à fibra óptica é oriundo da base de dados ELCD 3.1.

2.2.1 Descrição dos dados

A Tabela 32 apresenta as quantidades consideradas de cada um dos materiais para elaboração de 1m² de painel de vedação, sem função estrutural, a respectiva fonte do dado de inventário utilizado, as distâncias percorridas e modais de transporte destes até o local de produção do concreto translúcido em Porto Alegre/RS.

Tabela 32- Descrição e quantitativos dos materiais empregados para elaboração de 1m² de painel de vedação de espessura de 15cm.

Material	Fonte e descrição dos dados	Quantidades	Tipo de transporte	Distâncias percorridas (Km)	Ton*Km
Cimento CP V-ARI	Ecoinvent: Cement Portland, CEM I - Europe without Switzerland	74,55kg	Trem de carga	902	67,2
			Caminhão	15	1,1
Areia	Adaptado de Souza (2012)	165,5kg	Caminhão	10	1,7
Sílica ativa (subproduto do silício metálico)	Ecoinvent: Silicon production, metallurgical grade - RoW	8,2kg	Caminhão	2108	17,3
Fibra óptica polimérica	ELCD: Polyacrylonitrile fibres (PAN)	0,19kg	Navio de carga	19113	3,6
			Caminhão	1158	0,2
Aditivo	Ecoinvent: Polycarboxylates production, 40% active substance - RoW	0,93kg	Caminhão	35	0,03
Água	Ecoinvent: Market for tap water - GLO	37,28kg	-	-	-

Para elaboração do ICV foram feitas as seguintes considerações:

- Fibra óptica polimérica - FOP: foram utilizados dados de inventário do processo de produção da fibra poliacrilonitrila (PAN) que assim como a FOP é uma fibra polimérica, produzida principalmente a partir de

acrilonitrilo e metacrilato. Também foi considerado que em fibras ópticas poliméricas o material mais comumente usado no núcleo óptico é o poli-metacrilato de metila (MELO, 2011).

- Os dados de inventário relativos à areia foram adaptados à realidade local, de extração em leito de rio. Também foi adaptado o dado referente ao cimento, com a atualização para a matriz energética brasileira e ajuste da quantidade de clínquer empregado, sendo adotado o valor de 96% de acordo com Oliveira et al., (2014).

- Foi considerada a energia consumida pelo equipamento utilizado para produção do concreto (0,33MJ), sendo excluídos do estudo, os impactos relativos ao uso e manutenção do equipamento utilizado para mistura.

2.2.2 Procedimentos de alocação da sílica ativa

A sílica ativa (SiO_2) é obtida a partir da produção do silício-metálico (DAL MOLIN, 2005). O monóxido de silício gasoso (SiO), gerado na redução do quartzo a silício, se oxida em contato com o ar formando o dióxido de silício (SiO_2) que é captado e comercializado como subproduto. Embora a ISO 14044 recomende preferencialmente a subdivisão dos processos ou ainda a expansão do sistema, no caso da sílica ativa, tais procedimentos mostraram-se inviáveis devido à impossibilidade de subdividir o processo de produção do silício metálico e da sílica ativa ou ainda por considerar-se não haver um produto conceitualmente equivalente. Optou-se por seguir a recomendação da portaria nº100/2016 (INMETRO, 2016) de adoção de procedimento de alocação para subprodutos sendo estudados 3 cenários: **sem alocação dos impactos**, **alocação por massa**, tendo em vista que a NBR ISO 14044 (2009) orienta casos em que não é possível realizar a subdivisão dos processos a empregar como primeira alternativa a relação física entre os materiais, e **alocação por valor econômico**, tendo em vista que de acordo com BRE (2013) em casos em que a participação do subproduto for superior a 1% das receitas geradas pelo produto que a origina (a sílica ativa corresponde a 6,19% da receita total), e quando sua participação em relação à receita total for considerada baixa (inferior a 25%) é recomendada a alocação econômica. A

Tabela **33** apresenta os dados utilizados para o cálculo da alocação da sílica ativa.

Tabela 33 - Percentuais de alocação em massa e valor econômico da sílica ativa calculados de acordo com Chen et al. **(2010)**

	Produção (toneladas)	**Preço de mercado**	**Alocação por valor econômico**	**Alocação por massa**
Silício metálico	1,00 t	R$12.000,00 por tonelada[1]	-	-
Sílica ativa[2]	0,55 t	R$ 1.350,00 por tonelada [1]	5,8% [3]	35,48% [3]

[1] Pesquisa de mercado realizada pelos autores (janeiro/2016). Preço à vista e frete não incluso.

[2] Considerada geração de 550kg de sílica ativa por tonelada de silício metálico produzido de acordo com Dastol,1984 *apud* Dal Molin (2005)

[3] Valores obtidos a partir do método proposto por Chen et al. (2010).

Relativo aos valores apresentados na

Tabela **33**, o percentual de 5,8% para alocação por valor econômico da sílica ativa é semelhante ao encontrado na pesquisa realizada por Van den Heede et al. (2014) e Grist et al. (2015). Na Tabela **34** são apresentados os percentuais de alocação publicados em diferentes estudos.

Tabela 34 – Comparativo de percentuais de alocação econômica da sílica ativa no Brasil e em outros países

	Alocação por valor econômico	**Alocação por massa**	**Fonte**
Brasil	5,8%	35,48%	Presente estudo

Não informado	4,8%	-	Van den Heede et al. (2014)
Índia	7 à 10,8%	31%	Grist et al. (2015)
EUA	3,7 à 5,8%		
China	3 à 7,3%		
Europa	4,3 à 6,8%		

2.3 Avaliação dos impactos

O cálculo de avaliação dos impactos foi realizado através do software OpenLCA 1.4.2, sendo selecionadas as categorias de impacto ambiental: Energia incorporada renovável – EIR (MJ-Eq), Energia incorporada não-renovável – EIN (MJ-Eq), Potencial de aquecimento global – PAG (Kg CO_2-Eq) 100a, Potencial de acidificação - PA (Kg SO_2-Eq), Potencial de eutrofização – PE (Kg NOx-Eq), Potencial de criação de ozônio fotoquímico – POF (Kg Etileno-Eq), Potencial de depleção da camada de ozônio – PDO (Kg CFC-11-Eq), Depleção da água – DA (m³) e Depleção de recursos abióticos – DRA (Kg antimônio-Eq). Os métodos utilizados foram respectivamente: Cumulative Energy Demand (EIR e EIN), IPPC 2007 (PAG), CML 2001 (PA, PE, POF, PDO) e ReCiPe midpoint – E (DA) . Cabe ressaltar que se buscou empregar os indicadores exigidos para elaboração de uma declaração ambiental de produto de acordo com a EN 15804:2012, tendo sido acrescidos os indicadores depleção da água, no intuito de verificar o consumo deste recurso, e o indicador depleção de recursos abióticos, pela indústria da construção civil ser reconhecida como grande consumidora de recursos naturais.

3. Apresentação e discussão dos resultados

Na Tabela 35 são apresentados os impactos ambientais, por quilo de sílica ativa, para alocação econômica e alocação por massa. Observa-se elevação substancial para o cenário de alocação por massa em comparação à alocação por valor econômico.

Tabela 35 – Impactos ambientais de 1kg de sílica ativa por cenário de alocação adotado

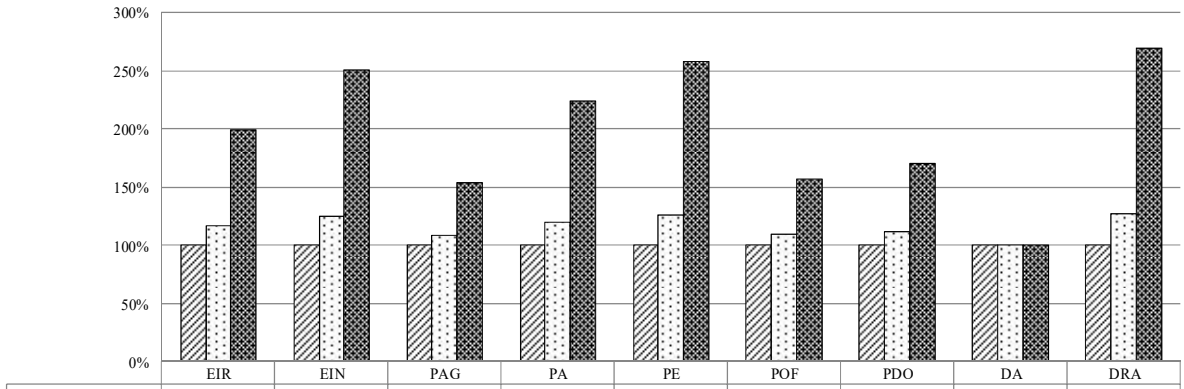
Categoria de impacto	Impactos da produção de 1kg de sílicio metálico	Impactos da sílica ativa para alocação econômica	Impactos da sílica ativa para alocação por massa
EIR (MJ-Eq)	30,5	1,8	10,8
EIN (MJ-Eq)	142,3	8,3	50,5
PAG (Kg CO2-Eq)	13,1	7,6E-01	4,7
PA (Kg SO2-Eq)	6,9E-02	4,0E-03	2,4E-02
PE (Kg NOx-Eq)	2,1E-02	1,2E-03	7,6E-03
POF (Kg Etileno-Eq)	2,0E-03	1,2E-04	7,1E-04
PDO (Kg CFC-11-Eq)	5,82E-07	3,4E-08	2,1E-07
DA (m³)	3,7E-02	2,1E-03	1,3E-02
DRA (Kg antimônio-Eq)	7,6E-02	4,4E-03	2,7E-02

Os resultados comparativos para produção de 1m² de painel de concreto translúcido de acordo com os critérios de alocação adotados, para cada um dos indicadores selecionados, são apresentados no gráfico da Figura 45. Observa-se que a alocação por massa aumentou substancialmente os impactos para todos os indicadores, exceto depleção da água, possivelmente pelo baixo emprego de água no processo de produção do silício metálico.

Ressalta-se que o indicador com maior acréscimo foi depleção de recursos abióticos com 27,75% de aumento na alocação econômica e 169,69% de acréscimo quando realizada alocação por massa, passando de 0,13 para 0,35

Kg antimônio-Eq, quando realizada alocação por massa. Tal variação se deve possivelmente ao elevado consumo de recursos na produção do silício metálico. Já o indicador potencial de aquecimento global apresentou a menor variação com 8,91% de aumento na alocação econômica e 54,41% na alocação por massa, aumentando de 70,2 para 108,3 Kg CO_2-Eq quando realizada alocação por massa.

Figura 45 – Impactos ambientais potenciais por m² de painel de acordo com o critério de alocação adotado, considerando como cenário base "sem alocação"



	EIR	EIN	PAG	PA	PE	POF	PDO	DA	DRA
Sem alocação (100%)	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Alocação econômica	116%	125%	109%	120%	126%	109%	112%	100%	128%
Alocação por massa	200%	251%	154%	224%	258%	157%	171%	100%	270%

Frente aos resultados apresentados, observa-se que os dados de alocação estão de acordo com estudos internacionais do tema (VAN DEN HEEDE ET AL., 2014; GRIST ET AL., 2015). Quando analisada a alocação por massa a variabilidade foi um pouco maior, se comparada ao estudo de Grist et al. (2015), devido às premissas de geração do subproduto estabelecida pelos autores.

4. Considerações finais--

Observa-se que a análise do critério de alocação a ser adotado é de suma importância, uma vez que grandes diferenças foram encontradas de acordo com o emprego ou não da alocação, ou ainda de acordo com o método de alocação adotado. Com base nos resultados comparativos obtidos, e tendo em vista a pesquisa mercadológica realizada, sugere-se que a alocação econômica da sílica ativa pode ser considerada uma alternativa para inclusão de impactos referente ao subproduto sílica ativa. Cabe ressaltar a relevância de estudos em contexto local, uma vez que o sistema de fabricação do produto principal pode variar entre os países gerando diferenças expressivas no volume de subproduto gerado impactando diretamente os resultados de alocação.

Agradecimentos

Os autores agradecem às instituições que apoiam os pesquisares envolvidos neste estudo: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS).

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 5733: Cimento Portland de alta resistência inicial. Rio de Janeiro. 1991.

____. NBR ISO 14044: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações. Rio de Janeiro. 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS PRODUTORES DE FERROLIGAS E DE SILÍCIO METÁLICO - ABRAFE. Anuário da Indústria Brasileira de Ferroligas e de Silício Metálico 2012.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior - Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia – INMETRO. Portaria nº 100 de 07 de março de 2016.

BRE, B. R. E. *Product Category Rules for Type III environmental product declaration of construction products to EN 15804:2012*. p. 43, 2013.

CHEN, C. et al. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. Resources, Conservation and Recycling. 54, 1231–1240. 2010.

DAL MOLIN, D.C.C. Adições minerais para concreto estrutural. *In: Concreto: ensino, pesquisa e realizações* V1 / ed. G. C. ISAIA. São Paulo: IBRACON, 2005.

GRIST, E. R. et al. The environmental credentials of hydraulic lime-pozzolan concretes. Journal of Cleaner Production , 93, 26-37. 2015.

HABERT , G. et al. An environmental evaluation of geopolymer based concrete production: reviewing current research trends. Journal of Cleaner Production . 19, 1229-1238. 2011.

HENRIQUES, T. S. Análise da influência da fibra óptica polimérica inserida em blocos de argamassa. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 2013.

MELO, D. F. Estudo da viabilidade para fabricação de fibra óptica polimérica (FOP) por extrusão vertical. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química. Campinas, 2011.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA - MME. Perfil de Ferroligas. Relatório técnico 60. 2009. Disponível em:<www.mme.gov.br>.

OLIVEIRA, V. C. H. C.; DAMINELI, B. L.; AGOPYAN, V.; JOHN, V. M. Estratégias para a minimização da emissão de CO_2 de concretos. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 167-181. 2014.

SOUZA, A. *Avaliação do ciclo de vida da areia em mineradora de pequeno porte, na região de São José do Rio Preto-SP.* Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos. 2012.

VAN DEN HEEDE, P., MAES, M., DE BELIE, N. Influence of active crack width control on the chloride penetration resistance and global warming potential of slabs made with fly ash+silica fume concrete. *Construction and Building Materials*, 67, 74–80. 2014.

Pegada de carbono associada a produção de porcelanato: estudo de caso no Nordeste do Brasil

Alexandre Magno Vieira Gonçalves de Brito[1],Ana Lyvia Tabosa da Silva[1], Rommel de Santana Freire[2], Monica Carvalho[3]

[1]Curso de Graduação em Eng. Mecânica, Universidade Federal da Paraíba. alexandreh_magno@hotmail.com, analyviatabosa@yahoo.com.br
[2]Prof., Centro de Ciências Sociais Aplicadas, Dep. de Administração e Finanças, Universidade Federal da Paraíba. professorrommel@uol.com.br
[3]Profª., Centro de Energias Alternativas e Renováveis, Dep. de Eng. de Energias Renováveis, Universidade Federal da Paraíba. monica@cear.ufpb.br

Resumo. *A construção civil no Brasil é um dos grandes emissores de gases poluentes, já que a maioria dos insumos, como cimento e porcelanato, são produzidos com elevado consumo de energia liberando assim uma enorme quantidade de gases de efeito estufa dependendo da fonte de energia primária. Além de poluir em grande quantidade, a construção civil ainda é responsável por consumir um grande volume dos recursos naturais. O gerenciamento da sustentabilidade no setor da construção civil se apóia em critérios ambientais, sociais e econômicos para selecionar materiais de construção, produtos e componentes. A sustentabilidade está ganhando muita visão no cenário mundial deixando apenas de ser um diferencial e se tornando parte da gestão de empresas em todos os lugares do mundo. Consumidores pouco a pouco já demandam informação ambiental e os setores produtivos que fornecem tais dados demonstram a valorização deste comportamento e podem destacar as vantagens competitivas dos produtos. Este artigo desenvolve uma Análise de Ciclo de Vida (ACV) para o processo produtivo de um forno de uma indústria cerâmica, localizada no Nordeste Brasileiro. O produto é porcelanato. Todos os fluxos de material (argila, sienito, talco e caulim) e energia (gás natural) foram contabilizados, ao longo de um ano operacional. O objetivo é fornecer ao consumidor do produto o impacto ambiental associado ao consumo de 1m² de porcelanato. Devido às preocupações atuais com as mudanças climáticas e o aquecimento global associado, o impacto ambiental será expresso em kg CO2-equivalente, obtido pela aplicação do método IPCC 2013 GWP 100a. A ideia é que o consumidor ou profissional conheça, no momento da compra, o impacto ambiental associado a determinado produto, e possa utilizar essa informação como critério de decisão, em adição ao ponto de vista puramente econômico. A informação gerada pela ACV pode ser utilizada não somente para conhecer o potencial de mitigação de um material ou outro, mas também com vistas a certificação. Como os processos industriais utilizam uma quantidade de energia elevada é perceptível que a maior influência é derivada da fonte de energia que foi utilizada para alimentar este forno, que neste caso é o gás natural, sendo responsável por 93% da emissão deste gás poluente fornecendo uma pegada de carbono de 0,426 CO_2-eq/m² para 1m² de cerâmica.*

Palavras-chave. *Avaliação do ciclo de vida, pegada de carbono, indústria cerâmica, porcelanato.*

Introdução

O setor da Construção Civil tem aumentado sua produtividades nos últimos anos, com ampla participação no Produto Interno Bruto do Brasil (CÂMARA BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO, 2016). Segundo o Ministério das Minas e energia (BRASIL, 2016), o setor da construção civil possui papel fundamental para a realização dos objetivos globais do desenvolvimento sustentável, e foi apontado como o setor de atividades humanas com maior consumo de recursos naturais e energia, gerando importantes impactos ambientais.

Muitas pessoas já começam a buscar alternativas para substituir hábitos ou atividades do cotidiano com o objetivo de obter produtos mais saudáveis, utilizar produtos ecologicamente corretos, diminuir o tempo de preparo ou consumir menos energia. A indústria está atenta ao pensamento e desejos da sociedade, sempre inovando em seus produtos e práticas sustentáveis (CARVALHO; FREIRE, 2014). A maioria das indústrias não quer mais compactuar com poluições em demasia, buscando alternativas ecologicamente corretas com objetivo de mitigar seu impacto ambiental, tornando-se uma empresa sustentável e possuindo mais um ponto positivo em seu favor, conseguindo assim atrair uma quantidade maior de clientes (CARVALHO; FREIRE; BRITO, 2015; CARVALHO *et al.*, 2015). Com o mesmo objetivo na redução de impactos ambientais, a legislação ambiental

brasileira tem sido direcionada para a criação de desenvolvimento econômico e social, focado na sustentabilidade (FREIRE *et al.*, 2015).

O objetivo deste artigo é calcular a pegada de carbono para o processo produtivo de um forno de uma indústria cerâmica, sendo o produto porcelanato. Tanto os fluxos de material como os de energia foram contabilizados ao longo de um mês operacional e a pegada de carbono foi calculada utilizando a metodologia da Análise de Ciclo de Vida (ACV) por meio do software SimaPro (PréConsultants, 2014a).

Materiais e métodos

Quando se trata da avaliação em impactos ambientais o melhor caminho é recorrer à Análise de Ciclo de Vida (ACV), já que esta metodologia possui um conceito bem elevado sendo reconhecida por todo mundo (GUINÉE, 2001; GUINÉE, 2002).A metodologia da ACV é padronizada pela norma ISO 14040 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 2014) que define quatro componentes básicos para a realização de uma ACV: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação. A ACV engloba desde a construção do processo, onde são detalhados os materiais e os resíduos, passando pela etapa de montagem, que inclui toda operação, transporte e energia até chegar a análise do ciclo de vida de fato, que junta o tratamento do resíduo à montagem, possibilitando determinar e avaliar as causas dos impactos ambientais associadas ao processo em estudo (HINZ; VALENTINA; FRANCO, 2006).

A importância da utilização da ACV em programas de avaliação ambiental é relevante tanto para os consumidores, que podem optar por este parâmetro no momento de escolha de determinado produto; para empresas e fabricantes, que podem comparar diferentes processos e produtos e escolher os que promovem melhoria ambiental e econômica; quanto para o governo que pode incentivar a utilização de práticas sustentáveis ou definir prioridades legais (CARVALHO, FREIRE, 2014).

A ACV foi aplicada para um processo produtivo do forno de uma indústria cerâmica, com ajuda do software SimaPro (PréConsultants, 2016) versão 8.0.3. O método de avaliação de impacto ambiental escolhido foi o IPCC 2013 GWP 100a (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC, 2013), que é um dos mais utilizados para análise de impactos ambientais, pois caracteriza as diferentes fontes de emissões de gases que podem gerar aumento no aquecimento global (FERREIRA, 2014; IPCC, 2014). Os impactos do dióxido de carbono (CO_2) são considerados para esse método como potenciais de aquecimento global direto, levando em consideração que o potencial de aquecimento global (GWP – *Global Warming Potential*) tem a função de estimar a relação do aquecimento global com as emissões na atmosfera de um quilograma de algum gás de efeito estufa comparado com um quilograma de dióxido de carbono (FERREIRA,2014; IPCC, 2014). O método considera três horizontes temporais as emissões na atmosfera (20, 100 e 500 anos) e recomenda-se a utilização de um horizonte de 100 anos, já que permite a verificação de efeitos cumulativos (DINATO, 2013; IPCC,2014; PréConsultants, 2015). Os fatores de conversão publicados pelo IPCC (2014) contabilizam o potencial para aquecimento global direto para emissões atmosféricas, mas não incluem a formação indireta de monóxido de dinitrogênio a partir do nitrogênio, não consideram a radiação forçada devido às emissões de NOx, água e sulfatos na estratosfera (alta e baixa), e não incluem a formação de CO_2 a partir de CO. A base de dados utilizada foi a Ecoinvent(2015).

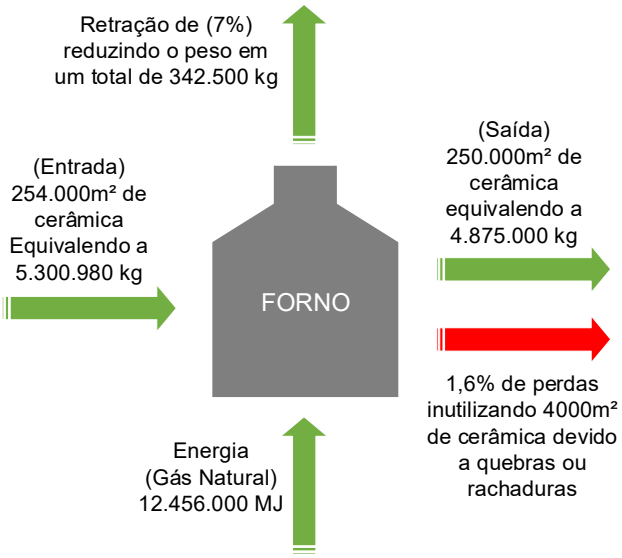
Estudo de caso

Foi estabelecido analisar os danos ambientais associados a produção de cerâmicas de revestimento em uma indústria localizada no Nordeste Brasileiro. A obtenção de dados foi realizada por meio da aplicação de um questionário, respondido pelo gerente de produtos desta fábrica. O formato do porcelanato produzido é tamanho comercial (50 cm x50cm).

A produção mensal de porcelanatono forno específico é de 254.000 m²,mas 1,6% é descartada devido a falhas de produção (*e.g.*, quebras ou rachaduras). Com a retirada das perdas calcula-se uma produção mensal de 250.000 m² de porcelanato (1 m^2 = 19,5kg na saída do forno). Aqui se considerou que as perdas (peças rachadas e quebradas) não possuem valor comercial, sendo utilizadas para nivelamento de terrenos, e portanto todo o impacto ambiental é alocado para o produto útil.

No forno vai ocorrer o processo de queima, que também pode ser conhecido como sinterização. É uma operação muito importante já que neste processo a cerâmica vai adquirir suas características finais (*e.g.*, baixa absorção, alta resistência a abrasão, alta resistência mecânica) (GERMAN, 1996;CALLISTER; RETHWISCH, 2007). Após a sinterização a cerâmica há uma retração de 7%, fazendo com que o metro quadrado deste porcelanato seja retirado do forno com 19,50kg (Figura 1).

Figura 1 – Fluxos mensais de matéria e energia em um forno de uma indústria de porcelanato.



Como o estudo aqui desenvolvido possui base mensal, o peso total de cerâmicas obtidas é 4.875.000,00 kg. O forno sob análise opera com gás natural, e utiliza por mês 360.000 m^3 (34,6 MJ/m^3) A Tabela 1 mostra os fluxos de matéria e energia envolvidos nesta etapa de processamento térmico realizada no forno.

Tabela 1: Recursos utilizados na produção mensal de porcelanato.

Recurso	Quantidade mensal
Sienito	2.915.539,0 kg
Argila	1.696.313,6 kg
Talco	477.088,2 kg
Caulim	212.039,2 kg
Gás natural	12.456.000,0 MJ

Resultados e Discussão

Após coletar todas as informações, montar os inventários e introduzir esses dados no SimaPro, as avaliações do impacto ambiental foram realizadas para um mês representativo de produção de cerâmica, expressando o impacto em kg CO_2-eq/m^2 cerâmica. Os impactos ambientais associados aos consumos de matéria prima e energia estão mostrados na Tabela 2.

Observa-se claramente que a maior contribuição aos impactos ambientais origina-se da energia utilizada para suprir o forno. Já que o gás natural é um combustível fóssil, possui maior intensidade de carbono e neste tipo de

situação, o forno possui operação contínua. Em seguida os maiores poluentes são decorrentes da matéria prima para produzir o porcelanato, sendo eles a extração de caulim, argila, sienito e o talco, respectivamente.

Tabela 2: Impactos ambientais associados ao consumo mensal de recursos.

Recurso	Emissões (kg CO_2-eq)
Sienito	8775
Argila	9750
Talco	1462
Caulim	51.675
Gás natural	994.500
TOTAL mensal	1.066.162

O impacto ambiental mensal expresso na tabela 2 foi de 106,1 toneladas de CO_2-eq. O dano causado ao ecossistema pode ser avaliado em duas maneiras, pelo peso total das cerâmicas ou pela quantidade de metro quadrado (m²) de cerâmica utilizada na produção, os resultados são: 0,2187 kg CO_2-eq/kg cerâmica ou 4,2646 kg CO_2-eq/m^2 cerâmica. Como a comercialização da cerâmica para revestimento é feita por área, acredita-se que a expressão do impacto por m^2 de porcelanato facilita ao consumidor uma melhor visão da poluição envolvida no revestimento de uma área específica.

No Brasil, o estudo de Hansen, Seo e Kulay (2010) aplicou a ACV a uma indústria de porcelanato, concluindo que os impactos ambientais mais significativos consistem dos potenciais de aquecimento global e da toxicidade humana, associados ao consumo de gás natural e transporte das matérias-primas. Sugere-se a redução de perdas de material e substituição do combustível para fontes mais limpas como algumas das alternativas para redução de emissões ambientais (HANSEN; SEO; KULAY, 2010).Monfort*et al*. (2011) estudaram o consumo de energia térmica e emissões de CO_2envolvidos na fabricação de revestimentos cerâmicos no Brasil e na Espanha, visitando 65 empresas e analisando 130 equipamentos, obtendo 5,76 kg CO_2/m^2 queimado para a Espanha e valores entre 2,13-4,81 kg CO_2/m^2 queimado para o Brasil. Cabral Júnior *et al*. (2010) construiu uma tabela com as emissões de CO_2 associadas à produção de revestimentos cerâmicos no Brasil, obtendo valores entre 2,0 e 4,6 kg CO_2/m^2. Nestes trabalhos não fica claro se foram utilizados critérios de ACV ou se as emissões referem-se somente ao CO_2 (sem contabilizar as emissões de outros gases de efeito estufa).

A criação deste artigo foi feita com o intuito de conscientização para as empresas de construção civil, as quais comercializarão seus produtos com seus clientes. Estes consumidores, também compreenderão o impacto de uma parcela de suas compras no meio ambiente. Face ao aumento da poluição nos mais diversos setores da indústria, faz-se necessária a adoção de ações mitigatórias para reduzir a elevada quantidade de emissões de gases poluentes na hora de fabricação destes produtos. A relevância da utilização da Análise de Ciclo de Vida (ACV) é evidenciar a quantidade de emissão de carbono emitida neste processo. A partir da utilização de etiquetas de carbono no produto, dará conhecimento ao cliente de quanto ele estará poluindo ao comprar determinada quantidade de cerâmica. A busca por melhores resultados têm obrigado empresas a adequarem seu processos produtivos com foco na otimização dos custos atrelada a uma melhor gestão ambiental. A idéia é produzir a mesma quantidade de cerâmica, com menos insumos, o que levaria a empresa a um melhor resultado financeiro e econômico (FREIRE *et al.*, 2015). Uma melhor gestão ambiental agrega valor para a empresa além dos ganhos financeiros diretos das vendas normais, pois com uma imagem positiva junto ao mercado é possível encontrar novos nichos de consumidores que se propõe a pagar mais por um produto ambientalmente correto. (CARVALHO *et al.*, 2015). A agregação de valor para a empresa também será observada através da contratação de financiamentos com taxas de juros mais baixas, em função da adesão à programas governamentais voltadas à eficiência energética e desenvolvimento sustentável.

Comentários finais

Este artigo aplicou uma Análise do Ciclo de Vida (ACV) em um forno industrial (sinterização) em uma fábrica de cerâmicas de revestimento. Devido às preocupações recentes com as mudanças climáticas, optou-se por expressar o impacto ambiental em kg CO_2-eq. O impacto ambiental final associado ao processo de sinterização do porcelanato emitiu 0,426 kg CO_2-eq/m², e observou-se que 93% dessas emissões estão associadas ao consumo de combustível. Trabalhos futuros incluem a introdução de energias alternativas para substituição parcial ou total do gás natural consumido, e verificação do potencial de mitigação de mudanças climáticas.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Projeto Universal, nº 475879/2013-9) e ao Instituto UFPB de Desenvolvimento da Paraíba – IDEP/UFPB

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Construção Sustentável**. 2016. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/urbanismo-sustentavel/constru%C3%A7%C3%A3o-sustent%C3%A1vel>. Acesso em 29 mar 2016.

CABRAL JUNIOR, M. *et al*. Panorama e Perspectivas da Indústriade Revestimentos Cerâmicos no Brasil. **Cerâmica Industrial**, v.15, n.3, p.7-18, 2010.

CALLISTER, W. D.; RETHWISCH, D. G. **Materials science and engineering**: an introduction. New York: Wiley, 2007.

CÂMARA BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO. **PIB Brasil e Construção Civil**. 2016. Disponível em: <http://www.cbicdados.com.br/menu/pib-e-investimento/pib-brasil-e-construcao-civil>. Acesso em 29 mar 2016.

CARVALHO, M.; FREIRE, R. S. Quantificar, reduzir, evidenciar: uma nova prática para empresas sustentáveis. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E DO MEIO AMBIENTE, 16., 2014, São Paulo. Anais... São Paulo: FEA USP, 2014.

CARVALHO, M. et al. Situação atual e oportunidade para empresas limpas. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 17.,2015, São Paulo.**Anais…** São Paulo: FEA-USP, 2015.

CARVALHO, M.; FREIRE, R.S.; BRITO, A.M.V.G. Promotion of sustainability by quantifying and reducing the carbon footprint: new practices for organizations. In: GLOBAL CONFERENCE ON GLOBAL WARMING, 2015, Atenas, Grécia. **Anais...**Atenas: CERTH, 2015.

DINATO, R. M. Sistematização dos métodos de contabilização de emissões de gases de efeito estufa sob a ótica do ciclo de vida. 86 f. Dissertação – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2013.

ECOINVENT. Base de dados. 2015. Disponívelem: <http://www.ecoinvent.ch>. Acesso em 29 mar 2016.

FERREIRA, J. V. Análise do ciclo de vida dos produtos. Viseu: Instituto Politécnico de Viseu, 2004.

FREIRE, R.S; CARVALHO, M; CARMONA, C.U.M; BRITO, A.M.V.G. Perspectives on the implementation of climate change public policies in Brazil. In: GLOBAL CONFERENCE ON GLOBAL WARMING, 2015, Atenas, Grécia. **Anais...**Atenas: CERTH, 2015.

GERMAN, R. M. **Sintering theory and practice**. Solar-Terrestrial Physics (Solnechno-zemnayafizika), p. 568, 1996.

GUINÉE, J. B. (ed) **Life Cycle Assessment**: An operational guide to the ISO Standards; LCA inPerspective; Guide; Operational Annex to Guide. Leiden, Holanda: Centre for Environmental Science, 2001.

GUINÉE, J. B.**Handbook on life cycle assessment**: operational guide to the ISO standards. Boston, EUA: Kluwer Academic Publishers, 2002.

HANSEN, A.P.; SEO, E.S.M.; KULAY, L.A. Identificação de oportunidades de melhoria de desempenhoambiental em processo de produção de materiais cerâmicos via aplicação da técnica de avaliação de ciclo de vida (ACV). **Revista Produção Online**, v.10, n.4, p. 912-936, 2010.

HINZ, R. T. P.; VALENTINA, L. V. D.; FRANCO, A. C. Sustentabilidade ambiental das organizações através da produção mais limpa ou pela Avaliação do Ciclo de Vida. Estudos Tecnológicos, v. 2, n. 2, p. 91-98, 2006.

IPCC. Revised supplementary methods and good practice guidance arising from the Kyoto protocol. 2013. Disponível em: < http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/kpsg/ >. Acesso em 06 dez. 2015.

IPCC. Anthropogenic and natural Radiative Forcing. 2014. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1ARS_chapter08_Final.pdf>. Acesso em 24 mar. 2015.

MONFORT, E. *et al*. Brasil x Espanha: consumo de energia térmica e emissões de CO_2envolvidos na fabricação de revestimentos cerâmicos. **Cerâmica Industrial**, v. 16, n. 4, p. 13-20, 2011.

PréConsultants. SimaPro website. 2016. Disponível em: <http://www.simapro.nl>. Acesso em 29 mar 2016.

PréConsultants. SimaProDatabase manual: methodslibrary. 2016. Disponível em: <https://www.pre-sustainability.com/download/DatabaseManualMethods.pdf >. Acesso em 29 mar 2016.

Avaliação do Ciclo de Vida aplicada a uma fábrica de bolos: estudo de caso em João Pessoa, Paraíba

Ana Lyvia Tabosa da Silva[1], Alexandre Magno Vieira Gonçalves de Brito[1], Rommel de Santana Freire[2], Monica Carvalho[3]

[1]Curso de Graduação em Eng. Mecânica, Universidade Federal da Paraíba. analyviatabosa@yahoo.com.br, alexandreh_magno@hotmail.com

[2]Prof., Centro de Ciências Sociais Aplicadas, Dep. de Administração e Finanças, Universidade Federal da Paraíba. professorrommel@uol.com.br

[3]Prof[a]., Centro de Energias Alternativas e Renováveis, Dep. de Eng. de Energias Renováveis, Universidade Federal da Paraíba. monica@cear.ufpb.br

Resumo. *O mercado consumidor está cada vez mais interessado em produtos cujo processo associe-se a preservação ambiental e ao desenvolvimento social. No setor alimentício,a busca por alimentos saudáveis está cada vez maior, o que é confirmado pelo sucesso dos produtos que evidenciam seus diferenciais através da etiquetagem, mostrando o crescente interesse do consumidor por mudanças na produção e processamento dos alimentos. O que comemos também possui impacto climático, a pegada de carbono dos alimentos compreende a quantidade de gases de efeito estufa que são produzidos nas etapas de cultivo, processamento, embalagem e transporte desses produtos. Vários são os fatores que contribuem para a pegada de carbono de um determinado alimento: a quantidade de energia necessária em sua produção, a quantidade de produtos químicos utilizados (pesticidas, herbicidas, fertilizantes, etc.), transporte, etc. Dessa forma, a escolha por um determinado nutrimento, ou outro, não afeta somente nossa saúde, mas também o meio ambiente.Nesse contexto as etiquetas ecológicas aparecem como uma alternativa para ajudar o consumidor no seu poder de decisão, contribuindo, assim, para a formação de um sistema sustentável de produção de alimentos. O objetivo deste artigo é calcular a pegada de carbono mensal associada a dois sabores de bolo: inglês e cenoura, utilizando o software SimaPro. Considerou-se uma pequena indústria alimentícia, cuja produção mensal é de 7580 bolos, que está localizada na cidade de João Pessoa/ Paraíba. Para a produção mensal de bolos do tipo inglês (468 bolos por mês), contabilizaram-se os ingredientes (farinha de trigo, leite, ovos, açúcar, e margarina) como também o consumo de energia (eletricidade e gás de cozinha), consumo de água e o transporte para a distribuição dos bolos. Para a produção de bolos de cenoura (196 bolos por mês), considerou-se os ingredientes (farinha de trigo, ovos, óleo, açúcar, e cenoura) além da energia e água utilizados no processo, e o transporte. Incluiu-se também nas análises a embalagem do produto (prato de isopor e filme plástico). A pegada de carbono para uma unidade de bolo do tipo inglês foi de 0,91 kg CO_2-eq ($0,81 \cdot 10^{-3}$ kg CO2-eq/kcal) e para uma unidade de bolo de cenoura foi de 1,52kg CO_2-eq ($1,42 \cdot 10^{-3}$kg CO_2-eq/kcal). Observou-se que os ovos foram os responsáveis pela parcela mais alta nas emissões.*

Palavras-chave: *Avaliação do ciclo de vida; pegada de carbono; indústria alimentícia; bolos.*

Introdução

Segundo a Associação Brasileira das Indústrias de Biscoitos, Massas Alimentícias e Pães & Bolos Industrializados (ABIMAPI, 2015), em 2014 foram vendidos cerca de 31,336 mil toneladas de bolos no Brasil e o número de empresas no setor, segundo a Associação Brasileira da Indústria de Panificação e Confeitaria,chega a ser igual a 63,2 mil no país (ABIP, 2016).

Produtos com responsabilidade social e ambiental e que sejam saudáveis são os que despertam maior interesse de compra nos consumidores (ROUSSEAU; VRANKEN, 2013). Portanto, a preocupação com os impactos ambientais já começam a ir além do consumo de água e energia associado a atividades ou serviços, e começa a incluir também a alimentação (BALDWIN; WILBERFORCE; KAPUR, 2011). A preocupação com a indústria alimentícia se comprova pelo sucesso de iniciativas alternativas como os selos, por exemplo, dos alimentos orgânicos, o que confirma o interesse pela mudança do modo de produção, processamento e venda dos alimentos (HOWARD; ALLEN, 2010). Sendo assim, as etiquetas ajudam no poder de decisão do consumidor, contribuindo para a formação de um sistema de produção de alimentos detentor de maior valores éticos e políticos e capaz de gerar sistemas de produção sustentáveis (HOWARD; ALLEN, 2010). Segundo Freire *et al.* (2015), o Brasil está numa boa posição para atingir suas metas de mitigação de emissões até 2020; porém, depois

de 2020, haverá desafios para combinar o crescimento econômico com baixas emissões associadas ao consumo de energia.

Este artigo tem como objetivo calcular a pegada de carbono associada a dois sabores de bolo, que são produzidos numa pequena indústria do setor (produção mensal de 7580 bolos), na cidade de João Pessoa, na Paraíba.Os sabores aqui analisados são inglês e cenoura; e a pegada de carbono é calculada utilizando a metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) com o software SimaPro. Após o obtenção da pegada de carbono,o impacto ambiental é contabilizado na forma de kg de CO_2-eq/ kcal.

Materiais e métodos

A quantificação do impacto ambiental gerado na produção e distribuição dos bolos foi feita por meio da metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). A Comissão Européia recomenda a ACV como o método mais conveniente para a avaliação ambiental de produtos (VÁZQUEZ- ROWE *et al.*, 2016), e é uma metodologia internacionalmente aceita e reconhecida, já bastante utilizada na Europa. A ACV contabiliza os impactos resultantes da extração de matérias primas, do processo de fabricação, do transporte ou distribuição do produto, seu uso, e depois seu destino final, e assim, por meio de uma base comparativa, pode-se proceder a escolha do sistema menos agressivo ao meio ambiente. (CARVALHO *et al.*, 2015). A utilização dessa metodologia vem mostrando-se próspera para o controle do impacto ambiental de produtos e serviços. Isso deve-se a variedade das categorias de impactos que podem ser acessadas de maneira integrada e também à perspectiva da avaliação do ciclo de vida, que considera a cadeia completa das entradas e saídas de um sistema produtivo; o que permite gerar, por último, a quantificação da redução do impacto ambiental em diferentes dimensões (categorias). Esse último fato coloca a ACV como uma ferramenta bastante interessante para a evidenciação da sustentabilidade de uma produto, uma vez que por meio dela são geradas análises quantitativas ao invés de qualitativas(VÁZQUEZ-ROWE *et al.*, 2016). O processo para a realização da Avaliação de Ciclo de Vida é regulamentado pelas normas da série ISO 14040 (ABNT, 2014) que estabelecem quatro fases bem diferenciadas: i) definição de objetivo e escopo; ii) análise de inventário; iii) avaliação de impacto; e iv) interpretação dos resultados.

A ACV foi desenvolvida por meio do software SimaPro, que permite modelar e analisar dos mais complexos aos mais simples ciclos de vida de uma forma sistemática e transparente, seguindo as recomendações da ISO 14040 (RODRIGUES *et al*., 2008).Nesse trabalho foi utilizada a versão 8.0.5.13 (SIMAPRO, 2016) do software e duas bases de dados para o inventário:Ecoinvent3 (ECOINVENT CENTRE, 2016) e Agri-footprint (AGRI-FOOTPRINT, 2016), as quais contêm consideráveis processos de energia e materiais necessários para a realização da análise e contabilização dos impactos. Devido a preocupações recentes com mudanças climáticas, escolheu-se o método IPCC 2013 GPW 100a para expressão dos resultados. Ainda que se utilize um software de ACV, para este estudo inicial optou-se por expressar os resultados por meio de um método *midpoint*, para facilitar seu entendimento para o público em geral. Impactos ambientais expressos em quantidade de gases de efeito estufa lançados a atmosfera já é um indicador popular, e bastante aplicado na atualidade. A facilidade de comunicação dos resultados foi decisiva na escolha do método de avaliação de impacto ambiental.

O método IPCC 2013 GPW 100a utiliza as tabelas de conversão publicadas pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), que é uma comissão internacional dedicada ao estudo de assuntos relacionados às mudanças climáticas. O método surgiu da necessidade em existir uma maneira de avaliar o impacto ambiental causado pelos gases que contribuem para o aquecimento global, haja vista a crescente preocupação mundial nesse assunto. Sendo assim o GPW (*Global Warming Potential*) expressa o impacto ambiental em termos das emissões de gases de efeito estufa (GRILO; CARVALHO, 2015) gerando uma resposta expressa em CO_2-eq(IPCC, 2014).O cálculo desse método baseia-se na relação entre o poder para a absorção do calor de radiação por 1 kg de um gás com efeito de estufa e 1 kg de dióxido de carbono (CO_2), integrada ao longo do tempo. Assim (GRILO; CARVALHO, 2015):

$$GWPi = \frac{\int_0^T a_i c_i(t)dt}{\int_0^T a_{CO2} c_{CO}\ (t)dt}$$

Onde GWP_i representa o potencial de aquecimento global da substância i expresso em CO_2equivalentes; a_i é efeito de uma unidade de massa de substância (i); $c_i(t)$ é a concentração da substância (i) no tempo (t); a_{CO2} e

c_{CO2} são parâmetros correspondentes para a substância de referência (CO_2); e T é o tempo (em anos). O IPCC recomenda intervalo de tempo de 100 anos pois isso permite a verificação dos efeitos cumulativos das emissões.

Estudo de caso

Decidiu-se por analisar o impacto ambiental associado a produção de bolos de uma pequena empresa do ramo, localizada na cidade de João Pessoa, na Paraíba.A marca detém 12 sabores diferentes: banana, mesclado, ameixa, formigueiro, inglês, baêta, macaxeira, nata, cenoura, limão, chocolate e laranja, que em diferentes quantidades somam uma produção mensal de 7.580 bolos. Para esse trabalho utilizou-se os sabores inglês e cenoura.Os dados necessários para o cálculo do impacto ambiental associado a produção e distribuição dos bolos foram coletados por meio de consulta direta a proprietária da empresa: ingredientes, consumo de energia elétrica, água, gás de cozinha, embalagem (prato de isopor e filme plástico) e combustível para transporte (distribuição dos bolos). Para a elaboração da ACV foram identificadas e quantificadas todas as entradas e saídas do sistema, considerando energia e materiais necessários para a produção e a envio dos bolos aos revendedores. A quantidade mensal produzida de cada um dos dois sabores foi a considerada na análise, sendo 468 unidades para o do tipo inglês e 196 unidades para o do tipo cenoura. A unidade funcional considerada foi a emissão de CO_2-eq por unidade nutricional de bolo (kcal) (uma discussão mais detalhada encontra-se na seção de resultados e discussão).

Na receita dos bolos foi fornecida a quantidade dos ingredientes por fornada e sua quantidade mensal. Para o gás de cozinha foi informado o número de botijões consumidos mensalmente, e uma vez conhecido seu poder calorífico foi possível calcular a quantidade de MJ mensais utilizados.Os consumos mensais de água e de eletricidade foram obtidos por meio da análise de faturas, em m^3 e kWh, respectivamente, apresentados pelas concessionárias nas contas de água e energia. No caso do transporte, para a distribuição dos bolos, foi informada a quantidade de litros de gasolina abastecida por semana, sendo possível a partir desse dado calcular a quilometragem média mensal. Também se incluiu um prato de isopor e o filme plástico como embalagem. Esses valores mensais foram os dados de entrada no SimaPro, e estão disponíveis na Tabela 1.

Tabela 1: Ingredientes e processos associados a produção mensal.

Ingredientes mensais	Bolo tipo inglês 468 unidades	Bolo de cenoura 196 unidades
Ovos	1040 unidades	196 unidades
Farinha de trigo	104 kg	29,4 kg
Açúcar	78 kg	29,4 kg
Óleo de girassol(ρ = 891 kg/m^3)	-	15,72 kg
Margarina	78 kg	-
Cenoura	-	31,36 kg
Leite (ρ = 1027,7 kg/m^3)	53,44 kg	-
Processos mensais		
Eletricidade	53,82 kWh	22,54 kWh
Gás de cozinha(99,20 MJ/m^3, 2,15 kg/m^3)	294,93 MJ	123,52 MJ
Embalagem	0,936 kg isopor, 0,585 kg filme plástico	0,392 kg isopor, 0,245 filme plástico
Transporte (10 km/l)	110,59 km	46,31 km
Água	1852,25 kg	775,73 kg
Valor nutricional por unidade	1121,4kcal	1071,0 kcal

Todos os processos utilizados estão diretamente contidos nas bases de dados já citadas anteriormente, com exceção do processo da margarina. O processo da manteiga foi adaptado para resultar num processo representativo equivalente à margarina, incluindo óleo vegetal, cloreto de sódio e leite.

Resultados e Discussão

Com os dados do inventário descrito na Tabela 1, a quantificação do impacto ambiental em kg de CO_2-eq foi calculada. A Tabela 2 apresenta a tabela para as emissões envolvidas no processo produtivo e distributivo dos bolos inglês e de cenoura.É possível observar que dos ingredientes, o ovo é o maior responsável pelo impacto nos bolos, seguido do açúcar. O impacto gerado pelos processos são equivalentes para ambos os sabores pois, apesar da diferente quantidade produzida dos sabores, a quantidade mensal de água, gás, eletricidade, embalagem e transporte foi dividida pela produção mensal total da empresa, ficando assim, cada bolo com um valor equivalente na quantização. Então a diferença nos impactos dos diferentes sabores deve-se fundamentalmente aos ingredientes e suas quantidades.

Tabela 2: Impactos ambientais associados a fabricação de bolos tipo inglês e de cenoura.

Ingredientes	Bolo tipo inglês	Bolo de cenoura
Ovos	0,300	0,660
Farinha de trigo	0,060	0,080
Açúcar	0,210	0,240
Óleo de girassol	0,120	-
Margarina	-	0,220
Cenoura	0,070	-
Leite	-	0,180
Processos		
Eletricidade	0,030	0,030
Gás de cozinha	0,020	0,020
Embalagem	0,010	0,010
Transporte	0,080	0,080
Água	0,003	0,003
TOTAL (kg CO_2-eq/unidade)	0,903	1,523
TOTAL (kg CO_2-eq/kcal)	$0{,}81 \cdot 10^{-3}$	$1{,}42 \cdot 10^{-3}$

A ideia inicial deste artigo era incentivar a rotulagem ou etiquetagem ambiental para alimentos, porém isso se demonstrou difícil já que a definição de unidade funcional é essencial. No caso específico dos bolos, identificaram-se duas funções: nutrir ou proporcionar prazer. Para o segundo caso, um estudo mais aprofundado é necessário a fim de identificar qual a melhor forma de expressar o impacto ambiental. Para o caso nutricional, a pegada de carbono é fornecida em termos de valor nutricional (kg CO_2-eq/kcal). Fornecer o impacto ambiental por unidade de bolo pode proporcionar a impressão de que um bolo de cenoura é diretamente comparável com um bolo inglês (caso em que a rotulagem poderia influenciar uma opção de compra). Segundo Kendall e Brodt (2014), a unidade funcional deve refletir tanto o objetivo do estudo e o papel do alimento específico na dieta. Não há consenso sobre a unidade funcional em ACVs de produtos alimentícios: cinco unidades funcionais podem ser utilizadas (KENDALL; BRODT, 2014): massa, tamanho de porção, conteúdo energético, conteúdo protéico, e um índice agregado de nutrientes.

Aqui o aspecto nutricional do bolo foi considerado como a unidade funcional. A ACV de produtos alimentícios deveria incluir aspectos nutricionais na análise de produtos, já que pode proporcionar mais detalhes da sustentabilidade da produção de comida e sobre seu uso, para consumidores e tomadores de decisão em geral (Saarinen *et al.*, 2010). A dimensão nutricional pode ser incluída em ACVs em diferentes tipos de unidade funcional, *e.g.*, combinando o conteúdo protéico com quantidade, ou até utilizando índice da Densidade Nutricional para Mudanças Climáticas (que estima a densidade nutricional do componente em relação ao

impacto climático de um produto). Ainda segundo Saarinen *et al.* (2010), existem vários desafios ao longo do caminho de tentar incluir aspectos nutricionais na ACV, já que os nutricionistas já vem formulando diversos modelos genéricos para calcular e comparar a composição nutricional de diferentes produtos alimentícios, com fins educativos. Desde um ponto de vista de ACV, todas essas definições de unidade funcional merecem estudos mais avançados.

Após detalhada e exaustiva revisão bibliográfica, não se encontrou na literatura científica, disponível no portal da Capes, trabalhos similares para comparação. As palavras-chave utilizadas foram "avaliação de ciclo de vida + bolos" e "life cycle assessment + cakes", depois mudando-se o produto para muffins, cupcakes e cookies. Outras iniciativas, entretanto, já começam a aplicar a ACV em produtos alimentícios, como por exemplos *chips* de batata (GRILO; CARVALHO, 2015), pão (ESPINOZA-ORIAS; STICHNOTHE, 2011; MELQUIADES *et al.*, 2015), sorvete (BEN & JERRY'S, 2016), chocolate (ESU- SERVICES, 2016), doces, salgadinhos e refrigerantes (NILSSON; SUND; FLÓREN, 2011).

A ACV já ajudou a diversas empresas a aumentar seu conhecimento do processo produtivo (SP TECHNICAL RESEARCH INSTITUTE OF SWEDEN, 2016): a companhia de leite Svensk Mjölk pôde concentrar sua pesquisa ambiental onde gerava-se seu maior benefício; a panificadora Lantmännen Unibake agora produz seu pão de hambúrguer de maneira muito menos impactante ao meio ambiente; e a agência sueca de controle da batata (SWAK) agora possui conhecimento sobre a minimização dos resíduos desse tubérculo.

Para finalizar, é importante reforçar que os cálculos aqui apresentados são estimativas,uma vez que não se dispõe de uma base de dados regional para desenvolver estudos de ACV. As boas práticas para implementação da ACV na Paraíba foram identificadas por Menezes, Freire e Carvalho (2015). A base de dados Ecoinvent porém, já conta com vários processos brasileiros, num esforço para internacionalização de seu banco de dados e melhoria da precisão das ACVs desenvolvidas. Para esse trabalho, uma investigação detalhada de cada processo utilizado foi realizada, e foram então escolhidos processos aproximados com uma boa representação das tecnologias empregadas a fim de obter resultados coerentes para os bolos.A adaptação de bases de dados é um recurso que, se aplicado corretamente com coerência, pode ajudar na obtenção de resultados representativos, como foi o caso de Neves *et al.* (2016), que adaptou o processo produtivo da cal (originalmente baseado em combustíveis fósseis) para operação com cavaco de madeira. Uma abordagem que pode ser aproveitada em trabalho futuros, partindo da existência de bases de dados energéticas brasileiras, é estimar o impacto ambiental somente da parte energética envolvida na produção dos bolos, e desenvolver análises de sensibilidade para a possível inserção de energias renováveis no suprimento de energia.Este trabalho insere-se num projeto mais amplo, que objetiva a criação de uma relação entre a quantificação-redução-evidenciação(QRE) do nível de emissão de poluentes, emitidos por empresas, com a sociedade em geral (CARVALHO; FREIRE, 2014), que pode ser traduzida como a promoção da sustentabilidade por meio da quantificação e redução da pegada de carbono, gerando novas práticas para as organizações (CARVALHO; FREIRE; BRITO, 2015). Para tanto, considera-se também o direcionamento da política ambiental brasileira, que busca incentivar o desenvolvimento sustentável em diversos setores produtivos, sobretudo naqueles com maior impacto ambiental como o agronegócio e a geração de energia elétrica (FREIRE *et al.,* 2015).Portanto, empresas com maior foco no desenvolvimento sustentável, com aplicação prática da relação QRE,em processos e produtos, gera maior vantagem competitiva dentro do mercado, proporcionando melhores resultados econômicos para a organização (CARVALHO; FREIRE, 2014).

Comentários finais

Nesse trabalho utilizou-se a metodologia da Avaliação de Ciclo de Vida para estimar o impacto ambiental associado a produção de dois sabores de bolo por uma indústria do ramo. Como estudo de caso utilizamos os sabores inglês e cenoura para conduzir as análises. Os impactos foram calculados por meio do software SimaPro utilizando as bases de dados Ecoinvent 3 e Agri-footprint, e o método de avaliação de impacto ambiental IPCC 2013 GPW 100a. O impacto do bolo de cenoura foi mais alto ($1{,}42 \cdot 10^{-3}$ kg CO_2-eq/kcal) que o do bolo inglês ($0{,}81 \cdot 10^{-3}$ kg CO_2-eq/kcal)e em ambos, o componente mais impactante na análise foi o ovo. Como uma sugestão para trabalhos futuros sugere-se o desenvolvimento de análises de sensibilidade para a substituição de ingredientes. A substituição do ovo, em ambas as receitas, por outro alimento capaz de exercer a função daquele, tanto nutricional quanto estrutural, pode ser objeto de estudos futuros. Trabalhos futuros incluem a extensão da ACV para outros sabores de bolo, e utilização de diferentes métodos de avaliação de impacto ambiental (*endpoint* e *midpoint*).

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Projeto Universal, nº 475879/2013-9) e ao Instituto UFPB de Desenvolvimento da Paraíba – IDEP/UFPB.

Referências

ABNT, 2014 ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2014

AGRI- FOOTPRINT. Products included in Agri-footprint. Disponível em: <http://www.agri-footprint.com/assets/List%20of%20products%20in%20Agri-footprint%202.pdf>. Acesso em 29 fev 2016.

Associação Brasileira das Indústrias de Biscoitos, Massas Alimentícias e Pães & Bolos Industrializados. Estatísticas Pães e Bolos, Nacional. Disponível em: <http://www.abimapi.com.br/estatistica-paes-bolos.php>. Acesso em 17 dez 2015.

Associação Brasileira da Indústria de Panificação e Confeitaria. Sobre o Setor 2015. Disponível em: <http://www.abip.org.br/site/sobre-o-setor-2015/>. Acesso em 04 jan 2016.

BALDWIN, C., WILBERFORCE, N., AMIT, K. Restaurant and food service life cycle assessment and development of a sustainability standard. The International Journal of Life Cycle Assessment, v.16, n.1, p. 40-49, 2011.

BEN & JERRY'S. A life cycle analysis study of some of our flavors. Disponível em: <http://www.benjerry.com/values/issues-we-care-about/climate-justice/life-cycle-analysis>. Acesso em 18 mar 2016

CARVALHO, M. et al. Oportunidade para empresas limpas. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E MEIO AMBIENTE, 17.,2015, São Paulo.**Anais…** São Paulo: FEA-USP, 2015.

CARVALHO, M.; FREIRE, R. S. Quantificar, reduzir, evidenciar: uma nova prática para empresas sustentáveis. In: ENCONTRO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO EMPRESARIAL E DO MEIO AMBIENTE, 2014, São Paulo. **Anais...** São Paulo: FEA USP, 2014.

CARVALHO, M.; FREIRE, R. S. ; MAGNO, A. H. Promotion of sustainability by quantifying and reducing the carbon footprint: new practices for organizations. In: GLOBAL CONFERENCE ON GLOBAL WARMING, 2015, Atenas, Grécia. **Proceedings...** Atenas: CERTH, 2015.

ECOINVENT CENTRE. The ecoinvent Database. Disponível em: <http://www.ecoinvent.org/database/database.html>. Acesso em 11 fev 2016.

ESPINOZA-ORIAS, N., STICHNOTHE, A. A. The carbon footprint of bread. The International Journalof Life CycleAssessment, 16, (4), 351-365, 2011.

ESU- SERVICES. Life cycleassessment of Swiss chocolate. Disponível em: <http://www.esu-services.ch/fileadmin/download/jungbluth-2014-SETAC-chocolate.pdf>. Acesso em 18 mar 2016.

FREIRE, R. S. ; CARVALHO, M. ; CARMONA, C. U. M. ; MAGNO, A. H. Perspectives on the implementation of climate change public policies in Brazil. In: GLOBAL CONFERENCE ON GLOBAL WARMING, 2015, Atenas, Grécia. **Proceedings...** Atenas: CERTH, 2015.

GRILO, M. M., CARVALHO, M. Utilização racional de energia: análise de ciclo de vida da produção caseira de chips de batata. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA, 10., 2015, São Paulo. **Anais...**São Paulo: FEA-USP, 2015.

HOWARD, P. H., ALLEN, P. Beyond organic and fair trade? Analysis of ecolabel preferences in the United States. Rural Sociology, v.75, n.2, p. 244-269, 2010.

INTERNATIONAL PANEL ON CLIMATE CHANGE IPCC. Climate Changes 2014: Synthesis report – Summary for policy makers. Genebra: Secretariat of the WMO, 2014.

KENDALL, A.; BRODT, S. B. Comparing alternative nutritional functional units for expressing life cycle greenhouse gas emissions in food production systems. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIFE CYCLE ASSESSMENT IN THE AGRI-FOOD SECTOR, 9., 2014, San Francisco. **Proceedings...** San Francisco: [s.n.], 2014.

MELQUIADES, T. F. ; COELHO, I. M. A. ; COELHO JUNIOR, L. M. ; CARVALHO, M. Quantificação dos impactos ambientais do processo produtivo do pão francês. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA, 10., 2015, São Paulo. **Anais...** São Paulo: FEA-USP, 2015.

MENEZES, H. A. F. ; CARVALHO, M. ; FREIRE, R. S. Identificação de boas práticas para implementação da análise do ciclo de vida na Paraíba. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE BIOENERGIA, 10., 2015, São Paulo. **Anais...** São Paulo: [s.n.], 2015.

NEVES, T. I. et al. Avaliação de ciclo de vida da fertilização no plantio de capim elefante utilizando biossólido e fertilizante comercial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO DO CICLO DE VIDA, 10., 2016, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: EMBRAPA, 2016.

NILSSON, K., SUND, V., FLORÉN, B. The environmental impact of consumption of sweets, crisps and soft drinks. TemaNord, 509, 2011.

ROUSSEAU S., VRANKEN, L. Green Market expansion by reducing information asymmetries: Evidence for labeled organic food products. Food Policy, v. 40, p.31-43, 2013.

SAARINEN, M., KURPPA, S., VIRTANEN, Y., USVA, K., MÄKELÄ, J., NISSINEN, A. Life cycle assessment approach to the impact of home-made, ready-to-eat school lunches on climate and eutrophication. Journal of Cleaner Production, v. 28, p.177-186, 2012.

SIMAPRO Database Manual: methods library. 2016

SP TECHNICAL RESEARCH INSTITURE OF SWEDEN. Life cycle assessment of food products. Disponível em: <https://www.sp.se/en/index/services/life-cycle/Sidor/default.aspx>. Acesso em 18 mar 2016.

VÁZQUEZ- ROWE, R., VILLANUEVA- REY, P., MOREIRA, M. T., FEIJOO, G. Opportunities and challenges of implementing life cycle assessment in seafood certification: a case study for Spain. The International Journal of Life Cycle Assessment, v.21, n.4, n.451-464, 2016.

A Iniciativa Europeia que visa um Mercado Unitário para Produtos Verdes e Repercussões para o Brasil

Marisa Vieira[1]

[1]*PRé Consultants b.v., Stationsplein 121, 3818 LE Amersfoort, Holanda,* vieira@pre-sustainability.com

Resumo: *Neste momento, uma empresa que deseje circular e promover no mercado Europeu um produto com vantagens ambientais é confrontado com uma parafernália de métodos e iniciativas que tem de aplicar. Por esta razão, a Comissão Europeia (CE) publicou uma Comunicação em Abril de 2013 intitulada 'Mercado Unitário para Produtos Verdes' que visa a resolução destes problemas. Aí a CE propõe o uso de dois métodos de avaliação de ciclo de vida (ACV) para avaliar a pegada ambiental de produtos (PEF) e de organizações (OEF) e que são compatíveis entre si. Em 2013, a CE iniciou também uma fase piloto de três anos com o objetivo de produzir regras específicas para categorias de produtos (PEFCR), e.g. detergentes de roupa, e para setores de organizações (OEFSR), e.g. varejo. Até fim de 2016, 26 pilotos estarão a testar o processo de desenvolvimento dos PEFCRs e OEFSRs e, deste modo, a conduzir ao desenvolvimento da metodologia para criação de PEFCRs e OEFSRs. O objetivo deste artigo é descrever as principais inovações introduzidas por esta iniciativa Europeia assim como discutir quais as consequências para empresas brasileiras. O conteúdo de um PEFCR baseia-se num estudo básico dum produto representativo, o qual representa um produto virtual representativo do mercado Europeu para essa categoria de produtos. A avaliação deste produto permite a identificação das fases de ciclo de vida, dos processos, das categorias de impacto ambiental e dos fluxos mais relevantes. Esta identificação faz-se de acordo com regras específicas determinadas na fase piloto. Por exemplo, os processos mais relevantes são processos que contribuem cumulativamente até 80% dos impactos em cada categoria de impacto ambiental. Os métodos PEF e OEF também introduziram uma nova fórmula para modelar fim de vida, que se baseia no princípio de alocar 50% do inventário de ciclo de vida associado à reciclagem ou recuperação energética ao sistema sob estudo e 50% ao estudo anterior ou posterior. Para garantir a reprodutibilidade e comparabilidade dos resultados entre produtos, a CE introduziu requisitos de dados que determinam quais os processos que devem ser totalmente modelados, parcialmente modelados ou diretamente usados sem alterações. Cada um destes tipos tem que obedecer a um nível de qualidade pré-determinado. Os conceitos de benchmark e classes de performance também estão a ser desenvolvidos de modo a providenciar o intervalo entre impactos mínimo e máximo por categoria de produto. Embora esta seja uma iniciativa da CE, não se restringe a países europeus. Se a CE estabelecer legislação no futuro baseada nestes princípios, produtos que sejam exportados do Brasil para a Europa poderão ter de calcular o seu perfil PEF.*

Palavras-chave. *Environmental footprint (EF); Produto representativo; Requisitos para Dados*

Introdução

Atualmente, uma empresa que deseje circular e promover no mercado Europeu um produto com vantagens ambientais é confrontado com uma parafernália de métodos e iniciativas que tem de aplicar. Isto porque países diferentes tendem a usar métodos diferentes (e.g. PAS 2050 (BRITISH STANDARDS INSTITUTE 2011) no Reino Unido e BP X30-323 (ADEME 2010) em França), objetivos diferentes necessitam diversos tipos de comunicação (e.g. Declaração ambiental de produto para produtos de construção e pegada de carbono para produtos alimentares), e escopos diferentes também exigem diferentes métodos a serem utilizados (e.g. avaliação de produto versus de organização e estes raramente são consistentes). Por esta razão, a Comissão Europeia (2013a,b) publicou uma Comunicação e Recomendação em Abril de 2013 que visa a resolução destes problemas com um 'Mercado Unitário para Produtos Verdes'. A Comissão Europeia (CE) propõe o uso de dois métodos de avaliação de ciclo de vida (ACV) para avaliar a pegada ambiental de produtos (PEF) e de organizações (OEF) e que são compatíveis entre si. Em 2013, a CE iniciou também uma fase piloto de três anos com o objetivo de produzir regras específicas para categorias de produtos (PEFCR), e.g. detergentes de roupa, e para setores de organizações (OEFSR), e.g. varejo. Até fim de 2016, 26 pilotos estarão a testar o processo de desenvolvimento dos PEFCRs e OEFSRs e, deste modo, a conduzir ao desenvolvimento da metodologia para criação de PEFCRs e OEFSRs (EUROPEAN COMMISSION 2016). Algumas das inovações relativamente a ACV tradicional incluem a introdução do produto representativo, requisitos de dados, uma fórmula única para modelar fim de vida, benchmark e classes de performance, verificação, meios de comunicação, etc. O objetivo deste artigo é descrever as principais inovações introduzidas por esta iniciativa Europeia assim como discutir quais as consequências para empresas brasileiras, debruçando-se principalmente em produtos.

O Produto Representativo

Para ser capaz de criar um PEFCR, a fase piloto introduziu o conceito de "produto representativo" (EUROPEAN COMMISSION 2016). A CE prevê duas opções para definir o produto representativo: (i) um produto real vendido no mercado da União Europeia (UE) ou (ii) um produto virtual, que não existe na realidade. Este produto virtual deve ser modelado na quota de mercado média da UE de todas as tecnologias e materiais existentes na categoria de produtos em escopo. Para determinar o que incluir num PEFCR, a CE exigiu um estudo simplificado de ACV do produto representativo. O estudo avalia o produto representativo e vários cenários para:

- Identificar hotspots ambientais: O PEFCR irá incluir uma lista de fases de ciclo de vida e processos mais relevantes. Quem aplica um PEFCR vai saber onde concentrar seus esforços de coleta de dados e as empresas saberão onde investir para melhoria ambiental.
- Identificar categorias de impacto relevantes: O método de avaliação de impacto ambiental usado na fase piloto EF inclui um total de 15 categorias de impacto. Ao identificar um pequeno número de categorias de impacto particularmente relevantes, as empresas terão mais facilidade tanto para interpretar os resultados de ACV e agir sobre esses impactos como em comunicá-los aos seus clientes e/ou consumidores.
- Facilitar a comparação entre produtos que se enquadram dentro do mesmo grupo de produtos: Até agora, a comparação entre os produtos só podia ser feita no âmbito de um estudo. Uma vez que o produto representativo virtual permite a avaliação de todas as tecnologias e materiais disponíveis no mercado europeu, torna-se muito mais fácil comparar produtos da mesma categoria.
- Facilitar o desenvolvimento de benchmarks: A Comissão Europeia está a testar o desenvolvimento de benchmarks, que à partida, será calculado com base no produto representativo virtual como definido em cima.

A escolha de um produto representativo virtual reduz substancialmente o risco de que as tecnologias com quotas de mercado relativamente pequenas sejam negligenciadas. É por isso que é tão importante fazer uma análise de sensibilidade uma vez que o produto representativo é determinado. O propósito fundamental de uma análise de sensibilidade é identificar os dados e premissas que têm maior influência sobre o resultado.

Análise de hotspots

Na fase piloto da Commissão Europeia, quatro tipos de hotspots são considerados: categoria de impacto, fase do ciclo de vida, processo ou fluxo elementar (EUROPEAN COMMISSION 2016).

Tabela 1: Regras para análise de hotspots implementadas na fase piloto da Comissão Europeia (EUROPEAN COMMISSION 2016)

	Nível a ser usado para avaliação	Limite
Categorias de impacto mais relevantes	Resultados normalizados e ponderados	Não aplicável; começa-se com os resultados normalizados e ponderados mas desvios são possíveis com justificação
Fases de ciclo de vida mais relevantes	Resultados caracterizados para cada categoria de impacto	Todas as fases de ciclo de vida que contribuem cumulativemente mais do que 80% para qualquer categoria de impacto
Processos mais relevantes	Resultados caracterizados para cada categoria de impacto	Todas os processos que contribuem cumulativemente mais do que 80% para qualquer categoria de impacto
Fluxos elementares mais relevantes	Resultados caracterizados para cada categoria de impacto	Todos os fluxos elementares que contribuem cumulativamente com mais do que 80% para qualquer categoria de impacto e todos os que contribuem individualmente com mais do que 5% em total

Na fase piloto brevemente começar-se-ão a testar os veículos de comunicação utilizando as categorias de impacto e as fases de ciclo de vida mais relevantes. Mais importante ainda, identificar os processos mais relevantes e categorias de impacto tem implicações para os requisitos de dados, que são descritos na sessão seguinte.

Materialidade para Requisitos de Dados

Na fase piloto, a CE está a desenvolver instruções claras para lidar com a qualidade e coleta de dados (EUROPEAN COMMISSION 2016). Aqui, o princípio de materialidade é aplicado, ou seja, focar onde interessa. Ele cita dois elementos relevantes para determinar que dados precisam de ser coletados e qual o nível de qualidade necessário:

- Nível de influência: que influência sobre o processo tem a empresa que está a aplicar o PEFCR? Qualquer empresa na cadeia de valor de um produto pode realizar um estudo PEF e, dependendo onde a empresa se encontra na cadeia, terá controlo de atividades diferentes. Por exemplo, a empresa de fabrico do produto tem o controle das atividades de fabricação enquanto o varejo tem o controle das atividades de varejo.
- Relevância de impacto: quais são os processos mais relevantes que impulsionam o perfil ambiental do produto? Se algumas das atividades controladas por uma empresa causam pouco impacto ambiental, não tem grande interesse investir para coletar dados específicos dessas atividades.

Para determinar a qualidade dos dados, existem seis critérios que podem ser availados em cinco níveis, de muito bom (1) a muito pobre (5). A pontuação da qualidade de dados de um dataset é a média das pontuações dos seis critérios. Completude (C), precisão (P) e adequação e consistência metodológica (M) são critérios genéricos e estão descritos nos métodos PEF e OEF. Os outros três critérios de qualidade, nomeadamente representatividade tecnológica, geográfica e temporal, são critérios de contexto específico. Além disso, mais três aspectos são incluídos na avaliação da qualidade: avaliação, documentação e nomenclatura compatíveis com ILCD (EUROPEAN COMMISSION – JOINT RESEARCH CENTRE 2014).

Ao desenvolver PEFCRs para uma categoria de produtos, alguns elementos específicos devem ser incluídos:

- A lista mínima dos processos a serem cobertos pelos dados específicos da empresa;
- A lista dos dados de atividade que o requerente deve declarar;
- Tabelas de qualidade de dados para os critérios de qualidade de contexto específico;
- Dados para serem usados por defeito.

Quando se aplica um PEFCR para conduzir um estudo PEF, terá que se determinar para cada processo no ciclo de vida se 1) pertence à lista de processos mais relevantes identificados no PEFCR e 2) quanta influência a empresa do que executa o estudo tem sobre esse processo. A Figura 1 sumariza todas as possibilidades.

Figura 1: Matriz de requisitos de dados (*Data needs matrix*) (COMISSÃO EUROPEIA, 2016)

		Most relevant process	Other process
SITUATION 1 Process run by the company applying the PEFCR	Opt 1	Provide company-specific data (as requested in the PEFCR) and create a company-specific dataset partially disaggregated at least at level 1 (DQR ≤1.6)	Provide company-specific data (as requested in the PEFCR) and create a company-specific dataset partially disaggregated at least at level 1 (DQR ≤1.6)
	Opt 2		Use default secondary dataset, in aggregated form (DQR ≤3.0)
SITUATION 2 Process not run by the company applying the PEFCR but with possibility to have access to company-specific information	Opt 1	Provide company-specific data (as requested in the PEFCR) and create a company-specific dataset partially disaggregated at least at level 1 (DQR ≤1.6)	Use default secondary dataset, in aggregated form (DQR ≤4.0)
	Opt 2	Starting from the default secondary dataset provided in the PEFCR, use company-specific activity data for transport (distance), and substitute sub-processes for electricity mix and transport with supply-chain specific PEF compliant datasets. The newly created dataset shall have a DQR ≤3.0.	
SITUATION 3 Process not run by the company applying the PEFCR and without possibility to have access to company-specific information	Opt 1	Use default secondary dataset, in aggregated form (DQR ≤3.0)	

O desenvolvimento destes requisitos, a aplicabilidade da matriz de requisitos de dados e a obrigatoriedade de usar dados secundários pré-definidos constituem um passo essencial para garantir a comparabilidade desejada pela Comissão Europeia.

Fórmula unitária de fim de vida

Os métodos PEF e OEF também introduziram uma nova fórmula para modelar fim de vida, que se baseia no princípio de alocar 50% do inventário de ciclo de vida associado à reciclagem ou recuperação energética ao sistema sob estudo e 50% ao estudo anterior ou posterior. O uso desta fórmula de fim de vida é obrigatório na fase piloto da Comissão Europeia. Todos os pilotos estão a aplicar esta fórmula para os seus resultados de base. No entanto, alguns pilotos estão também a testar fórmulas alternativas.

Repercussões para o Brasil

Até 2020, a Comissão Europeia não planeia adotar os métodos de pegada ambiental PEF e OEF em nenhuma política ou legislação. No entanto, a CE irá brevemente começar a analisar possíveis políticas no âmbito de PEF e OEF. Seria especulação pensar no que poderá vir a ser… No entanto, alguns dos pilotos que estão a desenvolver PEFCRs tencionam usá-lo depois da fase piloto ter terminado. Alguns dos países da UE, e.g. Itália, também já exprimiram o desejo de adotar a aprendizagem feita durante a fase piloto nos seus países. Se a aplicação de PEF e OEF se tornar *common place* na Europa, empresas brasileiras que comercializam os seus produtos no mercado europeu poderão ter que avaliar o perfil ambiental dos seus produtos seguindo a iniciativa Europeia aqui descrita e que resultará do teste feito durante a fase piloto.

Disclaimer

O conteúdo descrito neste artigo descreve o estado atual da fase piloto. Uma vez que este é um processo em desenvolvimento e as regras só estão em vigor na fase piloto, poderão haver alterações no futuro.

Referências Bibliográficas

ADEME (2010) BP X30-323.- Reading guide for the methodology annex of BP X30-323-0. Disponível em: http://www.ademe.fr/en/reading-guide-for-the-methodology-annex-of-bp-x30-323-0.

BRITISH STANDARDS INSTITUTE. (2011) PAS 2050:2011 Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. Disponível em: http://shop.bsigroup.com/en/forms/PASs/PAS-2050/.

EUROPEAN COMMISSION (2013a) COM (2013) 196: COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL Building the Single Market for Green Products Facilitating better information on the environmental performance of products and organisations. Disponível em: http://eur-lex.europa.eu/procedure/EN/202530

EUROPEAN COMMISSION (2013b) Commission Recommendation 2013/179/EU of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organizations. *Official Journal of the European Union.* V.56. Disponível em: http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=OJ:L:2013:124:TOC.

EUROPEAN COMMISSION (2016) Product Environmental Footprint Guidance. *Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) phase*. Version 5.2 – Fevereiro 2016. Disponível em: http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/pdf/Guidance_products.pdf.

EUROPEAN COMMISSION – JOINT RESEARCH CENTRE (2014) Life Cycle Data Network. Disponível em: http://eplca.jrc.ec.europa.eu/?page_id=134.

Análise de Ciclo de Vida e Rotulagem Ambiental: um estudo qualitativo e quantitativo das publicações nacionais

Márcia Aparecida Andreazzi[1], Maria de los Angeles Perez Lizama[2], Fábio Luiz Bim Cavalieri[3], Adriano Rogério Mendes[4], Victor Hugo Cortez Dias[5], Karina Volpe de Oliveira[5]

[1]Professora Doutora do Curso de Medicina Veterinária e do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário de Maringá/ UNICESUMAR, Maringá, Paraná, Brasil (marcia.andreazzi@unicesumar.edu.br)
[2]Pós-doutoranda do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário de Maringá/ UNICESUMAR, Maringá, Paraná, Brasil (maria.lizama@pq.cnpq.br)
[3]Professor Doutor do Curso de Medicina Veterinária e do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário de Maringá/ UNICESUMAR, Maringá, Paraná, Brasil (fabio.bim@unicesumar.edu.br)
[4]Médico Veterinário, aluno do Mestrado em Tecnologias Limpas do Centro Universitário de Maringá - UNICESUMAR, Maringá, Paraná, Brasil. (adriano_sumagro@hotmail.com)
[5]Acadêmicos do Curso de Medicina Veterinária do Centro Universitário de Maringá/ UNICESUMAR, Maringá, Paraná, Brasil. Bolsistas de Iniciação Científica UniCesumar. (karina.volpe@hotmail.com, victor_vhcd@hotmail.com)

Resumo. *A certificação e o emprego de rótulos ambientais de produtos ou serviços é uma necessidade atual e vem sendo praticada em todo o mundo e, para conferir esta certificação e/ou selo, muitos países, inclusive o Brasil, se baseiam na Análise de Ciclo de Vida dos produtos. Visando divulgar estes temas, vários trabalhos científicos são publicados anualmente. Desta forma, o objetivo desta pesquisa foi realizar um estudo quali e quantitativo destas publicações. Foram coletados dados de publicações científicas nacionais, no período entre 1991 e 2015, empregando os descritores "selo ambiental, selo verde, rotulagem ambiental, rótulo ambiental, certificação verde e certificação ambiental" em periódicos indexados nos bancos de dados da Scientific Eletronic Library Online, o que resultou em 46 artigos. Os trabalhos foram classificados em função da data de publicação, eixo temático e estrato qualis da revista. Os resultados mostraram um número crescente de publicações científicas em função dos anos sendo que, o período entre 2011 e 2015 se destacou com 50% do total das publicações, fato que evidenciou a importância atual deste assunto. Com relação ao eixo temático, foi observado que a maioria dos artigos tratam sobre questões relacionadas à sustentabilidade na agricultura e no setor de florestas (32,60%, n:15) e estudos sobre certificações ambientais (32,60%; n:15). Nos estudos sobre certificações, destacam-se os artigos que discutem a certificação ISO 14.001 (40%, n: 6). A maioria dos artigos (28,26%) foi publicada em periódicos classificados com estrato Qualis superior. Alguns Programas de Rotulagem Ambiental dependem de Análises de Ciclo de Vida (ACV), e juntos, se constituem em pontos importantes relacionados à questão de sustentabilidade ambiental, contudo, a análise quali e quantitativa das produções identificou um número reduzido de publicações em periódicos científicos nacionais sobre o tema, porém, a maioria dos trabalhos é recente e foram publicados em periódicos com elevado estrato Qualis.*

Palavras-chave: *cienciometria, certificação ambiental, publicações científicas, rótulo ambiental, selo ambiental.*

Introdução

Existem várias técnicas quantitativas de avaliação das publicações, destacando-se a bibliometria, cienciometria, informetria e webometria (VANTI, 2002). A cienciometria avalia a importância de um assunto, autor e trabalho e evidencia as tendências e contribuições sobre um tema, pesquisador, instituição ou país (MACIAS-CHAPULA, 1998; STREHL e SANTOS, 2002). Considerando a atual e pertinente importância sobre Análises de Ciclo de Vida (ACV) e sua relação com os Programas de Rotulagem Ambiental, a análise cienciométrica permitirá evidenciar as diferentes direções das investigações sobre estes temas tão importantes na evolucão da busca pela sustentabilidade.

De acordo com Barbosa (2001), a ACV é um método que verifica o impacto total de um produto através de cada etapa de sua vida, desde a obtenção de matéria prima, a fabricação, a venda, o uso em casa até o seu descarte.

Rotulagem ambiental é a certificação de produtos adequados ao uso e que apresentam menor impacto no meio ambiente em relação a outros produtos comparáveis disponíveis no mercado. Contudo, cabe ressaltar que a rotulagem ambiental (eco-labeling) é voltado para os consumidores e certificação ambiental (eco-certification), para indústrias de recursos e está voltada para a venda por atacado (ABOTT, 2000).

Os selos ambientais, que fazem parte dos programas de Rotulagem Ambiental possuem três categorias, sendo que os Selos do Tipo III são aqueles que listam critérios de impactos ambientais para produtos através do seu ciclo de vida. Desta forma, muitos países utilizam a ACV para a concessão de selos ambientais. No Brasil, visando uma maior eficácia, os programas de rotulagem também estão concedendo selos com critérios baseados na descrição do método de processo e produção do produto. Como esses programas visam o ciclo de vida completo, eles evidenciam o impacto ambiental total do produto (BARBOSA, 2001).

Portanto, o objetivo deste trabalho foi realizar uma avaliação quali e quantitativa sobre rotulagem ambiental e ACV, empregando como principais ferramentas a quantidade de artigos publicados em função do tempo, o eixo temático e o estrato do periódico.

Material e métodos

O presente trabalho consistiu de um estudo cienciométrico de literatura científica nacional sobre rotulagem ambiental O objeto de análise foi a produção científica veiculada em periódicos indexados nos bancos de dados da Scientific Eletronic Library Online (SciELO), disponível na Biblioteca Virtual por meio do site http://www.scielo.org. A presente pesquisa foi realizada conforme recomendações metodológicas de Schubert (1989) e Braun (1988) para trabalhos de estudo cienciométrico.

A busca dos artigos científicos foi realizada em janeiro de 2016 empregando os descritores “selo ambiental, selo verde, rotulagem ambiental, rótulo ambiental, certificação verde e certificação ambiental”, descritores dependentes da ACV, o que resultou em 46 artigos para avaliação, sendo selo ambiental: 5, selo verde: 4, rotulagem ambiental: 3, rótulo ambiental:1, certificação verde:1 e certificação ambiental: 32 artigos.

Após avaliação dos títulos e resumos dos 46 trabalhos foram identificadas e coletadas as seguintes informações: ano de publicação do artigo científico, que permitiu obter o número de artigos publicados em função dos anos, eixo temático central da pesquisa e a classificação do periódico segundo, o critério WebQualis na área de Ciência Ambientais. Os dados foram tabulados e organizados em planilhas do programa Microsoft Excel 2010 e foi empregada análise descritiva dos dados.

Resultados e discussão

O estudo quali e quantitativo permitiu identificar o número de artigos publicados na base de dados SciELO de acordo com o ano de publicação, no período compreendido entre os anos de 1991 a 2015, agrupados por quinquênios. Os resultados obtidos mostraram um pico de publicações científicas no quinquênio 2011-2015 (Tabela 1), fato que evidenciou a importância atual desta temática.

Tabela 1: Porcentagem de artigos científicos publicados no Brasil, sobre "Rotulagem Ambiental", entre os anos de 1991 a 2015 (n:46).

Ano	Artigos publicados (%)
1991-1995	6,52
1996-2000	2,17
2001-2005	21,75
2006-2010	19,56
2011- 2015	50,00
TOTAL	**100,00**

Avaliando a evolução histórica das publicações, verifica-se que os primeiros artigos levantados discutiam sobre temas relacionados à ISO 9.000 e outras exigências da maior potência econômica do mundo (De CICCO, 1994) e à ISO 14.000 e a certificação ambiental (De CICCO, 1994; NAHUZ, 1995). Por outro lado, os artigos mais recentes, discutem sobre avaliação de impacto econômico (AGUSTINI et al., 2015) e certificação LEED (Leadership in Energy and Environmental Design) (GRUNBERG et al. 2014; URIBE e ARBOLEDA, 2015).

Com relação ao eixo temático (Tabela 2), foi observado que a maioria dos artigos tratam sobre questões relacionadas à sustentabilidade na agricultura e no setor de florestas (32,60%, n:15), como exemplo, Rodrigues e Campanhola (2003), que discutiram sobre o sistema integrado de avaliação de impacto ambiental aplicado a atividades do Novo Rural e Basso et al. (2011) que estudou a influência da certificação florestal no cumprimento da legislação ambiental e trabalhista na região amazônica. Os estudos sobre certificações ambientais totalizaram 32,60% das publicações e, dentre estes estudos, destacam-se os artigos que discutem a certificação ISO 14.001 (40%, n: 6) (JABOUR et al, 2013; MORETTI et al, 2008; AVILA e PAIVA, 2006; ABDALLA e FEICHAS, 2005; NAHUZ, 1995; De CICCO, 1994).

Tabela 2: Porcentagem de artigos científicos publicados no Brasil, sobre "Rotulagem Ambiental", de acordo com o eixo temático da pesquisa (n:46).

Eixo temático	Artigos publicados (%)
Agronomia e florestas	32,60
Mineração	2,17
ISO e Certificações	32,60
Gestão ambiental/ economia/ investimentos	23,93
Levantamento/ revisão	4,35
Habitação e construção	4,35
TOTAL	**100,00**

A Tabela 3 mostra a classificação dos periódicos científicos segundo critério Qualis, instituído pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), fundação do Ministério de Educação e Cultura (MEC), na área de Ciências Ambientais. Considerando este critério de avaliação, os 46 artigos científicos sobre Rotulagem Ambiental selecionados na pesquisa, procedem de periódicos científicos classificados com estratos superiores.

Tabela 3: Porcentagem de artigos científicos publicados no Brasil, relacionados ao tema "Rotulagem Ambiental", de acordo com os estratos Qualis na área de Ciências Ambientais.

Qualis na área de Ciências Ambientais	Artigos publicados (%)
A1	0,00
A2	28,26
B1	10,87
B2	23,92
B3	2,17
B4	4,35
B5	2,17
Periódicos sem Qualis	28,26
TOTAL	**100,00**

A maioria dos artigos científicos (28,26%) foi publicado em periódicos classificados com estrato Qualis A2, porém, nenhum artigo foi publicado em periódicos classificados com estrato mais elevado do que este. Outro fato que merece atenção é a mesma elevada porcentagem de publicações em periódicos sem qualis na área de Ciências Ambientais. Este fato pode ser explicado pelo fato de que a área de Ciências Ambientais é uma área nova na CAPES, e por isso, vários periódicos ainda estão sendo avaliados para atribuição do Qualis.

Conclusões

Alguns Programas de Rotulagem Ambiental dependem de Análises de Ciclo de Vida (ACV), e juntos, se constituem em pontos importantes relacionados à questão de sustentabilidade ambiental, contudo, a análise quali e quantitativa das produções identificou um número reduzido de publicações em periódicos científicos nacionais sobre o tema, porém, a maioria dos trabalhos é recente, evidenciando a atual e necessária preocupação com as questões ambientais.

A pesquisa evidenciou que os estudos e as publicações apresentam diferentes objetivos, entretanto as pesquisas de maior interesse versaram sobre ISO e certificações e foram publicados em periódicos com elevado estrato Qualis.

Referências Bibliográficas

ABDALLA, J. J. E FEICHAS, S. A. Q. (2005) Modelo Hackefors para obtenção de certificado ambiental ISO-14.001 em pequenas e médias empresas: uma discussão sobre sua aplicação em empresas brasileiras. *Cad. EBAPE.BR*., V.3, N.3, pp. 01-14.

ABBOTT, R.M. (2000). *Eco-labeling and the green economy: strategy options for British Columbia*. Vancouver, B.C., Abbott Strategies, 2000.

AGUSTINI, C. A. , ALMEIDA, C. M. V. B., AGOSTINHO, F. D. R. E IANNETTI, B. F. (2015) Avaliação de impacto da escala econômica na dimensão ambiental das empresas do ISE da BM & FBOVESPA conforme parâmetros da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 10.165). *Gest. Prod*. V.22, N.1, pp. 96-106.

AVILA, G. J. e PAIVA, E. L. (2006) Processos operacionais e resultados de empresas brasileiras após a certificação ambiental ISO 14001. *Gest. Prod.* V.13, N.3, pp. 475-487.

BARBOSA, E. M. F. (2001) *Rotulagem Ambiental* – Rótulos ambientais e Análise do ciclo de vida (ACV). IBICIT.

BASSO, V. M., JACOVINE, L. A. G., ALVES, R.R. e VIEIRA, S.L. (2011) Influência da certificação florestal no cumprimento da legislação ambiental e trabalhista na região amazônica. *Acta Amaz.* V.41, N.1, pp. 69-76.

CRUZ, C. H. B. (2010) Ciência, Tecnologia e Inovação no Brasil: desafios para o período 2011 a 2015. *Artigo publicado em Interesse Nacional*, pp.1-22.

DE CICCO, F. (1994) ISO 14000 - a nova norma de gerenciamento e certificação ambiental. *Rev. Adm. Empres*. V.34, N.5, pp. 80-84.

GRUNBERG, P. R. M., MEDEIROS, M. H. F. e TAVARES, S. F. (2014) Environmental certification for habitations: comparison between LEED for Homes, Aqua Process and "Selo Casa Azul". *Ambient. Soc*. V.17, N.2, pp. 195-214.

JABBOUR, C. J. C., TEIXEIRA, A. A. e JABBOUR, A. B. L. S. (2013) Treinamento ambiental em organizações com certificação ISO 14001: estudo de múltiplos casos e identificação de coevolução com a gestão ambiental. *Prod.* V.23, N.1, pp. 80-94.

MACIAS-CHAPULA, C. A. (1998) O papel da informetria e da cienciometria e sua perspectiva nacional e internacional. *Ciência da Informação*, V.27, N.2, pp. 134-140.

MORETTI, G. N., SAUTTER, K. D. e AZEVEDO, J. A. M. (2008) ISO 14001: implementar ou não? Uma proposta para a tomada de decisão. *Eng. Sanit. Ambient*. V.13, N.4, pp. 416-425.

NAHUZ, M. A. R. (1995) O sistema ISO 14000 e a certificação ambiental. *Rev. adm. empres*. V.35, N.6, pp. 55-66.

RODRIGUES, G. S. e CAMPANHOLA, C. (2003) Sistema integrado de avaliação de impacto ambiental aplicado a atividades do Novo Rural. *Pesq. Agropec. Bras*. V.38, N.4, pp. 445-451.

SCHUBERT, A., GLANZEL, W. E BRAUN, T. (1989) Scientometric datafiles: a comprehensive set of indicators on 2649 journals and 96 countries in all major science fields and subfields 1981-1985. *Scientometrics*, N.16, pp. 3-478.

STREHL, L. e SANTOS, C.A. (2002) Indicadores de qualidade da atividade científica. *Ciência Hoje*. V. 31, N. 186, pp. 34-39.

URIBE, D. F. e ARBOLEDA, A.F. (2015) Centros especializados de san vicente fundación: hospital verde con certificación LEED. *Rev. ing. biomed*. V.9, N.18, pp. 51-56.

VANTI, N.A.P. (2002) Da bibliometria à webometria: uma exploração conceitual dos mecanismos utilizados para medir o registro da informação e a difusão do conhecimento. *Ciência da Informação*. V. 31, N. 2, pp. 152-162.

Comunicação e ACV: os desafios das empresas ao comunicar resultados ambientais no atual cenário brasileiro

Beatriz C. Koszka Kiss[1], Luciana Stocco Betiol[2], Lígia Ramos[3]

[1]Pesquisadora do Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas – FGV/EAESP, beatriz.kiss@fgv.br
[2] Professora e Pesquisadora da Fundação Getulio Vargas – FGV/EAESP, luciana.betiol@fgv.br
[3] Pesquisadora do centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas – FGV/EAESP, ligia.ramos@fgv.br

Resumo. *O presente artigo apresenta os resultados de uma pesquisa de natureza exploratória e descritiva, que relata a experiência e os desafios enfrentados por empresas membro da iniciativa Ciclo de Vida Aplicado (CiViA), do Centro de Estudos em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas de São Paulo da Fundação Getulio Vargas (FGV/EAESP), na comunicação dos resultados de seus estudos de pegada de carbono elaborados ao longo do ano de 2015. Para tanto, são explicitados os resultados de oficina específica para tratar de questões de comunicação e ACV - realizada no âmbito da iniciativa acima mencionada - bem como as dúvidas, os desafios enfrentados e alguns resultados já atingidos por três empresas do grupo na comunicação de seus resultados. Os desafios listados passam pela definição do objetivo do estudo, definição do público-alvo, direcionamento da comunicação e escolha do veículo mais adequado. Além destes fatores, o artigo apresenta os fundamentos teóricos que levaram à discussão do tema neste grupo de empresas, que passa por questões de regulação e auto-regulação no Brasil, pelo entendimento e interpretação das informações ambientais pelos diversos públicos de interesse, assim como pelo potencial ganho de competitividade e oportunidades de mercado para os produtos a partir da comunicação de seus atributos ambientais.*

Palavras-chave. *Rotulagem ambiental, comunicação, empresas, pegada de carbono, stakeholders.*

Introdução

Ao realizar estudos de pegada de carbono de produtos (bens ou serviços), ao contrário do que comumente se imagina, os maiores desafios não estão nos cálculos das emissões em si, mas principalmente na definição do objetivo do estudo, no uso dos resultados e em sua adequada comunicação. Enquanto existem métodos, modelos, ferramentas e bancos de dados amplamente difundidos para a elaboração e quantificação do estudo, ainda faltam diretrizes para orientar o processo de comunicação dos resultados de estudos de avaliação de ciclo de vida (ACV) e de pegada de carbono de produtos. Segundo estudo da UNEP (2015), existem mais de 600 ferramentas que visam prover informações sobre a sustentabilidade de produtos para o consumidor. Este excesso de rótulos, padrões e ferramentas confunde os consumidores - sejam estes individuais, empresariais ou públicos - podendo desvirtuar o objetivo principal da comunicação de atributos ambientais decorrente dessas ferramentas e migrando para um ambiente de ceticismo e descrença (EDELMAN, 2008). Essa situação se concretiza, em especial, quando do uso de rótulos que não atendem às reais necessidades de melhora contínua da qualidade do produto, precisão, consistência das informações e verificabilidade das mesmas (SILVA, RIBEIRO, 2005), ou mesmo quando não geram influência positiva no produto. A norma NBR ISO 14020 evidencia este fato, esclarecendo o objetivo das rotulagens e declarações ambientais de produtos:

> *"A meta geral dos rótulos e declarações ambientais é, através de comunicação e informações precisas e verificáveis, que não sejam enganosas, sobre aspectos ambientais de produtos e serviços, promover a demanda e o fornecimento dos produtos e serviços que causem menor impacto ambiental,* ***estimulando, assim, o potencial para uma melhoria ambiental continua, ditada pelo mercado."*** (ABNT, 2000)

Comumente, empresas se deparam com uma grande variedade de interesses e públicos para quem comunicar, dificultando o processo de tomada de decisão. Neste contexto, é válido lembrar que a comunicação e o uso dos resultados de estudos deste tipo devem estar alinhados aos objetivos definidos em sua etapa inicial, nos termos da norma ISO/TS 14067. Quando extrapolamos a análise para outras categorias de impacto ambiental, como na realização de estudos de avaliação de ciclo de vida (ACV "completa"[46]), o desafio é ainda maior: como analisar e comunicar mais de uma categoria de impacto ambiental e ainda ponderar eventuais *trade-offs* entre elas? Esse é um questionamento comumente feito pelas empresas. Da mesma maneira, a forma de priorizar as categorias mais relevantes para um determinado produto passa pela discussão interna da organização. Em decisões deste tipo, faz sentido analisar também possíveis riscos em comunicar ou não resultados ambientais, considerando que cada público de interesse pode ter percepções e níveis de conhecimento diferentes sobre a temática, e pode interpretar que a falta de informação ou de transparência sobre o impacto completo do produto pode ser uma estratégia da organização para não dar visibilidade às potenciais vulnerabilidades do produto ou da própria empresa. Um exemplo é o da empresa Levi Strauss, que realizou estudo de ACV da calça jeans Levi's 501. O estudo levou em consideração 6 categorias de impacto ambiental: mudanças climáticas, captação de água, consumo de água, eutrofização, ocupação do solo e depleção abiótica. Porém, ao transmitir os resultados do estudo, a empresa optou por selecionar as duas categorias mais relevantes para seu público-alvo, sendo mudanças climáticas e consumo de água o foco de sua estratégia de comunicação. Desta maneira, a Levi's pode focar e aprofundar-se em mostrar não apenas os resultados, mas também as estratégias adotadas para minimizar estes impactos nas etapas diretamente ligadas à fabricação do produto. Além disso, a empresa optou por incluir em seus produtos uma etiqueta que comunica ao usuário (consumidor) sua responsabilidade na fase de uso do produto, incentivando-o a tomar atitudes mais responsáveis, como por exemplo: "*Ao utilizar a calça jeans 10 vezes antes de lavá-la, consumidores americanos podem reduzir seu impacto climático e de água em 77%; consumidores franceses e do Reino Unido em 75% e consumidores Chineses em 61%*" (LEVI STRAUSS&CO, 2015). É notável a preocupação da empresa com a transparência do processo, uma vez que os documentos relacionados ao estudo e informações adicionais estão disponíveis publicamente em seu site.

Outra questão que se levanta é a real necessidade da empresa comunicar os impactos ambientais de seus produtos, especialmente no Brasil, em que ainda não existem regulações específicas que as obriguem a fazê-lo. Algumas normas e programas (como a Política Nacional de Mudanças do Clima; Política Nacional de Resíduos Sólidos e Política Nacional de Educação para o Consumo Sustentável[47]) referenciam a ACV e evidenciam a importância da comunicação ambiental de produtos, mas não demandam a rotulagem ou a comunicação de atributos ambientais de produtos. Já no ambiente auto-regulado, existem iniciativas que auxiliam na construção de comunicação ambiental como, por exemplo, as normas ISO que definem os critérios gerais e específicos para as rotulagens de tipo I, II e III, respectivamente (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**). Outra iniciativa relevante é a ISO 20.400[48], ainda em elaboração, que trata de compras sustentáveis e busca oferecer diretrizes para que produtos ou serviços adquiridos por uma organização ofereçam o menor impacto negativo possível para o meio ambiente e que busquem maior impacto ambiental e social positivos, além de serem vantajosos economicamente, mencionando expressamente a ACV como ferramenta para a tomada de decisão.

[46] Para fins deste artigo, considera-se "ACV completa" um estudo de ACV que considere diversas categorias de impacto ambiental (aquelas relevantes para o produto estudado), a fim de diferenciá-la do estudo que considera apenas uma categoria de impacto ambiental, como por exemplo, a pegada de carbono (apenas categoria de mudanças climáticas).

[47] Leis 12.187/2009, 12.305/2010 e 13.186/2015, respectivamente

[48] http://abnt.org.br/images//boletim/janfev2016/Boletim_ABNT_149_jan_fev_2016_NET.pdf (acesso em 14jul2016)

Tabela 36: Tipos de rotulagem ambiental.

	Norma de referencia	Tipo de rotulagem	Critérios
Princípios gerais	ISO 14020	-	Rótulos e declarações ambientais - princípios gerais
Rotulagem tipo I	ISO 14024	Rótulo ambiental	Diversos critérios ambientais (pode contemplar 1 ou mais categorias de impacto da ACV). Verificado por terceira parte
Rotulagem tipo II	ISO 14021	Auto-declaração ambiental	Auto-declaração
Rotulagem tipo III	ISO 14025	Declaração ambiental	Todos os impactos ambientais (ACV "completa") Verificado por terceira parte independente

Fonte: compilado pelos autores.

No Brasil existem duas iniciativas recentes que englobam a rotulagem ambiental de produtos, em caráter voluntário, descritas a seguir. Estes programas visam atender a um anseio de clientes, compradores institucionais ou investidores, antecipando-se a uma futura demanda, podendo ser um diferencial competitivo para produtos e empresas, criando novas oportunidades para as marcas reforçarem a sua relação com os *stakeholders*.

O Sistema ABNT de Medição e Certificação da Pegada de Carbono e Água de Produtos[49] foi lançado em abril de 2016, tendo sido desenvolvido em parceria com a consultoria britânica *Carbon Trust* e apoio da Embaixada Britânica no Brasil e do Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços do Brasil (MDIC). Este programa tem como objetivo estabelecer um padrão para rotulagem de carbono para produtos no Brasil, baseado em padrões utilizados no Reino Unido e visando a maior competitividade dos produtos brasileiros no exterior por meio da evidência de seus atributos de carbono. Esse sistema é baseado nos conceitos de ACV, mas engloba apenas uma categoria de impacto ambiental – as mudanças climáticas.

Já o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida (PBACV)[50], coordenado pelo Inmetro (Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia) e IBICT (Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia) tem como objetivo dar continuidade e sustentabilidade às ações de ACV no Brasil, com vistas a apoiar o desenvolvimento sustentável e a competitividade ambiental da produção industrial brasileira e a promover o acesso aos mercados interno e externo. Este programa propõe uma rotulagem ambiental de produtos (rotulagem tipo III) por meio de declarações ambientais de produtos, baseada na ACV completa.

Ambas são iniciativas que buscam atender demandas nacionais e internacionais de informações ambientais de produtos brasileiros, visando ampliar sua competitividade no mercado global. Por enquanto, ainda de maneira voluntária.

Perante o contexto apresentado, o presente artigo tem como objetivo apresentar os desafios reais enfrentados pelas empresas participantes da iniciativa CiViA – Ciclo de Vida Aplicado - na comunicação dos resultados de seus estudos de pegada de carbono de produtos desenvolvidos no ano de 2015. A partir da apresentação das barreiras e questionamentos levantados pelas empresas e pela equipe da CiViA, pretende-se trazer luz à complexa temática da comunicação da ACV e quais são as regulações e diretrizes que podem guiar os praticantes neste caminho.

Metodologia

A iniciativa Ciclo de Vida Aplicado (CiViA)[51], do Centro de Estudos em Sustentabilidade da Escola de Administração de Empresas da Fundação Getulio Vargas (GVces) trabalhou ao longo de 2015 com 14 grandes empresas, das quais 11desenvolveram projetos piloto de pegada de carbono de produtos. A partir das diretrizes

[49] Mais informações podem ser obtidas no site: http://www.abntonline.com.br/sustentabilidade/Pegada/

[50] Mais informações podem ser obtidas no site: http://acv.ibict.br/pbacv/o-que-e-o-pbacv/

[51] Mais informações podem ser encontradas no site www.civia.com.br

do método *The Greenhouse Gas Protocol: Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard*[52] *(WRI / WBCSD)* e de uma ferramenta de cálculo elaborada pela equipe da CiViA, foram desenvolvidos os projetos piloto para os seguintes produtos: (i) calça jeans; (ii) óleo de soja engarrafado; (iii) óleo e farelo de soja; (iv) interruptor; (v) lata de aço; (vi) liga de ferroníquel; (vii) planta de geração de energia eólica; (viii) distribuição de energia; (ix) cimento; (x) frango (para consumo); e (xi) pacote de dados 4G.

Desde o início dos estudos, na etapa de definição de objetivo e escopo, o grupo de empresas discutiu eventuais desdobramentos dos resultados e mostrou-se preocupado com a forma como os mesmos seriam comunicados ao final do processo. Foram levantadas importantes diferenças entre as formas e objetivos de comunicação para produtos finais com função definida e para produtos intermediários (sem função definida). Também foram discutidas questões relacionadas aos diferentes *stakeholders* e potenciais públicos interessados nestas informações, que variam de acordo com cada empresa e produto estudado.

Em agosto de 2015 foi realizada uma oficina[53] específica para tratar das questões de comunicação, tendo como pergunta norteadora: "tenho um número, e agora?". Esta oficina teve como objetivo compreender as relações existentes e as possibilidades que se abrem para a comunicação (interna e externa) no contexto da ACV, tanto no momento pré-estudo, quanto após a obtenção dos resultados. Na ocasião foram apresentados casos de outras empresas e os aspectos normativos relacionados ao tema, culminando em uma discussão com especialistas. Foi sugerido às empresas que representantes de suas equipes de comunicação participassem da oficina, a fim de aproximá-los da equipe técnica (responsável pelo estudo), facilitando, assim, a "tradução" dos resultados do estudo para futuros materiais de comunicação institucional. O caráter prático da oficina se deu por meio de um exercício para mapeamento de *stakeholders* e sua relação com a comunicação ambiental de produtos (Tabela 37). O exercício propiciou às empresas repensar as estratégias de comunicação dos resultados dos projetos piloto de pegada de carbono, revisitando os objetivos como parte do processo iterativo.

A equipe da CiViA também desenvolveu um modelo simplificado (denominado sumário executivo) para comunicação dos resultados de estudos de pegada de carbono de produtos, cujo objetivo era sintetizar em um documento único e padronizado as informações essenciais destes estudos que teriam que ser comunicadas aos públicos. O sumário executivo do estudo foi baseado nos itens apresentados no Apêndice C do método *The Greenhouse Gas Protocol: Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard* e serviria para qualquer empresa comunicar os resultados de seu estudo de ACV sem comprometer o entendimento mínimo do leitor. As informações contidas no sumário executivo se referem a: informações sobre a empresa, informações gerais do produto (como função, unidade funcional e fluxo de referência adotados), informações sobre escopo e abrangência do estudo, coleta de dados e resultados (quantitativos e qualitativos).

[52] O método pode ser acessado em: http://www.ghgprotocol.org/standards/product-standard

[53] Um relato da oficina pode ser encontrado em: http://www.civia.com.br/desafios-da-comunicacao-de-resultados-de-acv-sao-destaque-em-oficina-da-civia/?locale=pt-br

Tabela 37: Principais públicos a serem considerados na análise e decisão de comunicação de estudos de ACV e pegada de carbono de produtos.

PÚBLICOS		RELAÇÃO COM A COMUNICAÇÃO AMBIENTAL
COMPRADORES	Consumidor individual/ final	Decisão de compra de produtos
	Consumidor intermediário (empresa compradora)	Decisão de compra de produtos (insumos) e impactos destes em seus próprios produtos
PÚBLICO INTERNO	Colaboradores	Reputação e preocupação ambiental da empresa
	Acionistas e investidores	Decisão de investimentos
CADEIA DE VALOR	Parceiros	Oportunidades de parceria
	Fornecedores	Fornecimento de dados para o estudo e oportunidades de parceria para melhoria do produto
EXTERNOS	Academia e formadores de opinião	Desenvolvimento de métodos e ferramentas
	Mídia	*Benchmark* de produtos a partir de suas qualidades ambientais
	Governo	Decisão de compras (compras públicas sustentáveis) e desenvolvimento de programas de rotulagem ambiental

Fonte: construído a partir dos resultados da oficina e de dados de UNEP, 2015.

Resultados e discussão

As empresas que desenvolveram projetos piloto no âmbito da iniciativa CiViA e que finalizaram[54] a quantificação da pegada de carbono de seus produtos (os estudos foram finalizados entre novembro e dezembro de 2015) se depararam com diversos desafios em comunicar os resultados obtidos. Ainda que nem todas estas empresas não tenham, ainda, decidido se comunicarão ou não a pegada de carbono de seus produtos, nem a quais públicos esta será direcionada, a discussão que se deu em torno destes resultados é relevante para este artigo. Independentemente do meio de comunicação escolhido, o importante é que a transparência deve ser colocada como prioridade para todo e qualquer produto estudado, pois esta é fundamental para incentivar a credibilidade e uma aplicação adequada das informações ambientais deste. O lema "*transparency is the new green*" deve ser altamente difundido, colocando à disposição dos públicos informações que vão além dos resultados da ACV, como estudos completos, informações sobre *benchmark*, referências setoriais, premissas utilizadas, entre outros. Big Room e WRI (2010) afirmam que muitas vezes as informações sobre os próprios programas de rotulagem não são claramente divulgadas, existindo uma demanda por maior transparência de critérios e facilidade de acesso aos diversos dados.

A seguir são apresentados alguns exemplos reais das inquietações, dúvidas e desafios enfrentados por estas empresas na comunicação (atual ou futura) de seus resultados para diferentes públicos. Os exemplos escolhidos buscam representar a diversidade de produtos (bens e serviços), assim como de setores. Não foi possível incluir neste documento todos os resultados por conta do escopo limitado imposto a esse artigo, o que não significa, necessariamente, a ausência de desafios para os demais setores e produtos estudados no âmbito do ciclo 2015 da CiViA.

Varejo – pegada de carbono da calça jeans

O estudo realizado apontou que a etapa de maior impacto climático (com maiores emissões de GEE) está na fase de uso do produto, ou seja, o potencial de redução deste impacto está diretamente relacionado ao consumidor final, e a principal discussão relacionada à comunicação dos resultados do estudo se deu em torno deste. Diante dessa especificidade, a empresa se questionou sobre a maturidade de seus clientes para entender e poder tomar sua decisão de compra baseada na quantidade de carbono associada ao ciclo de vida do produto. Também foi discutido o formato mais adequado de comunicar, se este se daria de forma quantitativa (toneladas de CO_2 equivalente à pegada de carbono) ou informativa (por exemplo, com dicas ao consumidor sobre o uso do produto, focando no potencial de redução de emissões atrelada a esta etapa do ciclo de vida).

[54] Dos 11 projetos piloto iniciados, 6 foram concluídos dentro do prazo do ciclo 2015 da CiViA.

Decidiu-se, nesse momento, que os resultados do estudo seriam comunicados no Relatório Anual 2015 da empresa[55] (publicado em julho de 2016), onde foi dada ênfase para o papel do consumidor e sua contribuição na etapa de uso da calça jeans. Além dos principais dados de emissão de GEE de cada etapa do ciclo de vida, são apresentados três cenários de uso da calça e como cada um irá impactar nas emissões ao longo do ciclo de vida do produto, deixando claro como o consumidor pode contribuir para a redução deste impacto ambiental a partir de escolhas de uso.

Telecomunicações – pegada de carbono de um pacote de dados 4G

A comunicação não era o objetivo principal desta empresa ao elaborar a pegada de carbono deste serviço, mas sim a gestão interna. Os resultados deste estudo apontaram a etapa de operação e manutenção dos sistemas de transmissão de dados como a de maior emissão de GEE. Porém, após a finalização do estudo a empresa se deparou com dois grandes desafios: como comunicar os resultados para o público interno sem a existência de uma referência (*benchmark*) para comparabilidade; e se os resultados deveriam ou não ser comunicados de alguma forma para seus clientes e investidores. A empresa elencou a qualidade dos dados e, consequentemente, dos resultados obtidos como um dos fatores decisivos para a tomada de decisão. Concluiu que enquanto o estudo não tiver sido verificado por terceira parte, e os dados de alguns fornecedores não forem aprimorados, entende que a comunicação não será feita.

Construção civil – pegada de carbono comparativa de dois tipos de cimento (com e sem adição de escória de alto-forno)

Esta empresa desenvolveu o projeto piloto em um contexto de P&D, sendo o principal objetivo comprovar que a alternativa de cimento contendo escórias de alto-forno possuía pegada de carbono inferior à alternativa tradicional. Os resultados deste estudo apontaram a etapa de produção do cimento como maior emissora, sendo que o estudo foi feito do berço ao portão. Neste caso, o foco da comunicação era o público interno da empresa, visando evidenciar as vantagens de um produto perante outro com foco na gestão interna. Outra questão que foi discutida é se esta informação deveria ser relatada ao comprador institucional, ou não, e qual seria o melhor formato, considerando que se trata de um produto de base, onde alternativas de etiqueta e rotulagem são mais limitadas. O estudo acabou sendo transformado em um artigo, apresentado no 7º Congresso Brasileiro do Cimento[56] (CBCi - junho de 2016), tendo direcionado os resultados do estudo para o público acadêmico e demais profissionais participantes do evento. No artigo foi evidenciado o diferencial competitivo do cimento estudado a partir da redução de emissões potencial, em relação à alternativa tradicional.

Conclusão

Analisando as experiências dos projetos piloto da iniciativa CiViA, e considerando outras referências em comunicação de atributos ambientais, é possível concluir que a comunicação dos resultados de estudos de ACV, assim como a rotulagem de produtos e as diversas formas de comunicação com *stakeholders* ainda é um campo a ser explorado e que pode apresentar muitas oportunidades, tanto para empresas quanto para compradores (individuais e institucionais). Dentre os principais desafios enfrentados pelas empresas neste tipo de comunicação, podemos citar: i) a escolha do público-alvo; ii) a definição da forma e veículo de comunicação, e iii) a definição dos objetivos a serem atingidos com a comunicação. Os exemplos citados na seção de resultados relatam como estes aspectos se traduzem na realidade empresarial. Há, ainda, um outro aspecto, relacionado ao tempo de comunicação dos resultados, sendo possível observar um grande período de amadurecimento entre a

[55] O Relatório Anual pode ser acessado neste endereço: http://www.mzweb.com.br/renner/web/download_arquivos.asp?id_arquivo=C257AF35-4A86-40F3-B383-58C492CD75E9

[56] A apresentação no 7º CBCi pode ser acessada em: http://www.7cbci.com.br/assets/arquivos_sessao/7aaa9-14h50_pegada-carbono-comparativa-concreto-ecoeficiente_intercement-e-fgv.pdf

conclusão do estudo e a divulgação dos resultados: em dois dos três casos apresentados (varejo e construção civil), as empresas divulgaram os resultados do estudo apenas após 6 meses de sua conclusão.

A partir das observações de casos reais foi possível concluir também que a ausência de padrões e modelos para a comunicação de informações ambientais no Brasil dificultou ainda mais o processo, sendo as próprias empresas as responsáveis pela escolha de quais informações deveriam ser comunicadas, como e onde. Além deste ser mais um desafio no processo de comunicação dos resultados, as consequências são negativas também para os usuários da informação, dificultando a comparabilidade de produtos. Nos exemplos citados neste artigo vemos que cada empresa optou por comunicar as informações da pegada de carbono de seu produto em um meio específico; ou simplesmente não comunicar.

Ainda sobre os padrões de comunicação, o fato de existirem no Brasil dois programas distintos voltados à comunicação de atributos ambientais de produtos é um ponto de atenção. Enquanto o PBACV (Inmetro e Ibict) direciona esforços para a rotulagem tipo III por meio de declarações ambientais de produtos (baseada na ACV completa, ou seja, contempla diversas categorias de impacto ambiental), o programa da ABNT considera apenas a pegada de carbono de produtos. Considerando que a pegada de carbono se refere à categoria de mudanças climáticas da ACV, ou seja, é um recorte do método, é possível afirmar que existe duplicidade entre os programas. Neste caso, a falta de alinhamento entre ambos programas é vista como prejudicial ao avanço da comunicação no contexto da ACV, independentemente da ênfase que é conferida ao estudo do produto. Conforme exemplificado neste artigo, faz-se necessário maior alinhamento no desenvolvimento de modelos, seja de rotulagem de produtos, seja de padrões de comunicação, facilitando o entendimento por todas as partes interessadas nas informações. Especialmente para as empresas, a duplicidade e sobreposição de rótulos pode gerar confusão ou, ainda, desincentivar a comunicação pública dos resultados dos estudos de impacto ambiental de seus produtos.

Finalmente, é importante lembrar que todos os atores envolvidos na temática de comunicação de aspectos e impactos ambientais de produtos, seja por meio da ACV, seja por meio de alguma categoria específica como a pegada de carbono, têm responsabilidade compartilhada. Assim, potenciais melhorias nas formas de relato e comunicação de dados ambientais de produtos se dará, primordialmente, pela demanda por informações, que pode vir do consumidor individual, do comprador institucional – privado ou público, ou do investidor. Mas este fato não impede que os dados sejam comunicados voluntariamente pelos desenvolvedores dos estudos, contribuindo para a criação de uma consciência dos impactos nos mais diversos processos e nos elos da cadeia do ciclo de vida do produto, maior entendimento sobre os conceitos de ciclo de vida de produtos, bem como suporte a futuro banco de dados nacional.

Bibliografia

ABNT (2000). NBR ISO 14020: Rótulos e declarações ambientais – Princípios gerais.

ABNT (2004). NBR ISO 14024: Rótulos e declarações ambientais – Rotulagem ambiental tipo I – Princípios e Procedimentos.

ABNT (2009). NBR ISO 14044: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e orientações.

ABNT (2013). NBR ISO 14021: Rótulos e declarações ambientais – Autodeclarações ambientais (rotulagem do tipo II).

ABNT (2015). NBR ISO 14025: Rótulos e declarações ambientais – Declarações ambientais de tipo III – Princípios e Procedimentos.

BIG ROOM E WRI. 2010. Global Ecolabel Monitor: Towards Transparency. Disponível em http://www.ecolabelindex.com/downloads/Global_Ecolabel_Monitor2010.pdf. Acesso em 05abr2016.

BRASIL. Lei 12.187 de 29 de dezembro de 2009, que Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/l12187.htm . Acesso em 06abr2016.

BRASIL. Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010, que Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em 06abr2016.

BRASIL. Decreto 7.746 de 05 de junho de 2012. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/d7746.htm. Acesso em 06abr2016.

BRASIL. Resolução 976 de 2013 do Tribunal de Contas do Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: http://portal.tce.rs.gov.br/portal/page/portal/noticias_internet/textos_diversos_pente_fino/res.pdf . Acesso em 06abr2016.

BRASIL. Resolução 90 de 2014 do Tribunal de Contas do Estado de Santa Catarina. Disponível em http://www.tce.sc.gov.br/sites/default/files/leis_normas/RESOLU%C3%87%C3%83O%20N%2090-2014%20CONSOLIDADA.pdf. Acesso em 06abr2014.

BRASIL. Resolução 268, de 4 de março de 2015 do Tribunal de Contas da União. Disponível em https://contas.tcu.gov.br/juris/SvlHighLight. Acesso em 06abr2016

BRASIL. Lei 13.186 de 11 de novembro de 2015, que Institui a Política de Educação para o Consumo Sustentável. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Lei/L13186.htm. Acesso em 06abr2016.

BRASIL. Resolução 201 de 03 de março de 2015 do Conselho Nacional de Justiça. Disponível em: http://www.cnj.jus.br/files/atos_administrativos/resoluo-n201-03-03-2015-presidncia.pdf. Acesso em 06abr2016.

EDELMAN. (2008) Corporate Responsibility & Sustainability Communications: *Who's Listening? Who's Leading? What Matters Most?* Disponível em: https://ccc.bc.edu/document/docWindow.cfm?fuseaction=document.viewDocument&documentid=1176&documentFormatId=2212. Acesso em 05abr2016.

ISO (2013). ISO/TS 14067: Greenhouse gases — Carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification and communication.

LEVI STRAUSS&CO. 2015. The Life Cycle of a Jean: *Understanding the environmental impact of a pair of Levi's 501 jeans.* Disponível em: http://levistrauss.com/wp-content/uploads/2015/03/Full-LCA-Results-Deck-FINAL.pdf. Acesso em 01abr2016.

SILVA, D. A. E RIBEIRO, H. (2005) Certificação ambiental empresarial e sustentabilidade: *desafios da comunicação*. Revista Saúde e Sociedade v.14, n.1, p.52-67. Disponível em: http://www.scielo.br/pdf/sausoc/v14n1/07. Acesso em 05abr2016.

SILVA, A.F.M. (2011). Incorporação da sustentabilidade nos processos e práticas de comunicação corporativa. Dissertação de mestrado. Universidade Nova de Lisboa. Disponível em: http://run.unl.pt/handle/10362/8066. Acesso em 05abr2016.

UNEP. (2015) Product Sustainability Information: State of Play and Way Forward. Disponível em: http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2015/07/PSI_28.7.15-web.pdf. Acesso em 08abr2016.

UNRUH, G. (2015) Strategic Sustainability Uses of Life-Cycle Analysis. MIT Sloan Management Review – blog. Disponível em: http://sloanreview.mit.edu/article/strategic-sustainability-uses-of-life-cycle-analysis/. Acesso em 09abr2016

Comissão Organizadora

Assinam a organização do V CBGCV a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa, a Associação Brasileira de Ciclo de Vida - ABCV, o Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia - IBICT e a Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR.

Presidente da ABCV

Gil Anderi da Silva

Coordenação Geral do evento

Maria Cléa Brito de Figueirêdo, Embrapa Agroindústria Tropical

Comissão Técnica

Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura, Embrapa Meio Ambiente (Coordenadora)

Cassia Maria Lie Ugaya, Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Cristina Tiemi Shoyama, Embrapa Meio Ambiente

Geraldo Rodrigues Stachetti, Embrapa Meio Ambiente

Patricia Flávio Dias Barbosa, Embrapa Agroenergia

Raimundo Nonato de Lima, Embrapa Agroindústria Tropical

Renan Milagres Lage Novaes, Embrapa Meio Ambiente

Vivian Chies, Embrapa Agroenergia

Tiago Braga, IBICT

Comissão de comunicação

Ana Elisa Galvão Sidrim, Embrapa Agroindústria Tropical (Coordenadora)

Viviane da Silva Barros

Leticia de Santi Barrantes

Ana Lídia de Almeida Castro

Maria Cecília Valadares Zitto, Embrapa Meio Ambiente

Alex Bisetto Bertolla, Embrapa Agroindústria Tropical

Comissão de estrutura e logística

Aline Saraiva Teixeira, Embrapa Agroindústria Tropical

Alexandre Nunes Cardoso, Embrapa Agroenergia

Fernando Rodrigues Teixeira Dias, Embrapa Pantanal

Gilmar Souza Santos, Embrapa Agroenergia

Comitê Científico e Empresarial

Cássia Maria Lie Ugaya (UTFPR) - Cordenação

Aldo Roberto Ometto (USP/São Carlos)

Amir Safaei (Ecoinvent)

Ana Passuello (UFRGS)

André Tachard (Embraer)

Armando Caldeira-Pires (UnB)

Arnaldo C.S. Walter (Unicamp)

Clandio Ruviaro (UFGD)

Daniela Pigosso (DTU)

Danielle Maia (SLU)

Edivan Cherubini (Enciclo)

Fausto Freire (Universidade de Coimbra)

Geraldo Stachetti (Embrapa)

Gil Anderi da Silva (ABCV)

José Adolfo de Almeida Neto (UESC)

Leda Coltro (CETEA/ITAL)

Luiz Fernando de Abreu Cybis (UFRGS)

Luiz Gustavo Ortega (Braskem)

Luiz Kulay (USP)

Marcus Seferin (PUC-RS)

Maria Cléa Figueiredo (Embrapa)

Marília Ieda da Silveira Folegatti Matsuura (Embrapa)

Marisa Vieira (PRé Sustainability)

Maristela Gomes da Silva (UFES)

Miguel Brandão

Milton Borsato (UTFPR)

Otávio Cavalett (CTBE)

Rafael Zortea (IFSul)

Rodrigo Alvarenga (UDESC)

Sebastião Roberto Soares (UFSC)

Sueli Aparecida de Oliveira (Fundação Espaço Eco)

Tiago Braga (IBICT)

Vanessa Gomes (Unicamp)

Viviane da Silva Barros

Yuki Hamilton Onda Kabe (Braskem)