Downloaded from orbit.dtu.dk on: Apr 23, 2024

DTU Library

Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand

Bjerg, Poul Løgstrup; Sonne, Anne Thobo; Tuxen, Nina; Skov Nielsen, Sanne; Roost, Sandra

Publication date:
2014

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

Link back to DTU Orbit

Citation (APA):
Bjerg, P. L., Sonne, A. T., Tuxen, N., Skov Nielsen, S., & Roost, S. (2014). *Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand*. Miljøstyrelsen. Miljoeprojekter Vol. 2014 No. 1604
http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2014/okt/risikovurdering-af-lossepladsers-paavirkning-af-overfladevand

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.

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand

Miljøprojekt nr. 1604, 2014

Titel:

Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand

Redaktion:

Poul L. Bjerg og Anne T. Sonne, DTU
Nina Tuxen, Sanne Skov Nielsen og Sandra Roost, Orbicon
Region Midtjylland
Region Syddanmark
Miljøstyrelsen

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2014

ISBN nr.

978-87-93283-03-9

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord **5**

Konklusion og sammenfatning **6**

Summary and Conclusion **9**

1. Introduktion **12**
1.1 Ændring af Jordforureningsloven 12
1.2 Relaterede projekter 12
1.3 Hvorfor lossepladser og vandløb 13
1.4 Formål 13
1.5 Projektgruppen 13

2. Om lossepladser **14**
2.1 Definition på fyld- og lossepladser 14
2.2 Historisk udvikling – lovgivning og praksis 15

3. Antal potentielle lossepladser, der kan udgøre risiko over for overfladevand **18**
3.1 Kendte lossepladser i regionernes databaser 18
3.1.1 Baggrund for registrering i regionernes databaser 19
3.1.2 Ikke kortlagte fyld- og lossepladser 20
3.1.3 Registrering hos øvrige myndigheder 21
3.2 Vurdering af antal fyld- og lossepladser nær overfladevand 21
3.2.1 Fordeling på afstandskriterier 22
3.2.2 Fordeling på overfladevandstype 22
3.2.3 Fordeling på lokalitetsstatus 23
3.2.4 Lossepladsers størrelse 24
3.3 Opsamling på undersøgte lossepladser i Region Midtjylland og Region Syddanmark 25

4. Konceptuel model for lossepladser **27**
4.1 Typologier 27
4.1.1 Placering af lossepladser 27
4.1.2 Danske ådalstypologier 27
4.1.3 Typologier for lossepladser 28
4.2 Kilde 29
4.3 Relevante stoffer og kildestyrke 30
4.4 Transport og attenuering 31
4.4.1 Transport 31
4.4.2 Dræn 32
4.4.3 Attenuering af lossepladsperkolat i grundvand 33
4.5 Samlet vurdering af typologier og risiko 35
4.6 Opblanding 38
4.6.1 Fortynding og attenuering i vandløb, søer og kystvande. 38
4.6.2 Vurdering af perkolatbelastning (forureningsflux) 38
4.6.3 Fortyndingsfaktor i et vandløb 40

5. Metoder til undersøgelser af lossepladser 42
5.1 Erfaringsgrundlag med undersøgelser 42
5.2 Skrivebordsundersøgelser af lossepladser 42
5.2.1 Formål med skrivebordsundersøgelser 42
5.2.2 Informationskilder for skrivebordsundersøgelser 43
5.2.3 Besigtigelse af lossepladsen 44
5.2.4 Skrivebordsundersøgelser af vandløb 46
5.3 Grundvandsundersøgelser 47
5.3.1 Hydrogeologiske og geofysiske metoder 47
5.3.2 Vandprøvetagning af grundvand 48
5.3.3 Forureningsflux 48
5.4 Feltmetoder til undersøgelse af lossepladsers påvirkning af overfladevand 48
5.4.1 Hydraulisk potentiale 50
5.4.2 Temperaturmålinger 50
5.4.3 Fluxkamre 51
5.4.4 Vandføring 53
5.4.5 Vandprøver i overfladevand 53
5.4.6 Vandbalance og stofbalance 56
5.4.7 Vurdering af undersøgelser og typologi 58

6. Koncept for risikovurdering 59
6.1 Introduktion 59
6.2 Trin 0 – Automatisk screening 59
6.3 Trin 1 – Bearbejdet Screening 60
6.4 Trin 2 – Indledende undersøgelser 61
6.5 Trin 3 – Feltundersøgelser 61
6.6 Trin 4 – Samlet påvirkning 61
6.6.1 Andre kilder til perkolatparametre 62
6.6.2 Andre kilder til miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller 63

7. Problemets omfang 64
7.1 Input til Miljøstyrelsens screeningsværktøj 64
7.1.1 Perkolatparametre i screeningsværktøj 65
7.1.2 Miljøfremmede organiske stoffer i screeningsværktøj 66
7.1.3 Tungmetaller 67
7.2 Retningsgivende resultat af den automatiske screening 67
7.2.1 Overskridelse af de generelle kvalitetskrav 68
7.2.2 Overfladevandstyper og den maksimale overskridelsesfaktor 69
7.2.3 Perkolatparametre, miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller 70
7.2.4 Opsamling på resultaterne fra screeningsværktøjet 72
7.3 Afslutning 73

Referencer 74

Bilag

1. Definition af udtræk fra databaser
2. Geografisk placering af registrerede lossepladser – på landsplan og i de fem regioner
3. Resume af 62 gamle lossepladsundersøgelser i Region Midtjylland og Region Syddanmark (elektronisk bilag)
4. Undersøgelse af Mågevej Losseplads' påvirkning af Vegen Å
5. Undersøgelse af Lilleskovvej Losseplads' påvirkning af Brændholtafløbet

Forord

Denne rapport er resultatet af et projekt under Miljøstyrelsens Teknologiudviklingsprogram for jord- og grundvandsforurening. Region Syddanmark er kontraktholder, og projektet er medfinansieret af Videncenter for Jordforurening.

Projektet er et af flere parallelle projekter, der vedrører jordforureningers påvirkning af overfladevand (vandløb, søer og hav), og det er således med til at danne fagligt grundlag for regionernes nye opgave med vedtagelsen af ændringerne til Jordforureningsloven (Lov nr. 490 af 21. maj 2013). Projektet fokuserer på kildetypen lossepladser og på, hvorledes de kan true overfladevand. Da langt de fleste lossepladser ligger tæt på vandløb, er hovedvægten lagt på denne overfladevandstype.

Projektet er udført som et samarbejdsprojekt mellem Region Syddanmark, Region Midtjylland, DTU Miljø og Orbicon med sparring fra Miljøstyrelsen, Videncenter for Jordforurening og de øvrige regioner.

Projektets styregruppe har omfattet følgende personer:

- Jens Aabling, Miljøstyrelsen, Jord og Affald
- Christian Andersen, Videncenter for Jordforurening
- Trine Korsgaard, Region Syddanmark
- Jørn K. Pedersen, Region Syddanmark
- Helle Broch, Region Syddanmark
- Alice Ulstrup, Region Syddanmark
- Helle Larson, Region Midtjylland
- Claes Olsen, Region Midtjylland
- Morten Bondgaard, Region Midtjylland
- Henrik Rud Larsen, Region Midtjylland
- Poul L. Bjerg, DTU Miljø
- Nina Tuxen, Orbicon

Konklusion og sammenfatning

Med ændringen af jordforureningsloven (1. januar 2014), skal regionerne fastlægge de arealer for den offentlige indsats, der kan udgøre en risiko for overfladevand eller internationale naturbeskyttelsesområder. Tidligere har regionerne alene skulle fastlægge arealer, der kan udgøre en risiko for grundvand og menneskers sundhed. Den nye indsats, skal ske på lige fod med indsatsen overfor grundvand og menneskers sundhed.

En af de jordforureningskilder, der er særlig interessant med den nye indsats, er gamle lossepladser. Det skyldes, at de ofte ligger tæt på overfladevand (især vandløb), og at de kan udlede forureningsstoffer, der er særligt problematiske i forhold til overfladevand.

Formålet med projektet er at belyse de særlige udfordringer, der gør sig gældende overfor undersøgelse og risikovurdering af lossepladser i forhold til overfladevand med særlig fokus på vandløb.

Deponering af affald har gennem tiden foregået på tre forskellige måder afhængig af affaldets art og dermed risikoen for en forurening af det omkringliggende miljø. Der kan således være tale om deponering på en fyldplads, en losseplads eller et specialdepot. Kontrollerede anlæg til deponering af affald er etablereret efter vedtagelse af miljøbeskyttelsesloven og olie- og kemikaliebekendtgørelsen og reguleres i dag med deponeringsbekendtgørelsen. Tidligere fyld- og lossepladser betegnes derfor som ukontrollerede.

I gamle dage blev fyld- og lossepladser ofte etableret i gamle grus- eller mergelgrave efter endt råstofindvinding samt i lavninger, moser mv. En del af dem blev anlagt og afsluttet før, der var en egentlig lovgivning i forhold til affald, der kunne tilføres lossepladser og indretningen af disse. På dette tidspunkt var der således ikke foranstaltninger til sikring af den underliggende grundvandsressource eller nærliggende overfladevand. Igennem årene er der gradvist sket ændringer i lovgivningen omkring lossepladser med stigende krav til indretning og affaldstyper.

Lossepladser er ikke entydigt registreret i regionernes databaser, bl.a. som følge af forskellig praksis over årene og i de forskellige tidligere amter (bl.a. anvendelse af forskellige branche- og aktivitetskoder), og som følge af konverteringer af data fra ældre databaser, ændrede kodelister mv. Derudover har databaserne i amterne løbende været tilpasset lokale behov.

Et delformål med dette projekt har derfor været at identificere og kvalificere antallet af V1- og V2-kortlagte lossepladser i Danmark på baggrund af data i den landsdækkende database DKjord. Dette er sket ved at udarbejde en udtræksdefinition i samarbejde med alle regionerne, sådan at lossepladserne kan identificeres så godt som muligt. Resultatet er, at der i Danmark findes ca. 3000 lossepladser.

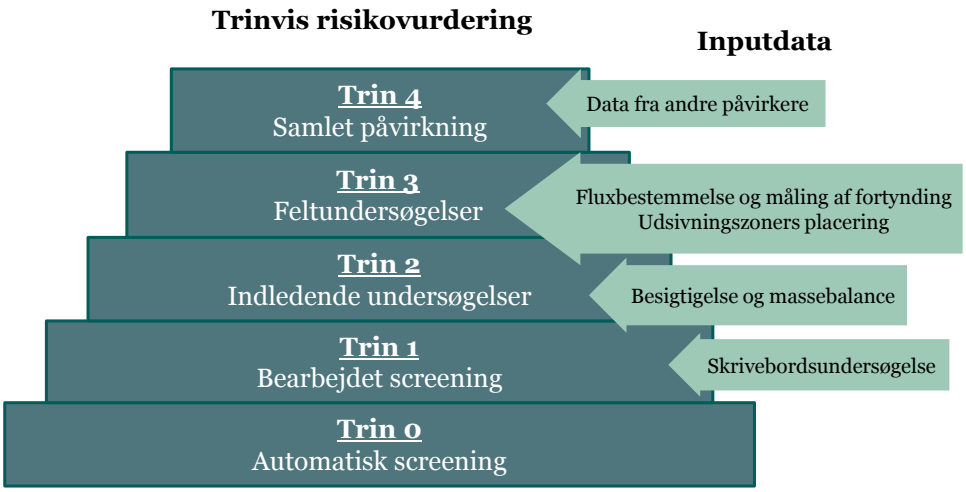
Lossepladser dækker over meget store forskelle i både alder, størrelse, affaldstyper og fysisk placering i landskabet, hvilket har betydning for hvilken påvirkning af overfladevand, de kan have. I projektet er der identificeret 6 typologier for lossepladser, der visualiserer disse forhold. I forbindelse med projektets erfaringsopsamling og udvælgelse af casestudier er 62 lossepladser i Region Syddanmark og Region Midtjylland blevet udvalgt på baggrund af nærhed til overfladevand og et vist undersøgelsesomfang. Det viste sig, at lossepladserne ofte er 50-60 år gamle, at undersøgelserne er foretaget for mange år siden, og at mange af lossepladserne er placeret i vådområder.

De stoffer, som findes i lossepladser, kan opdeles i "klassiske" perkolatparametre, miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller. Perkolatparametrene er fortrinsvis organisk stof og en lang række uorganiske stoffer såsom chlorid, kalium, ammonium og jern. I forhold til truslen mod overfladevand er forekomsten af organisk stof, ammonium og jern særligt interessant, da de alle er potentielt iltforbrugende ved udsivning til overfladevand. Ammonium, jern, en række tungmetaller samt specifikke miljøfremmede stoffer har også en toksisk effekt, som er afspejlet i kvalitetskriterierne (BEK 1022, 2010).

Transportveje fra en losseplads mod overfladevand afhænger af lossepladsens typologi. Der er 4 betydende transportveje fra en losseplads via grundvand til overfladevand: Umættet transport, grundvandstransport, overfladeafstrømning/intern afstrømning af perkolat og drænafstrømning.

Hertil kommer attenuering (dæmpning af forureningen), der for mange af stofferne kan være betydelig. De vigtigste attenueringsprocesser er (afhængig af stof/stofgruppe): Ionbytning, udfældning/opløsning, reduktion/oxidation, sorption/desorption og nedbrydning.

Der findes en række forskellige undersøgelses- og risikovurderingsmetoder, der egner sig til at vurdere lossepladsers påvirkning af overfladevand. Med udgangspunkt i Miljøstyrelsens screeningsværktøj, der er opdelt i en automatisk og en bearbejdet screening, foreslås en trinvis fremgangsmåde som vist i Figur 1.1. Metoderne til hvert af trinene er nærmere beskrevet i rapporten.



FIGUR 1.1
TRINVIS RISIKOVURDERING AF FORURENEDE LOKALITETER, HERIBLANDT LOSSEPLADSER (MILJØSTYRELSEN 2013A)

En indledende kørsel med en betaversion af Miljøstyrelsens screeningsværktøj til vurdering af jordforureningers påvirkning af overfladevand (med inputparametre såsom modelstoffer, koncentrationer og afstandskriterier udviklet i nærværende projekt) viser, at ca. 660 lossepladser potentielt kan påvirke overfladevand, så kvalitetskriterierne overskrides. Kørslen viser, at især vandløb påvirkes, og at det i høj grad er perkolatparametrene jern og ammonium, der giver anledning til overskridelser, snarere end miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller. Det skal dog pointeres, at screeningen er baseret på simple vurderinger, på baggrund af standardparametre for lossepladser (fx standardkoncentrationer på alle lossepladser – ikke lokalspecifikke koncentrationer). Den automatiske screening inddrager således ikke de betydelige forskelle, der kan være på lossepladsers kildestyrke, attenueringsprocesser i lossepladsfaner og forskelle i transportveje fra lossepladser til overfladevand. Det vurderes således, at der i særdeleshed for lossepladser vil kunne foretages en langt bedre vurdering af problemstillingen ved anvendelse af lokalspecifikke data.

På trods af de beskrevne usikkerheder, viser den automatiske screening og flere undersøgelser af lossepladser (herunder de i rapporten studerede cases), at lossepladser kan påvirke især vandløb i væsentlig grad. Det anbefales at inddrage viden om andre forureningskilder af vandløb, når den samlede risikovurdering af lossepladser over for vandløb foretages – fx påvirkning fra landbrug, spildevandsudledning, vejsaltning m.m.. Disse kilder har vist sig at kunne være mere betydende end lossepladsbidraget i visse situationer.

Summary and Conclusion

With the change of the Danish Soil Pollution Act (January 1st, 2014) the regions must now define the areas under the public action that may pose a risk to surface waters and international conservation areas. Previously, the regions should only define areas, that would pose a risk to groundwater and human health.

One of the sources of contamination that are particularly interesting with the new effort is old landfills. This is because they are often located close to surface waters (especially streams) and because they can leach contaminants that are particularly problematic in relation to surface waters.

The aim of this project is to illustrate the special challenges that are related to site investigation and risk assessment of landfills in relation to surface water with special focus on streams.

Landfilling have historically occurred in three different ways depending on the type of waste and the risk of contamination of the surrounding environment: Landfills with deposition of household waste, building debris etc., landfills with only building debris and soil, and special plants for chemical waste. While earlier landfills are considered uncontrolled, newer landfills are regulated and controlled.

Previously, landfills were often established in old gravel or marl pits and in hollows, marshes, etc.. Some of them were established and completed before there was an actual law in relation to waste that could be deposited and design of these. At this time, there were no measures to ensure the underlying groundwater resource or adjacent surface waters. Over the years, there has been a gradual change in the legislation around landfills with increasing requirements for the design and type of waste allowed.

Landfills are not uniquely recorded in regional databases as a result of different approaches over the years and in different former counties (including the use of various industry and activity codes), and as a result of conversions of data from databases, amended code lists etc.. In addition, the databases of the counties continued to be adapted to local needs.

One objective of this project has been to identify and qualify the number of V1 and V2 mapped landfills in Denmark on the basis of data in the national database DKjord. This has been achieved by – in cooperation with all regions - developing a standard for the extraction of data from DKJord, so that landfills can be identified as well as possible. The result is that there are around 3.000 landfills in Denmark.

Landfills reflect major differences in both age, size, waste type and physical location in the countryside, which has implications for the influence on surface water, they may have. The project has identified 6 typologies for landfills that visualizes these conditions. The project has included experience gathering and selection of case studies based on 62 sites in the Region of Southern Denmark and the Central Denmark Region. The sites were selected on the basis of proximity to surface water and to some extent the level of previsous investigations. It turned out that landfills are often 50-60 years old, that many former site investigations date many years back, and that many of the landfills are located in wetlands.

The contaminants found in landfills can be divided into "classical" leachate parameters, xenobiotic organic compounds and heavy metals. The leachate parameters include organic matter and a variety of inorganic substances such as chloride, potassium, ammonium, and iron. In relation to the threat to surface water, the occurrence of organic matter, ammonium and iron are particularly interesting, since they are all potentially oxygen-consuming. Ammonium, iron, a number of heavy metals as well as specific xenobiotic compounds also have a toxic effect which is reflected in the quality criteria (BEK 1022, 2010).

Transport routes of leachate from landfills to surface waters depends on the landfill typology. There are 4 major transport routes from a landfill via groundwater to surface water: Unsaturated transport, groundwater transport, surface/internal runoff of leachate and drainage runoff.

In addition, many attenuation processes are significant for many contaminations. The main attenuation processes are (depending on the contaminant): Ion exchange, precipitaion/dilution, reduction/oxidation, sorption/desorption and degradation.

There are a variety of investigation and risk assessment methods suitable to asses the impact on surface water from landfills. Based on a screening tool developed by the Danish Environmental Agency (that is divided into an automatic and a manual screening phase), a tiered approach is proposed as shown in Figure 1.1. The methods for each of the steps are further described in the report.

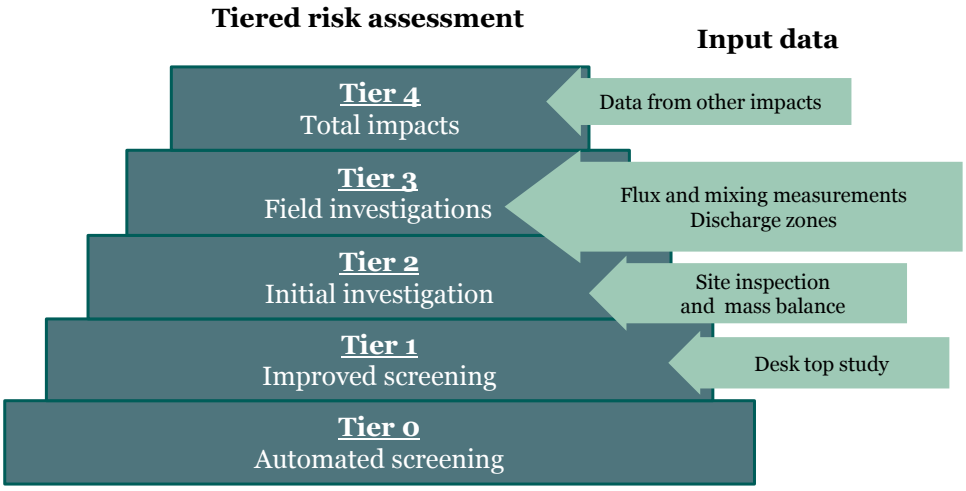


FIGURE 1.1
TIERED RISK ASSESSMENT OF CONTAMINATED SITES, INCLUDING LANDFILLS (MILJØSTYRELSEN 2014A)

An initial run with a beta version of the Environmental Protection Agency screening tool to assess influence on surface water from soil contamination (with input parameters such as model compounds, concentrations and distance criteria developed in this project) shows that about 660 landfills could potentially affect surface water with exceedance of the quality criteria. The run shows that the streams are the mostly affected type of surface water, and that it is the leachate parameters iron and ammonium which gives rise to exceedance of the surface water qualite criteria, rather than xenobiotic compounds and heavy metals. It should be stressed that the screening is based on simple assessments on the basis of standard parameters for landfill (eg. standard concentrations for all landfills - not site-specific concentrations). In other words, the automatic screening does not include the significant differences that can are expected from landfill to landfill with respect to source strength, attenuation processes and leachate transport routes from landfills to surface waters. It is therefore the evaluation that for landfills in particular, the manual screening phase using site-specific data will result in a much better risk assessment.

Despite the uncertainties described, the automatic screening and the investigation of landfills (including the studied case sites) shows that landfills can affect particularly streams significantly. It is recommended to include knowledge about other sources of surface water contamination when the overall risk assessment of landfills are made - for example, impact from agriculture, waste water, road salting etc. These sources have been shown to be more significant than the contribution from landfill in certain situations.

1. Introduktion

1.1 Ændring af Jordforureningsloven

Ændring af jordforureningsloven (Lov nr. 490 af 21. maj 2013) betyder, at regionerne udover hensynet til menneskers sundhed og drikkevand er forpligtet til systematisk at inddrage arealer med forurening, der kan have skadelig virkning på overfladevand (vandløb, søer og kystvande) eller internationale naturbeskyttelsesområder.

Med vandplanerne og tilknyttende bekendtgørelser fastlægges det, hvordan overfladevand skal overholde målsætningen om god tilstand. Disse mål kan i en række tilfælde vise sig at være uforenelig med udsivninger fra forurenede arealer. I tilknytning til miljømålsloven og den efterfølgende lov om vandplanlægning , er der med bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder fastsat en række krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer og havet (BEK 1022). Miljøkvalitetskravene kan accepteres overskredet indenfor nærmere udpegede blandingszoner. Udenfor zonerne glæder miljøkvalitetskravene derimod. Behovet for indsats overfor overfladevandstruende jordforureninger vil som udgangspunkt været styret af miljøkvalitetskravene og afgrænsningen af blandingszoner for vandområderne.

1.2 Relaterede projekter

Nærværende projekt er et af flere parallelle projekter, der omhandler problemstillingen jordforurening og overfladevand. Alle projekter har til formål at danne et fagligt grundlag for at løse den nye opgave, i relation til ændringen af Jordforureningsloven.

Projektpakken, der omhandler forudsætningerne for screeningsværktøjet omfatter i alt 6 delprojekter. De 6 delprojekter:

- Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 1. Relevante stoflister og relation til brancher/aktiviteter. Miljøprojekt 1564, 2014
- Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 2. Afstandskriterier og fanebredder. Miljøprojekt 1565, 2014
- Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 3. Relationer mellem stoffer, koncentrationer og fluxe. Miljøprojekt 1574, 2014
- Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 4. Vurdering af fortynding i vandløb ved påvirkning fra forurenede grunde. Miljøprojekt 1572, 2014
- Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 5. Vurdering af fortynding i søer og fjorde. Ikke udgivet endnu
- Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 6. Systematisering af data og udvælgelse af overfladevandstruende jordforureninger. Miljøprojekt 1573, 2014.

Andet relevant projekt:

- Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenet grundvand. Miljøprojekt 1575, 2014.

Projektet introducerer problemstillingen om jordforureninger og deres påvirkning af overfladevand, som er en relativ ny problematik i Danmark. I rapporten præsenteres: En række af Miljøstyrelsens projekter (ovennævnte delprojekter), der er igangsat i forbindelse med ændringen af jordforureningsloven, en litteraturopsamling af undersøgelses- og feltmetoder til kvalificering af risikovurde-

ringen af jordforureninger, der kan true overfladevand, resultater og konklusioner fra afprøvning af undersøgelsesmetoderne i Grindsted Å, samt risikometode til vurdering af overfladevandstruende jordforureninger

1.3 Hvorfor lossepladser og vandløb

Nærværende projekt omhandler – i lighed med projektet "Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenet grundvand" - koncepter og metoder til at risikovurdere konkrete lokaliteter, der er udpeget vha. screeningen. Men i dette projekt fokuseres på problemstillingen lossepladser og vandløb. Årsagen hertil er, at det vurderes at være en af de væsentligste trusler, da:

- mange lossepladser ligger tæt på vandløb
- fortyndingen i vandløb kan være lille (i forhold til fx fortynding i hav, fjorde og søer)
- de forurenede stoffer, der typisk findes på lossepladser, kan have alvorlige konsekvenser for overfladevand (fx ammonium, jern og organisk stof)

Hertil kommer en række problemstillinger i forhold til lossepladsers heterogenitet, registrering i databaser , særlige forureningsspredningsmekanismer m.m. der gør, at der kræves nøjere viden om disse, for at kunne udføre en fornuftig undersøgelse og risikovurdering.

1.4 Formål

Formålet med projektet er – udover at sikre en homogen og afbalanceret risikovurdering af lossepladser i Danmark – at:

- kvalificere antallet af lossepladser, der potentielt kan udgøre en risiko for overfladevand
- at vurdere problemets omfang og risikoen for forskellige typer af lossepladser bl.a. på grundlag af konkrete undersøgelser af 1-2 lossepladser
- at skabe fagligt grundlag for screening af lossepladser
- at vurdere og beskrive metoder til undersøgelser og risikovurdering
- at vurdere problemets omfang til andre forhold (fx spildevandsudledning, landbrugspåvirkning m.m.)

Tilbage i 1987 startede et stort forsknings- og udviklingsprojekt "Lossepladsprojektet", som har udarbejdet en række rapporter om lossepladser og grundvandsforurening (se fx Kjeldsen, 1991). Hertil kommer AVJ's håndbog fra 1998 "Grundvandsundersøgelser ved fyld- og lossepladser" (Ejlskov et al., 1998). En meget stor del af materialet i disse publikationer er stadig aktuelt, og formålet med nærværende rapport er således ikke at gentage disses indhold, men snarere at supplere i forhold til problemstillingen omkring lossepladser og overfladevand. Således vil fx emner som undersøgelser af kildeområder i lossepladser blive beskrevet kortfattet med relevante litteraturreferencer.

I projektet er der udført undersøgelse på to lossepladser: Mågevej losseplads tæt ved Vegen Å i Holstebro (lokalitet nr. 661-00008) og Lilleskovvej losseplads ved Brændholdtafløbet ved Tommerup Stationsby (lokalitet nr. 485-00001) (Bilag 4 og 5). Arbejdet med de to sager har understøttet og testet projektets hypoteser osv., mens det ikke har været formålet at lave forureningsundersøgelser med henblik på at kunne udføre en fuldstændig risikovurdering af de to sager.

1.5 Projektgruppen

Projektet er udført i et tværorganisationelt samarbejde mellem DTU Miljø, Orbicon, Region Syddanmark, Region Midtjylland og Miljøstyrelsen med faglig sparring fra øvrige regioner og Videncenter for Jordforurening. Dette har medført, at så forskellige kompetencer som viden om specifikke miljøfremmede stoffers opførsel i lossepladsfaner, viden om udtræk fra regionernes databaser, erfaring med undersøgelses- og risikovurderingsmetoder samt viden om vandløb og drænforhold har været repræsenteret i projektet.

2. Om lossepladser

Begrebet fyld- og lossepladser dækker meget bredt over forskellige måder at deponere affald på, herunder typer af affald, indretning af pladserne, gældende lovgivning mv. Derfor indeholder dette afsnit først en generel gennemgang af de officielle definitioner på både fyldpladser og lossepladser. I afsnit 2.1 samles der derfor op på de termer, der har og fortsat anvendes samt hvilke affaldstyper, der typisk har været deponeret. I det efterfølgende afsnit 2.2 er der en gennemgang af den historiske udvikling, der har været inden for den lovgivningsmæssige del af om rådet, dvs. beskrivelse af love, bekendtgørelser og vejledninger.

2.1 Definition på fyld- og lossepladser

Deponering af affald har gennem tiden overordnet foregået på tre forskellige måder afhængig af affaldets art og dermed risikoen for en forurening af det omkringliggende miljø. Der kan således være tale om deponering på en fyldplads, en losseplads eller et specialdepot. I praksis har det dog vist sig, at begreberne ikke har været entydige, da de har været anvendt meget forskelligt.

Indretningen af en moderne losseplads indeholder bl.a. sikring i forhold til afstrømning af overfladevand, som skal opfanges og ledes til et bassin. Den skal indrettes med en membran, som sikrer nedsivning til grundvandet samt et drænsystem over membranen som bortleder perkolatet. En membran kan dog undlades, såfremt undersøgelser har påvist det er forsvarligt. Perkolatet opsamles og bortskaffes i forbindelse med produktionen, så opstuvning i affaldet undgås. På fyldpladser sker der ikke en opsamling af perkolatet (Miljøstyrelsen, 1982). Her er der således tale om *kontrollerede* anlæg til deponering af affald er etablereret efter ikrafttræden af miljøbeskyttelsesloven i 1974 og olie- og kemikaliebekendtgørelsen i 1976 (se afsnit 2.2).

Tidligere fyld- og lossepladser betegnes derfor som *ukontrollerede*. Der har dog været en stor udvikling i forhold til at sikre de kontrollerede lossepladser, hvor bl.a. membraner i starten var meget tynde og af ringe kvalitet. Derudover er der eksempler på, at der tidligere ikke har været en skarp skelnen mellem fyldpladser og lossepladser. Fra kommunernes indberetning i bl.a. 1982 kendes eksempler på kommuner, som kun har indberettet fyldpladser, medens andre kun har indberettet lossepladser. I nogle tilfælde er det sandsynligvis størrelsen og affaldets karakter, som afgjorde, om der var tale om en fyld- eller losseplads.

I dag kan affald, som kun i ringe grad vil kunne udgøre en risiko i forhold til bl.a. grundvand og overfladevand, deponeres på en *fyldplads*. Der kan her være tale om deponering af bygge- og anlægsaffald samt begrænset indhold af opløseligt og nedbrydeligt affald uden indhold af miljøskadelige stoffer. Derudover kan der deponeres haveaffald og jord på baggrund af en konkret vurdering af forureningsrisikoen. Fyldpladser kan derfor placeres, indrettes og retableres med begrænsede miljøbeskyttende foranstaltninger (Miljøstyrelsen, 1982).

Når der er tale om en *kontrolleret losseplads,* kan der være deponeret affald, som straks eller på et senere tidspunkt kan forårsage en forurening af bl.a. grundvand og overfladevand. Der kan været deponeret dagrenovation, storskrald, haveaffald, industriaffald mv., som sammenblandes i pladsen. I forhold til fyldplads stilles der strengere krav til placering, indretning og etablering. Der skal ske opsamling og borttransport af perkolat samt kontrol med forureningssituationen både i forbindelse med driften og efter lukning af anlægget (Miljøstyrelsen, 1982).

Affaldstyper:

Dagrenovation
Materialer fra husholdninger (fx køkkenaffald), samt lignende affald fra restauranter, kantiner og instutioner. Affaldet indsamles i offentlige dagrenovationer

Storskrald
Større genstande, som ikke kan indgå under dagrenovation (fx møbler, hårde hvidevarer)

Haveaffald
Plantedele, ofte blandet med mindre mængder sten og jord, fra private haver, parker mv.

Industriaffald
Matrialerester, spild, fejlproduktioner, biprodukter (dog ikke olie- og kemikalieaffald) fra fremstillingsvirksomheder

Bygge- og anlægsaffald
Affald fra opførelse, nedrivning og ombygning samt øvrige anlægsarbejder. Uforurenet affald såsom beton, tegl, træ, glas, jord mm.

Olieaffald
Olieholdige produkter, der helt eller delvist består af mineralolier eller syntestiske olier

Kemikalieaffald
Opløsningsmidler, organisk-kemisk affald, uorganisk-kemisk affald, pesticidholdigt affald, halogenholdigt opløsningsaffald mv.

(Miljøstyrelsen, 1982)

I midten af 1990'erne forsvandt betegnelserne losseplads og fyldplads og blev erstattet af fællesbetegnelsen *deponeringsanlæg* i forbindelse med Miljøstyrelsens tredje vejledning (Miljøstyrelsen, 1997). I den daglige tale, er begrebet *kontrolleret losseplads* dog fortsat det mest anvendte.

En losseplads, hvor der deponeres en enkelt eller et begrænset antal affaldstyper med en kendt sammensætning kaldes for et *specialdepot*. Der kan her være tale om deponering af slagger, flyveaske, spildevandsslam og andre affaldstyper, der tillades deponeret på en losseplads. Et specialdepot etableres i de tilfælde, hvor der opstår et ekstraordinært stort behov for deponering af en enkelt affaldstype og hvor sammenblanding med andre affaldstyper skal undgås. Specialdepotet kan enten anlægges som en særskilt plads eller som et afgrænset afsnit af en losseplads (Miljøstyrelsen, 1974).

Den historiske udvikling er nærmere beskrevet i det efterfølgende afsnit.

2.2 Historisk udvikling – lovgivning og praksis

Tidligere blev fyld- og lossepladser ofte etableret i gamle grus- eller mergelgrave efter endt råstofindvinding samt i lavninger, moser mv. En del af dem blev anlagt og afsluttet før, der var en egentlig lovgivning i forhold til affald, der kunne tilføres lossepladser og indretningen af disse. På dette tidspunkt var der således ikke foranstaltninger til sikring af den underliggende grundvandsressource eller nærliggende overfladevand.

Der var ofte tale om kommunalt drevne lossepladser uden den store kontrol med det indkomne materiale. Der var tale om affald, der sjældent var sorteret, og der blev ikke gjort tiltag for at mindske affaldets volumen i form af kompaktering eller nedknusning. Lossepladserne modtog affald fra

lokalsamfundet og dækkede dermed et "opland" svarende til pladsens størrelse (Ejlskov et al., 1998; Miljøstyrelsen, 2001).

Fra 1960 lå hovedbestemmelsen om godkendelse af lossepladser i de lokale sundhedsvedtægter i normalsundhedsvedtægten for landkommuner. Det var sundhedskommissionerne, i medfør af de lokale sundhedsvedtægter, der førte tilsyn og kontrol med, at virksomheder deponerede industriaffald og lignende på en forsvarlig måde. Der kom nu mere fokus på kompaktering af affaldet, og der blev på nogle lossepladser opsat anlæg til neddeling af affaldet (Miljøstyrelsen, 1974; Miljøstyelsen, 2001).

Ved vedtagelsen af miljøbeskyttelsesloven i 1973 sker der en væsentlig ændring, da der nu stilles krav om, at affaldsdeponier skulle anlægges og drives på kontrolleret vis. Lossepladser eller etaper anlagt før lovens ikrafttræden i oktober 1974, dækker således over ukontrollerede affaldsdepoter. For anlæg, som var i drift på dette tidspunkt, skulle kravene først været opfyldt i forbindelse med eventuelle udvidelser af depoterne.

Miljøstyrelsen udgiver året efter en "Vejledning for kontrollerede lossepladser", som beskriver placering, indretning og drift af lossepladser. I perioden herefter begynder kommunerne at anlægge store kontrollerede lossepladser, der ifølge loven kunne modtage bl.a. dagrenovation og industriaffald, men ikke kemikalie- og olieholdigt affald. Samtidig hermed bliver der givet godkendelser til anlæggelse af fyldpladser, som kunne modtage bygningsaffald, jordfyld samt andet affald, som ikke blev vurderet miljøfarligt (Ejlskov et al, 1998).

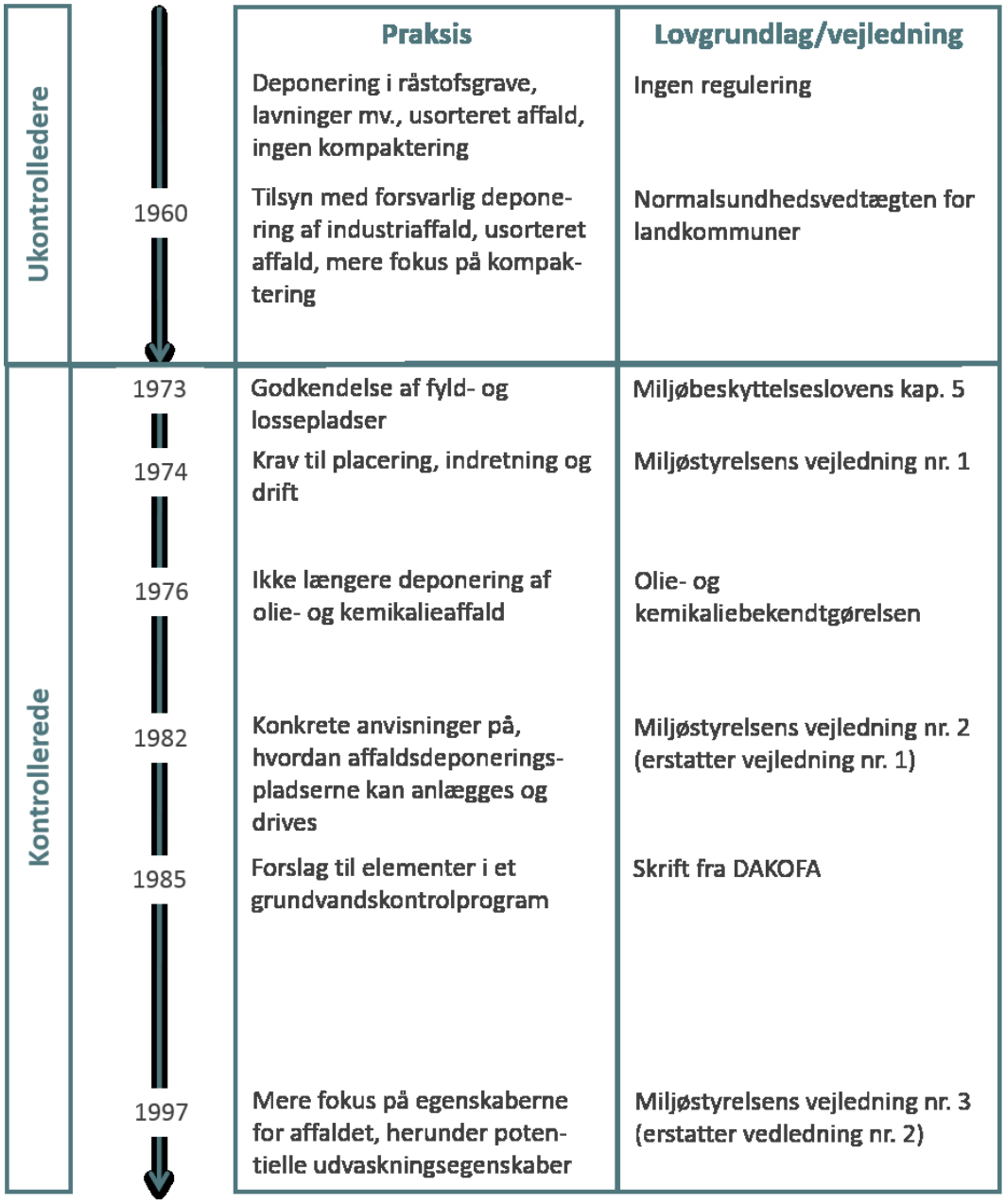
Indtil 1976 var det muligt at bortskaffe bl.a. kemikalieaffald på almindelige lossepladser. Efter indførelsen af olie- og kemikaliebekendtgørelsen skulle denne type affald bortskaffes til Kommune Kemi eller lignende godkendt modtager. I 1981 udgiver Miljøstyrelsen en vejledning til bortskaffelse af olie- og kemikalieaffald (Miljøstyrelsen, 1981).

Op i 1980'erne var der store forskelle i de enkelte miljøgodkendelser uden hensyntagen til lokale forhold, herunder bl.a. i kravene til analyseparametrene i forbindelse med kontrolprogrammerne. Derudover manglende krav og vejledning til placering af boringer, hvilket kunne have stor betydning for at opdage en perkolatpåvirkning over for grundvandet i tide. I Dakofas rapport fra 1985 er der foretaget en sammenstilling vedrørende problemerne ved daværende grundvandskontrolprogrammer samt givet forslag til, hvorledes forskellige elementer i et grundvandskontrolprogram kan opbygges (Dakofa, 1985). Denne sammenstilling har sammen med Miljøstyrelsen vejledning for affaldsdeponering fra 1982 (Miljøstyrelsen, 1982) efterfølgende haft stor betydning for losseplads-sernes udformning og drift.

Op gennem 1980'erne bliver lossepladsernes membraner og drænsystemer bedre, hvor flere lossepladser anlægges med dobbelt bundmembran og lossepladserne og får side- og topmembran (Miljøstyrelsen, 2001)

Miljøstyrelsen udgiver i 1997 den tredje vejledning i affaldsdeponering. I denne vejledning forsvinder betegnelserne losseplads og fyldplads og erstattes af fælles-betegnelsen affaldsdeponi. Derudover sker der nu en tredeling af affaldet; inert affald, mineralsk affald og blandet affald (Miljøstyrelsen, 1997).

Nedenstående Figur 2.1 viser en kort oversigt med ovenstående gennemgang i udviklingen i praksis og inden for lovgivningen.



FIGUR 2.1
OVERSIGT OVER UDVIKLINGEN I PRAKSIS OG LOVGIVNINGEN MHT. FYLD- OG LOSSEPLADSER

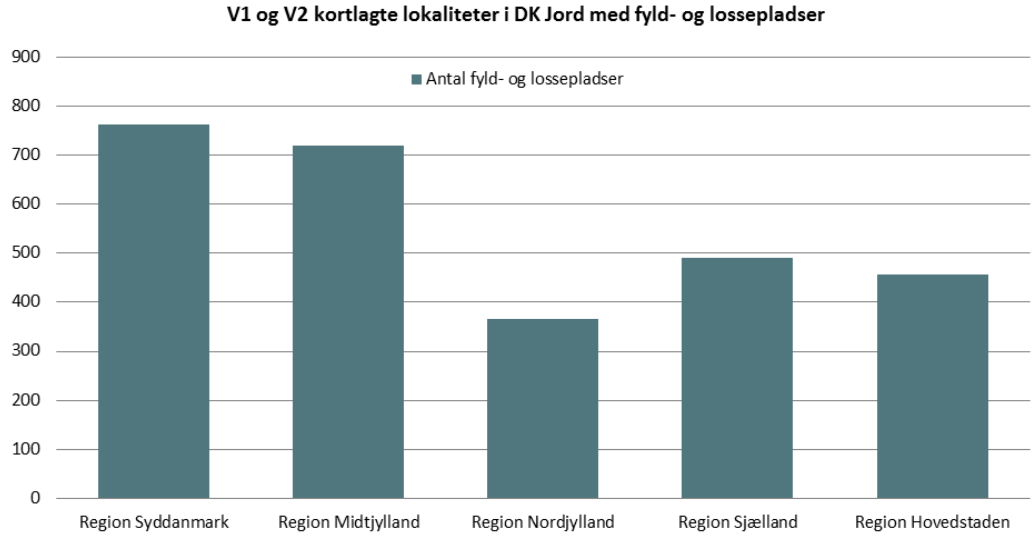
3. Antal potentielle lossepladser, der kan udgøre risiko over for overfladevand

3.1 Kendte lossepladser i regionernes databaser

I regionernes databaser registreres der potentielle eller kendte forurenende punktkilder. Fyld- og lossepladser er typiske punktkilder, som ofte vil kunne udgøre en miljø- eller sundhedsmæssig risiko. Derfor har de tidligere amter og nuværende regioner foretaget registrering af fyld- og lossepladser med henblik på at vurdere en potentiel risiko og dermed en offentlig indsats, som skal afværge en evt. risiko.

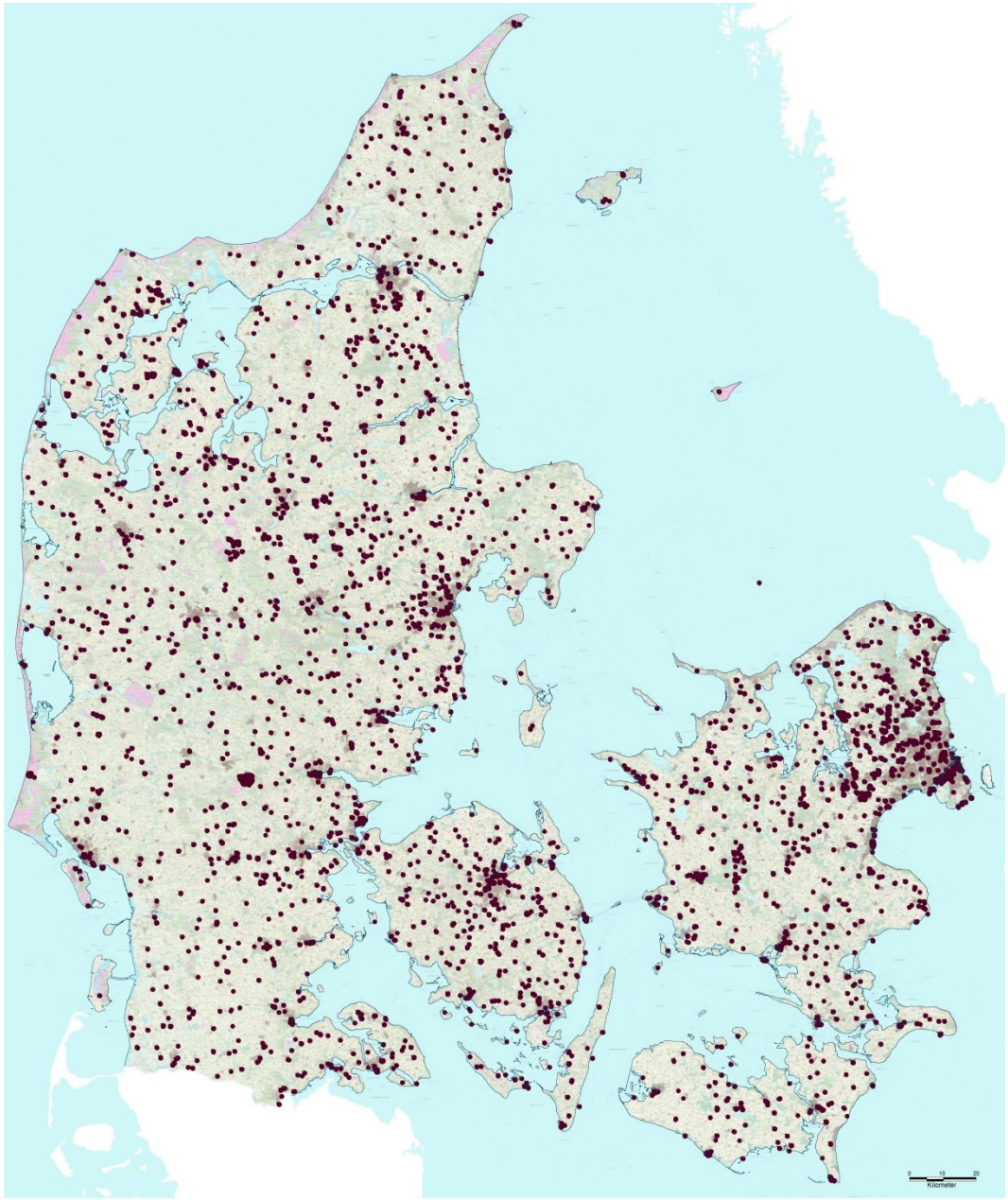
De registrerede punktkilder vil enten blive kortlagt på vidensniveau 1 (V1) ved mistanke om forurening eller vidensniveau 2 (V2) ved konkret viden om forurening. Herefter vil der ske en indberetning til den nationale database DKjord. I forbindelse med denne indberetning vil det fremgå, hvorvidt en fyld- og losseplads har været årsag til kortlægningen.

Der er foretaget et udtræk af de potentielle eller kendte fyld-og lossepladser, der er indberettet til DKjord frem til december 2012 efter den fremgangsmåde som er beskrevet i næste afsnit. Udtrækket viste, at regionerne har kortlagt 2.795 fyld- og lossepladser på landsplan, heraf vurderes mere end 98 % at være reelle lossepladser. Derudover vurderes der at være ca. 250 fyld- og lossepladser, som endnu ikke er registreret i regionernes database. Det betyder, at der samlet set vurderes at være ca. 3.000 fyld- og lossepladser på landsplan. Heraf er ca. 500 kortlagt på vidensniveau 1, ca. 2150 på vidensniveau 2 og ca. 150 kortlagt både på vidensniveau 1 og 2. I afsnit 3.1.1 og Bilag 1 er der nærmere redegjort for udtrækket fra regionernes database.



FIGUR 3.1
ANTAL KORTLAGTE LOKALITETER MED FYLD- OG LOSSEPLADSER FORDELT PÅ DE FEM REGIONER JF. BILAG 1:. DET TOTALE ANTAL ER 2.795 LOKALITETER PR. DECEMBER 2012

Figur 3.1 viser antallet af fyld- og lossepladser i de fem regioner (Bornholm undtaget). Figur 3.2 viser den geografiske fordeling af de fyld- og lossepladser, der er registreret i regionernes databaser.



FIGUR 3.2
FORDELING AF KORTLAGTE FYLD- OG LOSSEPLADSER, DER ER REGISTRERET I REGIONERNES DATABASER PR. DECEMBER 2012 (SE OGSÅ BILAG 2, HVOR KORT FRA HVER REGION ER VIST)

Eksisterende deponeringsanlæg eller etaper på anlæg før 1974 , som er godkendt efter miljøbeskyttelsesloven, er ikke omfattet af den offentlige indsats efter jordforureningsloven, og de skal dermed ikke indgå i dette projekt med henblik på vurdering af potentiel risiko overfor nærliggende overfladevand. I afsnit 3.1.3 er det dog vurderet, at det ikke er muligt entydigt at trække anlæg, som er godkendt efter miljøbeskyttelsesloven, ud af datamaterialet fra DKjord. Ifølge bilag 1, vurderes der at være ca. 140 godkendte deponeringsanlæg på landsplan.

3.1.1 Baggrund for registrering i regionernes databaser

Der er til dette projekt foretaget et udtræk af kortlagte fyld- og lossepladser i den landsdækkende database DKjord. Formålet har været at identificere og kvalificere antallet af fyld- og lossepladser,

der enten er kortlagt på vidensniveau 1 (V1) eller vidensniveau 2 (V2) i henhold til jordforureningsloven.

Data indberettes af regionerne til DKjord fra deres interne databaser JAR og GeoEnviron. Datagrundlaget i DKjord kan opdeles i tre overordnede grupper:

- Lokaliteter oprettet af regionerne efter 1.1.2007
- Lokaliteter oprettet af amterne før 1.1.2007 og helt eller delvis opdateret af regionerne
- Lokaliteter oprettet af amterne, ikke opdateret efter 1.1.2007

Denne gruppering har betydning for sammensætningen og kvaliteten af data, da der bl.a. før 2007 er forekommet flere konverteringer af data fra ældre databaser, ændrede kodelister mv. Derudover har databaserne i amterne løbende været tilpasset lokale behov (se Bilag 1).

Derfor har det i forbindelse med dette projekt været nødvendigt med en kortlægning af, hvordan fyld- og lossepladser er registreret i databaserne i de enkelte regioner, og hvordan de er indberettet til DKjord. Der er defineret et dataudtræk, som er baseret på registreret aktivitet, branche, stof og navn på den enkelte lokalitet. Disse fire parametre er valgt, da de vurderes samlet at kunne øge sandsynligheden for at medtage alle relevante lokaliteter. I Bilag 1 er der listet, hvilke koder for de fire parametre, der er søgt på.

Dataudtrækket fra DKjord er løbende i processen blevet sammenlignet med konkrete udtræk fra Region Midtjyllands og Region Syddanmarks JAR-databaser. På den måde er det definerede udtræk fra DKjord, herunder relevante koder for de fire parametre, blevet justeret. Det endelige udtræk fra DKjord er efterfølgende blevet vurderet og kvalificeret af alle fem regioner (Se Bilag 1).

Det samlede udtræk fra DKjord har vist, at der på landplan er registreret 2.795 fyld- og lossepladser i regionernes databaser. Der er dog i denne vurdering ikke foretaget en kvalificering af lokaliteter på Bornholm, da disse ikke findes i Region Hovedstadens JAR-database.

Udtrækket stammer fra en kopi af DKjord fra december 2012, hvorfor der kan være foretaget flere afgørelser om kortlægning på fyld- og lossepladser i de fem regioner i den efterfølgende periode. Hertil skal endvidere lægges den datavask, som dette projekt har medført. Nye indberetninger på baggrund af denne datavask er således ikke med i denne opgørelse. Det vurderes dog, at de ændringer, der er sket siden december 2012, ikke afgørende ændrer på databehandlingen og konklusioner.

3.1.2 Ikke kortlagte fyld- og lossepladser

Der er foretaget en vurdering af, hvorvidt alle fyld- og lossepladser i Danmark er registreret i regionernes databaser. Før kommunalreformen i 1970 var det meget normalt, at hver af de tidligere sognekommuner havde sin egen fyld- og losseplads. Dette er ud fra rationalet, at den enkelte kommune ikke ønskede at deponere affald fra nabokommunerne, og at der endnu ikke foregik handel med affald, som tilfældet er i dag.

Der er derfor foretaget en sammenligning af de kortlagte polygoner på V1 og V2 med de tidligere kommunegrænser fra før 1970. Dette viste, at der ikke er kortlagt en fyld- eller losseplads i 276 af de 1.074 gamle kommuner. Fem af de 276 kommuner er såkaldte købstadskommuner med en så beskeden geografisk udstrækning, at en fyld- eller losseplads alligevel kan have været placeret i en nabokommune.

Dette tyder derfor på, at der kan være ca. 250 fyld- og lossepladser, som endnu ikke er registreret i regionernes databaser (se Bilag 1).

3.1.3 Registrering hos øvrige myndigheder

Regionernes databaser omfatter også nogle af de registrerede lossepladser og deponeringsanlæg, som er godkendt efter miljøbeskyttelsesloven. Ifølge Miljøstyrelsen har de registreret 140 kontrollerede deponeringsanlæg, som dermed reguleres efter miljøbeskyttelsesloven, og som ikke er omfattet af regionernes indsats i henhold til jordforureningsloven.

I forbindelse med dette projekt er der forsøgt foretaget en geografisk placering af de miljøgodkendte anlæg, som Miljøstyrelsen har registreret med henblik på en vurdering af, hvorvidt de eksisterer i regionernes databaser eller ej. Det er dog ikke lykkedes med en fyldestgørende sammenkøring af disse data. Endvidere indeholder de fremsendte data fra Miljøstyrelsen nogle deponeringsanlæg, som i dette projekt ikke vurderes at kunne betegnes som fyld- eller lossepladser.

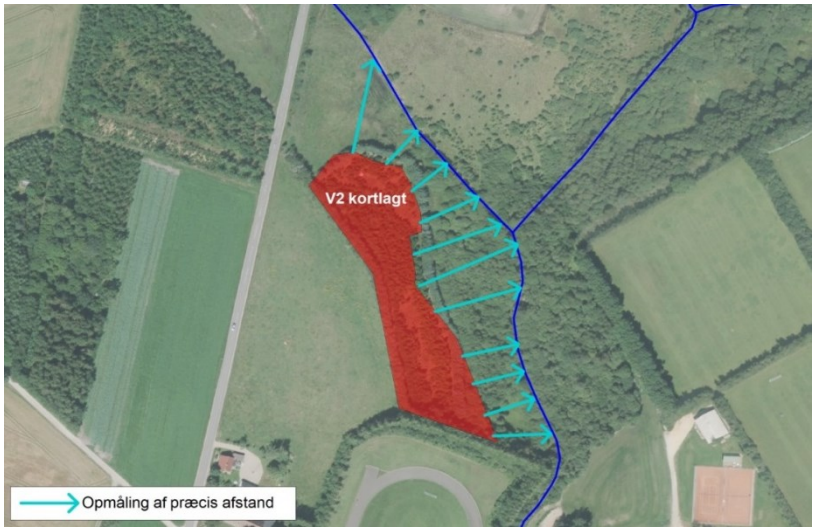
Derudover er kommunerne efter kommunalreformen i 2007 myndighed for en række kommunale lossepladser med miljøgodkendelse, som sandsynligvis ikke er registreret hos Miljøstyrelsen. Der er ikke foretaget en opgørelse over, hvor mange det drejer sig om og hvorvidt de eksisterer i regionernes databaser eller ej. Inden kommunalreformen var det de tidligere amter, der var myndighed på dette område. Derfor formodes det, at især lukkede anlæg er kortlagt på vidensniveau 2.

På grund af det ufuldstændige materiale vedrørende miljøgodkendte deponeringsanlæg vil der i dette projekt ikke blive korrigeret for andre myndigheders lossepladser.

3.2 Vurdering af antal fyld- og lossepladser nær overfladevand

Der er foretaget en vurdering af, hvorvidt lokaliteter med fyld- og lossepladser ligger inden for en afstand, hvor de vurderes at kunne udgøre en potentiel risiko for nærliggende overfladevand. Forudsætninger for vurderingen er de principper, der er opstillet i Miljøstyrelsens udviklingsprojekt fra 2013 (Miljøstyrelsen, 2014b-g). Der er dog foretaget en særskilt vurdering af hvilke modelstoffer, afstandskriterier og koncentrationer, der repræsenterer lossepladser bedst. Dette er nøjere beskrevet i kapitel 7.

Vurderingen er foretaget på vandløb og søer, der er målsat i henhold til Vandplan 11 (VP11), samt på 78 fjorde og hele den danske kyststrækning (Miljøstyrelsen, 2014g). Den geografiske placering af vandløb, søer, fjorde og kyster er hentet fra et landsdækkende FOT-tema udarbejdet af FOTdanmark, som er en forening, der arbejder for at skabe en ensartet digital kortlægning af Danmark, der er fælles for staten og kommunerne.



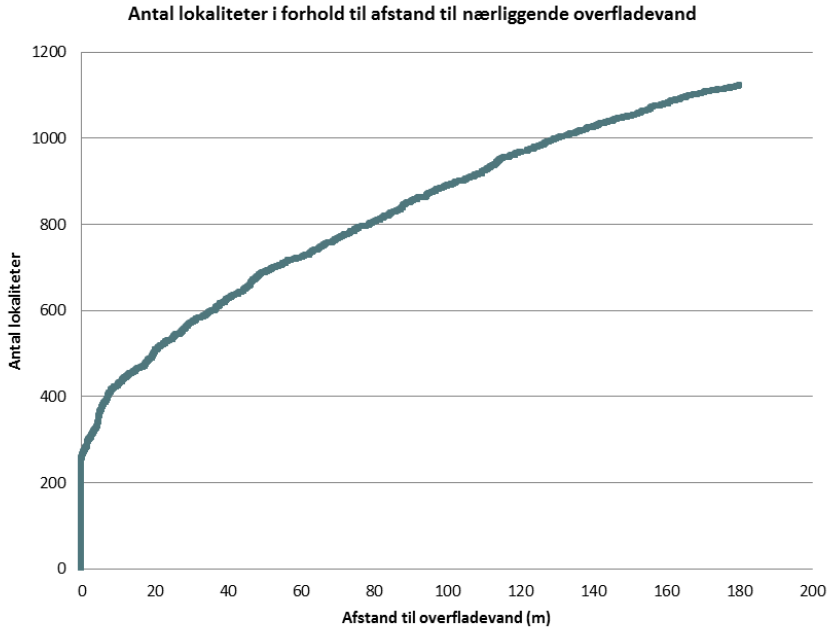
FIGUR 3.3
PRINCIP FOR BESTEMMELSE AF AFSTAND TIL NÆRLIGGENDE VANDLØB, SØ, FJORD ELLER KYST

Der er i dette projekt vurderet en maksimal fanelængde for modelstofferne blandt lossepladsparametrene (kapitel 7.1). Fanelængden er defineret som det punkt, hvor grundvandskoncentrationen falder til påvisningsgrænsen eller detektionsgrænsen. På baggrund af fanelængderne er der derfineret et afstandskriteririum, som vil være den afstand, hvor koncentrationen af stoffet i forureningsfanen er så lav, at det pågældende stof ikke vurderes at give anledning til uacceptabel påvirkning af et vandområde.

For alle lokaliteter, som ligger inden for de stofspecifikke afstandskriterier, er der bestemt den korteste afstand ud fra en GIS-analyse fra kanten af polygonen til de overfladevandselementer, der ligger inden for de fastsatte afstande, ved at "skyde" fra flere punkter langs polygonen (se Figur 3.3). Der tages ikke hensyn til retning af grundvandsstrømningen. Baggrunden for disse beregninger og kriterier er nærmere beskrevet i (Miljøstyrelsen, 2014g).

3.2.1 Fordeling på afstandskriterier

1.122 af de i alt 2.795 lokaliteter med fyld- og lossepladser, som blev lokaliseret i afsnit 3.1, ligger inden for en afstand på 180 m til nærliggende overfladevand svarende til ca. 40 %. For de modelstoffer, der er tilknyttet lossepladser, stammer det maksimale afstandskriterium på 180 m fra stoffer tilhørende gruppen pesticider med MCPP som modelstof (se afsnit 7.1). Antal lokaliteter som funktion af afstand til nærmeste overfladevand er vist for de 1.122 lokaliteter i Figur 3.4.



FIGUR 3.4
ANTAL LOKALITETER SOM FUNKTION AF AFSTAND TIL NÆRMESTE OVERFLADEVAND, I FIGUREN ER OPTEGNET DE 1.122 LOKALITETER SOM LIGGER I INDEN FOR 180 M FRA OVERFLADEVAND.

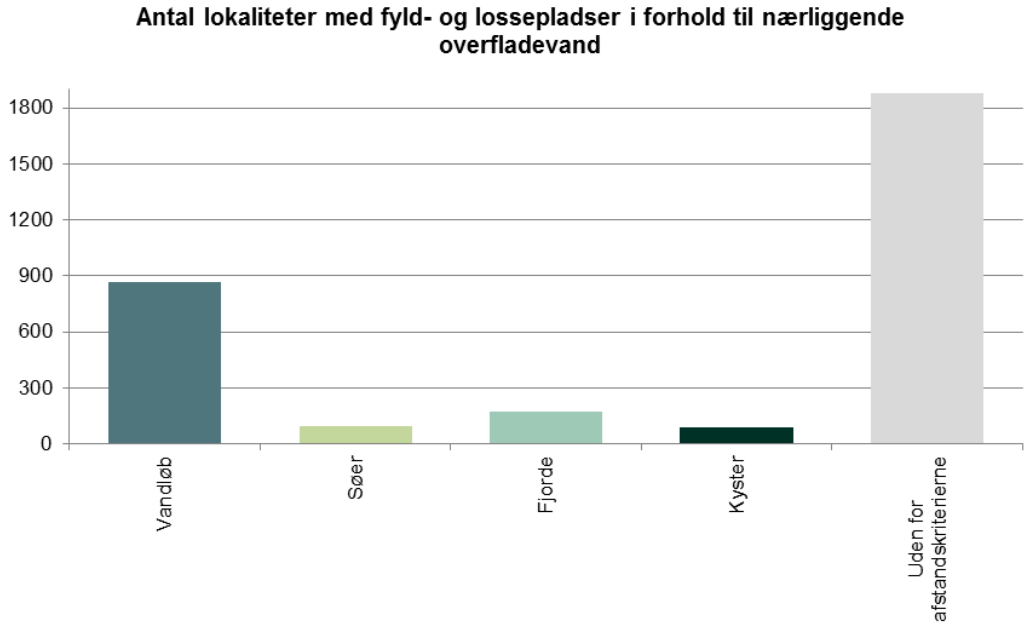
Som det fremgår af figuren, ligger en stor del af lokaliteterne meget tæt på overfladevand. 359 af lossepladserne ligger inden for en afstand på 5 m til nærmeste overfladevand, hvilket svarer til 32 % af de lokaliteter, som ligger inden for det største afstandskriterium (180 m) og 13 % af det samlede antal lossepladser. Hver fjerde af det samlede antal lossepladser ligger inden for en afstand på 50 m til nærmeste overfladevand svarende til 687 lokaliteter.

3.2.2 Fordeling på overfladevandstype

Lokaliteterne er vurderet i forhold til potentiel risiko overfor følgende overfladevandstyper; vandløb, søer, fjorde og kyster. Der er i dette afsnit foretaget en udvælgelse af lokaliteter inden for sam-

me afstandsintervaller, som beskrevet i afsnit 3.2.1 fordelt på de fire overfladevandstyper. I Figur 3.5 er vist antallet af lokaliteter, som ligger inden for de stofspecifikke afstandskriterier fra henholdsvis vandløb, søer, fjorde og kyster samt den resterende del af lokaliteterne med fyld- og lossepladser, som ligger uden for afstandskriterierne.

Som det fremgår af figuren, ligger der klart flest lokaliteter i nærheden af vandløb. Af de i alt 1.122 lokaliteter fra afsnit 3.2.1, som ligger inden for de stofspecifikke afstandskriterier ligger størstedelen i nærheden af vandløb, svarende til 77 %. Der er 8 % af lokaliteterne inden for afstandskriterierne, som ligger i nærheden af en sø eller kyst, mens 16 % ligger i nærheden af en fjord. En lokalitet kan ligge inden for afstandskriteriet til ét eller flere overfladevandselementer, hvorved summen af antallet af lokaliteter i figur 3.5 er større end det samlede antal lokaliteter bestemt i afsnit 3.2.1.

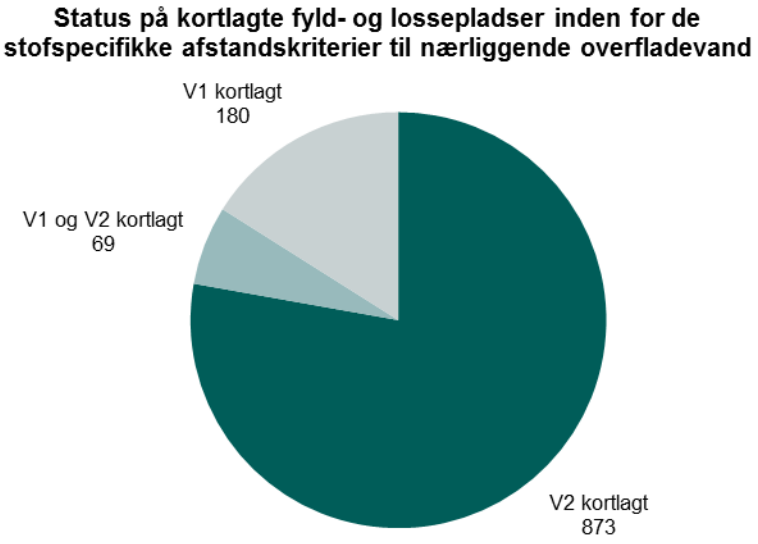


FIGUR 3.5
ANTALLET AF LOKALITETER INDEN FOR AFSTANDSKRITERIET PÅ 180 M FORDELT PÅ OVERFLADEVANDSTYPE. EN LOKALITET KAN FOREKOMME I NÆRHEDEN AF ÉN ELLER FLERE OVERFLADEVANDSTYPER.

3.2.3 Fordeling på lokalitetsstatus

Lokaliteter kortlagt efter jordforureningsloven kan som tidligere nævnt kortlægges enten på vidensniveau 1, V1 (mulig forurenet) eller vidensniveau 2, V2 (konstateret forurenet). Der kan endvidere forekomme lokaliteter, som både er kortlagt på vidensniveau 1 og 2. Grundlaget for en V1-kortlægning er som udgangspunkt historiske oplysninger, mens der i forbindelse med en V2-kortlægning oftest er gennemført en fysisk forureningsundersøgelse, hvor der er konstateret en forurening. Fyld- og lossepladser er dog ofte kortlagt direkte på V2 uden at der er foretaget en egentlig forureningsundersøgelse, der kan bekræfte en mistanke om forurening på disse lokaliteter. Det er også det billede, der viser sig, når der ses på den kortlægningsstatus, som de lokaliteter har, der ligger inden for de stofspecifikke afstandskriterier (se Figur 3.6).

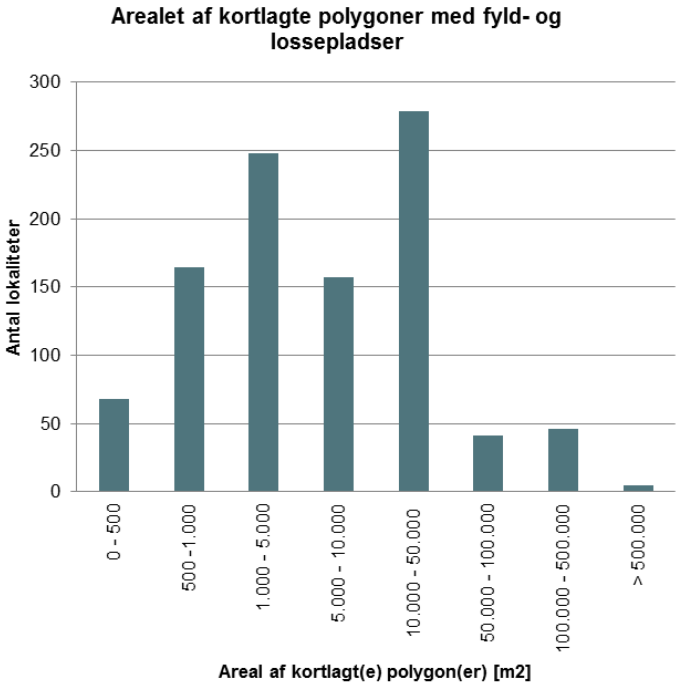
Af de 1.122 lokaliteter, som ligger inden for de stofspecifikke afstandskriterier til nærliggende overfladevand, er således næsten 80 % kortlagt som forurenet på vidensniveau 2.



FIGUR 3.6
FORDELING AF KORTLÆGNINGSSTATUS PÅ LOKALITETER MED FYLD- OG LOSSEPLADSER INDEN FOR AFSTANDSKRITERIENE TIL NÆRLIGGENDE OVERFLADEVAND

3.2.4 Lossepladsers størrelse

Lossepladser kan have meget forskellig størrelse. Lindhardt (1990) fandt på baggrund af 23 undersøgelser, at større lossepladser typisk har et areal på 20.000- 100.000 m². I Figur 3.7 er fordelingen af arealet af de V2-kortlagte polygoner med fyld- og lossepladser inden for de stofspecifikke afstandskriterier vist. Det fremgår, at der blandt de ca. 1000 lossepladser er ca. 7 %, som er mindre end 500 m² og ca. 10 %, som er større end 50.000 m². Langt hovedparten af lossepladserne har således størrelser mellem disse ekstremer, og medianstørrelsen er på ca. 5.500 m².



FIGUR 3.7
AREALET AF V2-KORTLAGTE POLYGONER MED FYLD- OG LOSSEPLADSER INDEN FOR DE STOFSPECIFIKKE AFSTANDSKRITERIER. PÅ EN LOKALITET KAN DER VÆRE ÉN ELLER FLERE POLYGONER OG AREALET REPRÆSENTERER SUMMEN AF POLYGONER PR. LOKALITET. BEMÆRK AT DER KAN VÆRE ANDRE BRANCHER PÅ LOKALITETERNE, SOM KAN HAVE VÆRET AFGØRENDE FOR STØRRELSEN AF DET KORTLAGTE AREAL.

3.3 Opsamling på undersøgte lossepladser i Region Midtjylland og Region Syddanmark

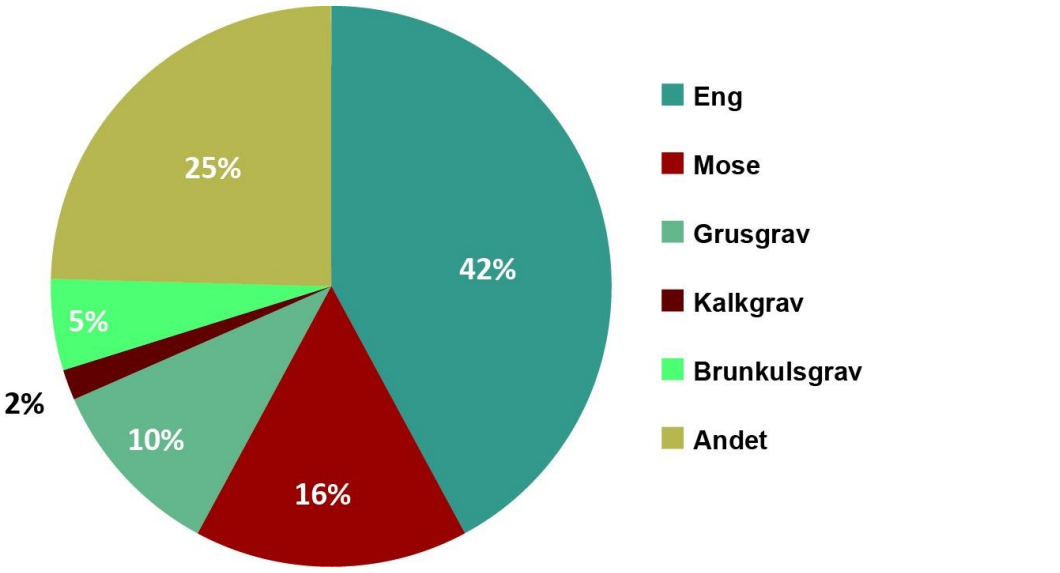
I projektet er der udført en opsamling på lossepladser fra Region Midtjylland og Region Syddanmark. De to regioner har gennemgået eksisterende undersøgelser af lossepladser og samlet nøgleinformation for de enkelte lossepladser (i alt 62 stk.) i dataark (Bilag 3). Formålet med opsamlingen har været at:

- identificere lossepladser som kunne anvendes til to konkrete feltundersøgelser
- skabe et overblik over typiske karakteristika for lossepladser, som kan anvendes i den senere opdeling i lossepladstypologier (Kapitel 4).

Undersøgelsen er ikke landsdækkende, men det er vurderet, at den giver et godt samlet billede af lossepladser, da ca. 50% procent af alle lossepladser i Danmark er beliggende i de to regioner. Samtidig repræsenterer de to regioner geologiske og regionale forskelle. Lossepladserne er udvalgt af regionerne - dels på baggrund af lossepladsernes afstand til overfladevand, og dels på baggrund af undersøgelsesniveau. Der var ved udvælgelsen og beregningen af afstand mellem losseplads og vandløb ikke taget hensyn til, om der var tale om et målsat vandløb (dette er dog kun af betydning for 8 af de 62 udvalgte lossepladser). På baggrund af disse forskelle er statistiske resultater vedr. lossepladsernes afstand til overfladevand ikke rapporteret i dette afsnit. Der henvises i stedet til Figur 3.4.

Lossepladsernes beliggenhed og hydrogeologi

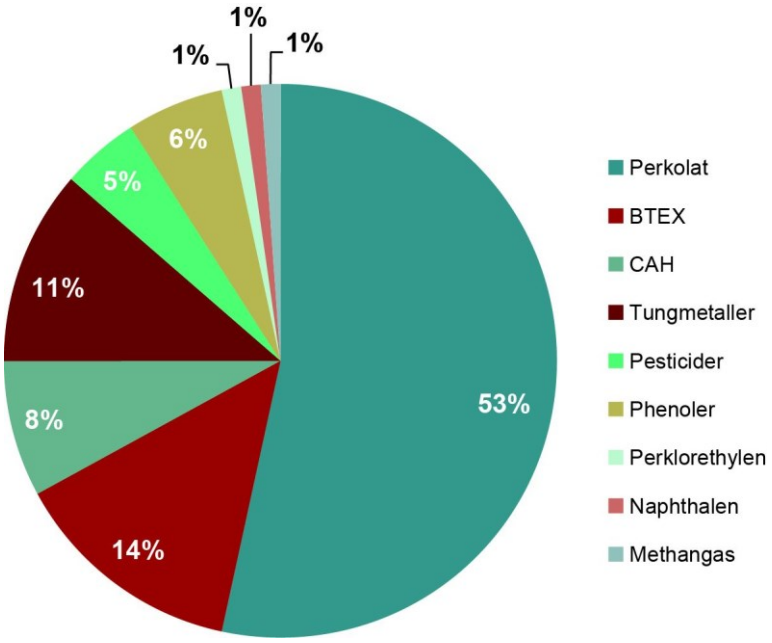
En meget stor del af de udvalgte lossepladser er beliggende i områder, som kan betegnes som vådområder (Figur 3.8). Dette er ikke overraskende, da der er udvalgt pladser med kort afstand til overfladevand, og dermed adskiller udvalget af lossepladser sig fra tidligere undersøgelser, hvor gamle grusgrave var meget hyppigt forekommende (Jørgensen og Kjeldsen, 1995; Lindhardt, 1990). Dette betyder også, at egentlig statistisk bearbejdning af datasættet ikke er så relevant i forhold til at belyse en generel trend for lossepladser. På baggrund af den hyppige beliggenhed i vådområder er det lidt overraskende, at vandspejlet ved lossepladsen kun i 26% af lossepladserne er placeret oppe i fyldet.



FIGUR 3.8
GAMLE LOSSEPLADSERS BELIGGENHED BELYST FOR 62 UDVALGTE LOSSEPLADSER I REGION MIDTJYLLAND OG REGION SYDDANMARK.

Lossepladsernes alder, undersøgelser og kildestyrke
Lossepladserne i denne rapport er alle anlagt før 1974, og en betydelig del er etableret i perioden 1950 til 1970. Alderen i dag er derfor for mange lossspladser 50-60 år, og mange undersøgelser daterer sig mere end 20 år tilbage. Dette betyder, at kildestyrken formodentlig er svækket i forhold til de oprindelige undersøgelser. Thomsen et al. (2012) viste for Risby losseplads en faldende tendens ved sammenligning mellem kemiske analyser for chlorid, ammonium og kemisk iltforbrug (COD) i perioden 1986 til 2009. Jørgensen og Kjeldsen (1995) viste også en svagt faldende kildestyrke i forhold til lossepladsens alder.

Der er ved ca. halvdelen af lossepladserne anført forurening med perkolatparametre. Det er lidt overraskende, at det ikke er anført ved flere lossepladser, men det kan skyldes, at fokus i undersøgelserne har været på at påvise forurening med miljøfremmede, organiske stoffer. De øvrige parametre, som er påvist, er en række miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller. Der er ikke lavet en opsamling på kildestyrkerne for de udvalgte lossepladser, da det ikke var en del af projektets formål. Der henvises til Jørgensen og Kjeldsen (1995) for en generel vurdering af kildestyrken (se Kapitel 4).



FIGUR 3.9
TYPER AF PÅVIST FORURENING VED UDVALGTE LOSSEPLADSER I REGION MIDTJYLLAND OG REGION SYDDANMARK.

Lossepladsers størrelse, volumener og fyldhøjder
De 62 udvalgte lossepladser i de to regioner har typisk et areal på ca. 25,000 m², men dette tal dækker over meget store forskelle fra den mindste (275 m²) til den største plads (586.000 m²). Lossepladsernes arealer passer derfor fint med data fra det landsdækkende udtræk (Figur 3.7). Fyldhøjderne er ofte anført som maksimale fyldhøjder, så en fyldhøjde på 20 m kan dække over store forskelle. De udvalgte lossepladser har fyldhøjder fra 1 m til 20 m, som svarer fint til maksimale fyldhøjder anført i Jørgensen og Kjeldsen (1995) på 2-25 m. De samme variationer gør sig gældende for volumenet af lossepladser, som - hvis den er anført - typisk er anslået på baggrund af fyldhøjde og areal.

4. Konceptuel model for lossepladser

4.1 Typologier

Det er hensigtmæssigt at fokusere på, hvordan lossepladserne er anlagt, og på de hydrogeologiske forhold i forhold til risikovurdering overfor overfladevand. I Ejlskov et al. (1998) blev der udviklet 4 hovedtyper af lossepladser i forhold til risikovurdering over for grundvandsforurening. Med udgangspunkt i dette arbejde og en klasificering af danske overfladevandstypologier (Miljøstyrelsen, 2004; Dahl et al., 2007) er der opstillet 6 lossepladstypologier til risikovurdering af lossepladser over for overfladevand.De nye lossepladstypologier har deres primære fokus på overfladevand og er ikke en erstatning fra tidligere hovedtyper, som var udviklet i forhold til påvirkning af grundvand.

Hovedformålet med typologierne er at fremhæve karateristika, så der kan foretages en indledende vurdering af, om en losseplads udgør en potentiel risiko for overfladevand. Der er lagt vægt på at begrænse antallet af typologier, så det bliver overskueligt, men det betyder selvfølgelig, at alle varianter af lossepladser og lokale forhold ikke er dækket ind.

4.1.1 Placering af lossepladser

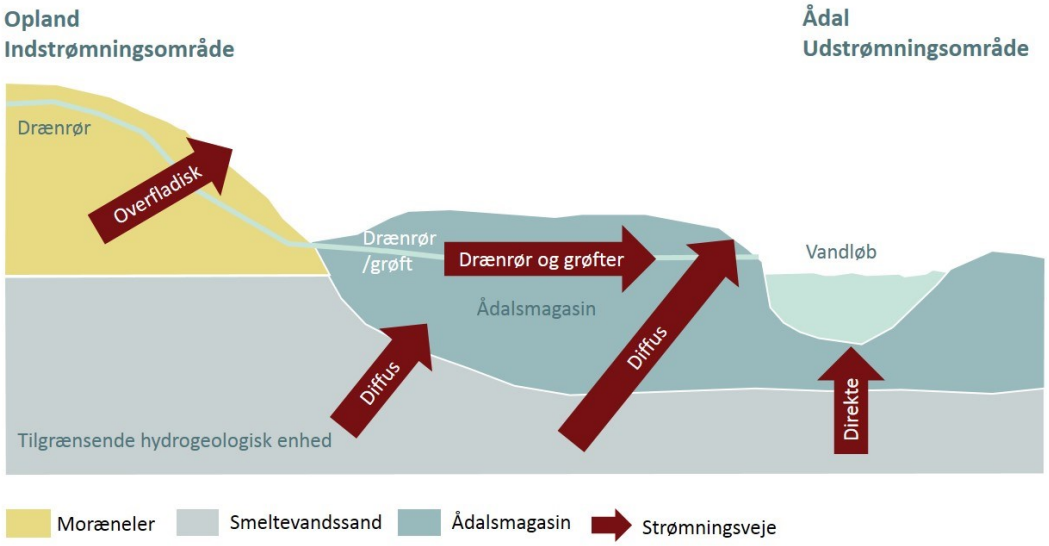
Afstanden til overfladevand er vurderet til at være helt afgørende, så på det område adskiller lossepladserne sig ikke screeningsmæsigt fra andre forurenede grunde. Tidligere undersøgelser viser, at gamle lossepladser ofte er anlagt i gamle grusgrave, men noget tyder på, at lossepladser i gamle grusgrave er mindre almindelige for lossepladser tættere på overfladevand (Figur 3.8) end det generelle billede. Andre typiske placeringer er tørvehuller, mergelgrave, moseområder, kalkgrave og generelt i vandlidende områder.

Placeringen tæt ved vandløb er meget typisk, og her er deponeringen af affald ofte startet i et tørvehul (fx Risby Losseplads, Thomsen et al., 2012), på en skråning ned mod vandløbet (Mågevej Losseplads), på et engareal (Lilleskovvej Losseplads) eller bare på et vandlidende område (Grindsted Losseplads, Bjerg og Kjeldsen, 2010;Vejen Losseplads, Kjeldsen, 1991). Områdernes vandlidende karakter skyldes ofte vandstandsende jordlag, så området har været forsøgt drænet inden lossepladsen er anlagt. Derfor vil der ofte være drænrør under fyldet. I andre tilfælde er der efterfølgende anlagt drængrøfte for at lede perkolatforurenet vand bort (Vejen Losseplads, Kjeldsen, 1991).

4.1.2 Danske ådalstypologier

Der er udført en meget systematisk klassificering af danske ådalstypologier for at vurdere grundvand-overfladevand interaktion (GOI) og betydningen for nitratreduktion (Miljøstyrelsen, 2004). Der arbejdes med ådalstyplogier på 3 skalaer:

Opdelinger på de tre skalaer sker i form af landskabstyper, hydrogeologiske ådalstyper og strømningsvarianter (Miljøstyrelsen, 2004). Landskabstyperne opdeles overordnet i hedesletter og morænelandskaber, mens de hydrogeologiske ådalstyper afspejler kontakten mellem grundvand og overfladevand, herunder om kontakten er lokal eller regional. Strømningsvarianterne er særlig relevante for lossepladserne, da de belyser udsivningen på lokal skala (0,01-1 km). Der skelnes mellem 4 forskellige strømningsveje gennem ådal til overfladevand, som det er vist på figur 4.1.



FIGUR 4.1
STRØMNINGSVEJE GENNEM EN ÅDAL TIL OVERFLADEVAND PÅ EN 10-1000 M SKALA. MODIFICERET FRA DAHL ET AL. (2007)

4.1.3 Typologier for lossepladser

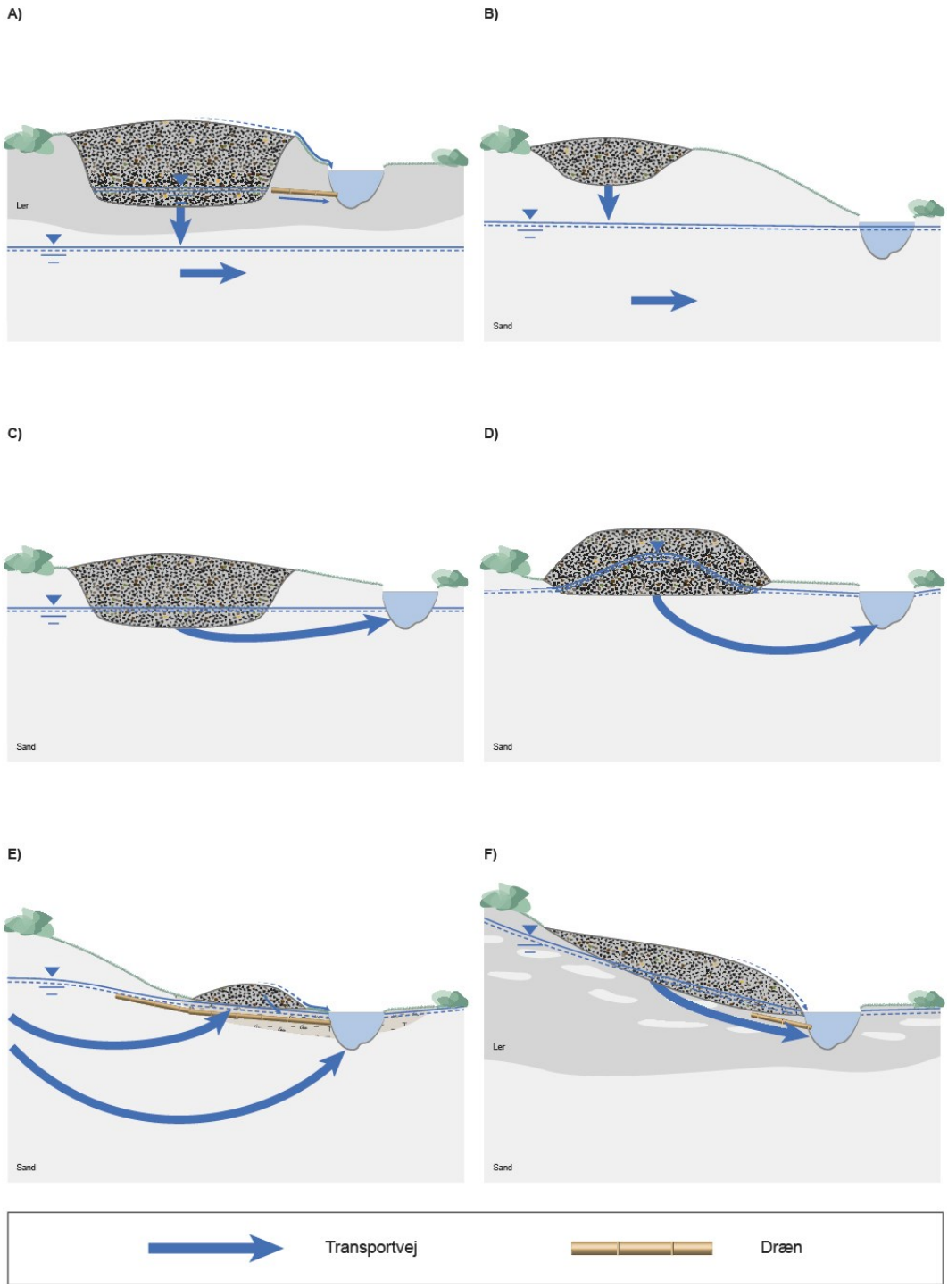
Ved en kombination af de typiske placeringer af lossepladser og inspireret af de beskrevne ådalstypologier foreslås det at opdele lossepladser i 6 hovedtyper:

A: En losseplads i umættet zone med hængende vandspejl i bunden (fx tidligere lergrav).
B. Tør eller bakkeformet losseplads i umættet zone og ofte i betydelig afstand fra vandløb.
C: En våd losseplads i et sandmagasin (fx en gammel grusgrav)
D. En våd losseplads i et sandmagasin med forhøjet grundvandsspejl i lossepladsen (mound)
E. En losseplads på et engareal i et udsivningsområde til et vandløb
F: En losseplads i moræneler tæt ved et vandløb (typisk på en skråning).

Opdelingen er ikke stringent i forhold til forekomsten på en hedeslette (smeltevandsaflejring) eller et morænelandskab. Losseplads type B, C, D og E er mere almindelige på vest for israndslinjen ved sidste istid, mens F er en typisk losseplads i et morænelandskab på Sjælland. Der er dog mange undtagelser fra denne grove opdeling. Der kan være lokale sandmagasiner i morænelandskaber så fx lossepladstype C og D kan illustrere en losseplads i et lokalt sandmagasin. På Sjælland ved Roskilde og Lynge er er der fx flere steder klynger af lossepladser i gamle grusgrave.

Typologierne er af gode grunde ikke repræsentative for alle lossepladser, men er tænkt som inspirationskilde, når der foretages en indledende risikovurdering. Der er ikke afstande eller dybder på figurerne, men generelt er figurerne tegnet med overhøjde for at give plads til detaljer omkring transportveje.

Risikoen for påvirkning af overfladevand vil for de enkelte lossepladser afhænge af kildestyrken, typen af stoffer, afstanden til overfladevand og fortyndingen i overfladevandet. For vandløbet vil fortyndingen afhænge af vandløbets størrelse (Afsnit 4.5). Desuden vil der være en række lokale forhold for de forskellige typer af lossepladser, som er svære at generalisere. Det gør sig især gældende for lossepladser beliggende tæt på vandløb, da vådområder ofte er stærkt modificerede, fx som følge af lossepladsens tilstedværelse



FIGUR 4.2
STRØMNINGSVEJE GENNEM EN ÅDAL TIL OVERFLADEVAND PÅ EN 10-1000 M SKALA. MODIFICERET FRA DAHL ET AL. (2007)TYPOLOGIER FOR LOSSEPLADSERS UDSIVNING TIL VANDLØB . HVIS DER ER ANGIVET DRÆN PÅ FIGUREN KAN DE LEDE VAND DIREKTE TIL VANDLØBET (A, F OG G). TEGNINGERNE ER IKKE MÅLFASTE.

4.2 Kilde

Det er vanskeligt at finde fællestræk relateret til affaldet og størrelsen for gamle lossepladser i forhold til at vurdere deres påvirkning af overfladevand. Gamle danske lossepladser har som allerede nævnt meget forskellig arealer, fyldhøjder og volumener, så en opdeling efter størrelse giver fx ingen mening. Der er også meget store variationer i affaldets sammensætning, så en systematisk opdeling i gamle lossepladser efter affaldstyper er heller ikke realistisk. Der er dog en række fællestræk for lossepladser som forureningskilder, som vil blive trukket frem.

Gamle lossepladser har ofte været benyttet over en lang årrække med forskellige driftsforhold. På større lossepladser har der været en form for driftspersonale, så affaldet ikke er placeret helt tilfældigt. I mange tilfælde har husholdningsaffald og bygningsaffald være placeret i forskellige dele af lossepladsen (Kjeldsen, 1991; Thomsen et al. , 2012; Kjeldsen et al., 1998), så de forskellige dele af lossepladsen kan have meget forskellig perkolatkvalitet. Det gør sig også gældende for decideret kemisk affald, der på en række lossepladser er deponeret i specikke områder. I praksis betyder dette, at lossepladser er karakteriseret ved en meget stor heterogenitet med hensyn til sammensætning af perkolat.

4.3 Relevante stoffer og kildestyrke

De relevante stoffer, som findes i lossepladser, opdeles ofte i miljøfremmede organiske stoffer, tungmetaller og "klassiske" perkolatparametre. Perkolatparametrene er fortrinsvis organisk stof og en lang række uorganiske stoffer såsom chlorid, kalium og ammonium (Tabel 4.1).

Den mest omfattende danske undersøgelse af de relevante stoffers variation er gennemført af Jørgensen og Kjeldsen (1995), som har gennemgået 65 gamle lossepladser. De har etableret en database med koncentrationer af hyppigt forekommende stoffer, der danner baggrund for anbefaling af stoffer og koncentrationer til Miljøstyrelsens screeningsværktøj for lossepladser (se kapitel 7).

TABEL 4.1

TYPISKE KOCENTRATIONER AF PERKOLATPARAMETRE VED DANSKE LOSSEPLADSER MG/L (BASERET PÅ MIDDELVÆRDIER FRA JØRGENSEN OG KJELDSEN, 1995).

Perkolat-parametre	Typiske koncentrationer (Jørgensen og Kjeldsen, 1995)	Overfladevands-kvalitetskriterium (Miljøstyrelsen, 20013b)	Ratio
Chlorid	360	250	1,4
Bromid		-	-
NVOC	82	4	21
Opløst Fe	76	0,1	760
Calcium	280	-	-
Natrium	210	-	-
Kalium	140	-	-
Magnesium	60	-	-
Sulfat-S	50	83	0,6
Opløst mangan	3,5	0,15	23
Ammonium-N	86	0,05	1720

I forhold til truslen mod overfladevand er forekomsten af organisk stof, ammonium og jern særligt interessant, da de alle er iltforbrugende ved udsivning til overfladevand. Ammonium, jern, en række tungmetaller, samt specifikke miljøfremmede stoffer har også en direkte toksisk effekt, som er afspejlet i kvalitetskriterierne. Organisk stof, uorganiske stoffer, herunder ammonium forekommer ved lossepladser i høje niveauer (mg/l), hvilket adskiller dem fra de specifikke miljøfremmede stoffer. Påvirkning af grundvand relateret til disse stoffer har generelt ikke været medtaget i større omfang ved vurdering af grundvandsrisikoen, da disse stoffer også forekommer i betydende koncentrationer i grundvand eller forholdsvist hurtigt bliver omsat/udfældet nedstrøms forureningskilden (organisk stof, Fe(II)).

Miljøfremmede organiske stoffer kan omfatte mange forskellige stoffer (Jørgensen og Kjeldsen, 1995, Baun et al., 2004; Kjeldsen et al., 2002) fx benzinstoffer, chlorerede opløsningsmidler, phenoler, pesticider og farmaceutiske stoffer. Koncentrationsniveauerne vil variere meget, men især benzinstoffer og pesticider er fundet i høje koncentrationer på mange lossepladser.

De typiske tungmetaller, der findes i lossepladsperkolat, er zink, nikkel, kobber, kviksølv, krom, bly og cadmium, men også barium, selen og sølv kan være potentielle kritiske stoffer. Arsen, selen og barium er ikke egentlige tungmetaller, men medtages typisk i opgørelsen af tungmetaller, da de er toksiske grundstoffer.

4.4 Transport og attenuering

Transport er bredt defineret som vandstrømning i umættet zone, grundvand, overfladeafstrømning og i dræn. Der er en lang række processer, der påvirker styrken af lossepladsperkolat – her samlet kaldet attenueringsprocesser. Attenueringsprocesser omfatter ionbytning, udfældning/opløsning, reduktion/oxidation, sorption/desorption og nedbrydning.

4.4.1 Transport

Transportveje fra en losseplads mod overfladevand afhænger af lossepladsens typologi (Figur 4.1). Der er 4 betydende transportveje for en losseplads mod grundvand og overfladevand:

- Umættet transport
- Grundvandstransport
- Overfladeafstrømning/intern afstrømning af perkolat
- Drænafstrømning

Generelt forventes det på grund af lossepladsernes alder, at der har været "tid" til, at forureningen er nået hen til overfladevandet uanset, hvilken transportvej, som er relevant.

Umættet transport mod grundvand har stor betydning for typologi B. Effekten af en dyb umættet zone under lossepladsen er ofte en betydelig attenuering/nedbrydning i den umættede zone (Sjølund Losseplads, Tuxen et al., 2003) af organisk stof og miljøfremmede organiske stoffer. Det er også forventeligt, at der er relativt langt fra lossepladsen til overfladevandet, så der kan ske yderligere dæmpning i grundvandszonen. I forhold til påvirkning af overfladevand forventes typologi B ikke at udgøre et problem.

Grundvandstransport er især betydende for typologi C og D, hvor afstanden fra lossepladsen er meget afgørende for dæmpningen. Spredningen fra en losseplads med typologi D vil være stor, da mounden ofte varierer hen over året, som det er fx er observeret for Grindsted Gamle Losseplads (Bjerg og Kjeldsen, 2010). Kortlægningen af forureningsfaner for lossepladser har vist, at der typisk dannes en sekvens af redoxzoner i grundvandet, som er gunstige for nedbrydningen af de miljøfremmede organiske stoffer (Bjerg et al., 2011), se afsnit 4.4.3.

Overfladeafstrømning eller intern afstrømning i lossepladsen er kun af betydning for lossepladser meget tæt på vandløb. Denne type påvirkning af vandløb vurderes at kunne forekomme ved lossepladser med typologi A, E og F. På grund af lossepladsfyldets heterogene struktur er der mulighed for afstrømning i mere permeable lag ud af lossepladsens sider. Derved bypasses grundvandszonen, så der sker udsivning direkte til overfladevand uden mulighed for tilbageholdelse i fx grundvandszonen. For typologi A kan der ske overfladisk afstrømning, men umiddelbart vurderes det ikke at være særligt betydende. Typologi E er karakteriseret ved, at grundvandet kommer op til terræn ved lossepladsen, så der vil ske overfladisk udsivning af perkolat til engarealet og derfra videre til vandløbet. For en losseplads med typologi F er der ofte en skrånende bund i lossepladsen og vandspejlet følger nærmest det oprindelige terræn, så her er intern afstrømning ofte en meget betydende transportvej (Thomsen et al., 2012).

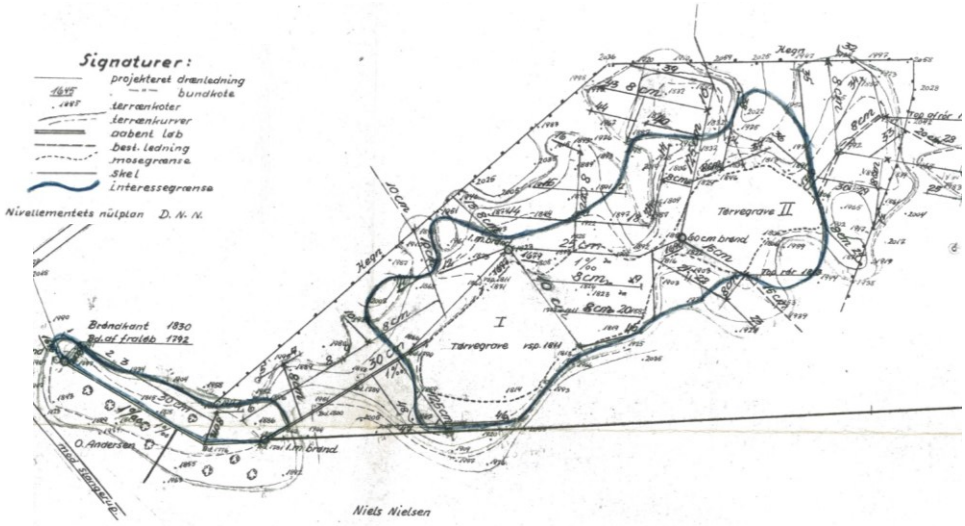
4.4.2 Dræn

Udsivning fra gamle dræn til vandløb kan være betydende ved lossepladser anlagt på vandlidende jorder (typologi A, E og F). Direkte udstrømning via grøfter og dræn betyder, at der ske en hurtigere afstrømning og attenuering vil være mindsket. Drænrør kan enten være bevidst etablerede i forbindelse med eller efter anlægning af lossepladsen, eller tidligere markdræn, der er nedlagt i landbrugsjord, hvorefter lossepladsen er etableret ovenpå.

I det første tilfælde er perkolatdrænene etableret som afværgeforanstaltninger, som leder perkolatet til en brønd, hvorfra det kan opsamles eller ledes videre til en grøft og dermed væk fra lossepladsen. Der er i nogle tilfælde anlagt drængrøfte i forbindelse med eller efter anlægning af lossepladsen for at få perkolatforurenet vand ledt væk. Det var fx tilfælde ved Vejen Losseplads (Kjeldsen, 1991), hvor en kvantificering af perkolatdannelsen viste, at 50% af den dannede perkolatmængde blev afledt til en drængrøft. I forbindelse med opsporing af transportveje er det vigtigt at kortlægge disse drængrøfters udløb. Dette kan gøres ved at inspicere vandløbets brink mod lossepladsen ved lav vandstand.

Gamle markdræn, der er etableret før lossepladsen, kan udgøre en direkte spredningsvej for perkolat til overfladevand. Markdræn vil typisk bortlede en stor del af nedbøren og dermed en væsentlig andel af perkolatet. Dræningen er typisk udført som markdræn i porøse rør, hvor vandet ledes fra jorden og ud i en grøft eller et vandløb. Drænene, der består af hullede rør, nedlægges i marken og forbindes til en samleledning, der enten løber til en grøft, et vandløb eller i nogle tilfælde en brønd (se Figur 4.3).

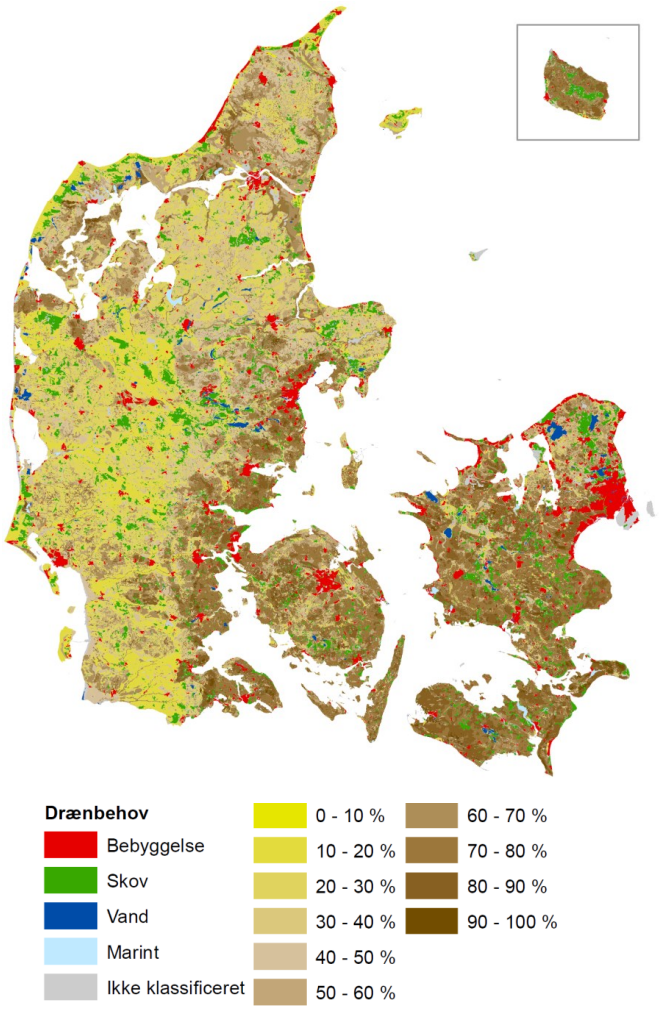
Dræning af lavbundsjorder er typisk sket i forbindelse med udnytningen af engarealer (svarende til type E og F), og disse dræn vurderes at have en begrænset levetid pga. manglende vedligeholdelse. Vedligeholdelse af drænene består typisk af spuling, der fjerner indtrængende rødder og især okker.



FIGUR 4.3
FIGUR 4.3: DRÆNKORT FRA 1956 MED PLACERING AF DRÆN I ET ENGOMRÅDE, HVOR DER HAR VÆRET GRAVET TØRV. MANDERUPGÅRD, SLANGERUP. FRA ORBICONS DRÆNARKIV

Mange sjællandske og østjyske lerjorder blev drænet af Hedeselskabet i 1860-80'erne, og i 1930'erne blev mange såkaldte "lavbundsjorder", dvs moser og enge i ådalene drænet. Problemet med disse markdræn er, at oplysninger om drænenes placering ikke er indsamlet systematisk, og derfor ofte er gået tabt. Interview af lodsejer vedrørende forekomst af dræn kan give vigtige oplysninger. Desuden kan informationer om gamle markdræn i nogle tilfælde indhentes fra Orbicons drænarkiv. Drænarkivet indeholder op mod 30 % af det drænede areal i Danmark (Olesen, 2009). Drænkortene giver oplysninger om drænenes placering på marken og kote (se Figur 4.3). Inden en

eventuel henvendelse til Drænarkivet kan det dog være en ide at konsultere det landsdækkende GIS-kort over det potentielle dræningsbehov, se Figur 4.4 (Olesen, 2009). På baggrund af jordbundskort og oplysninger om terrænhældning er der udarbejdet et landsdækkende GIS-kort, der angiver det potentielle dræningsbehov. Dermed kan sandsynligheden for, at der under en given losseplads befinder sig gamle markdræn, afklares. Kortet er vist herunder og viser med al tydelighed, at sandsynligheden for dræn er størst i de lerede, østdanske jorder og mindst vest og syd for hovedopholdslinjen.



FIGUR 4.4
DRÆNBEHOV OG DERMED SANDSYNLIGHEDEN FOR DRÆN I DANSKE JORDER. GIS KORT UDARBEJDET PÅ BAGGRUND AF JORDTYPER O. A. AF OLESEN (2009). GIS-KORTET KAN REKVIRERES HOS DET JORDBRUGSVIDENSKABELIGE FAKULTET, AARHUS UNIVERSITET.

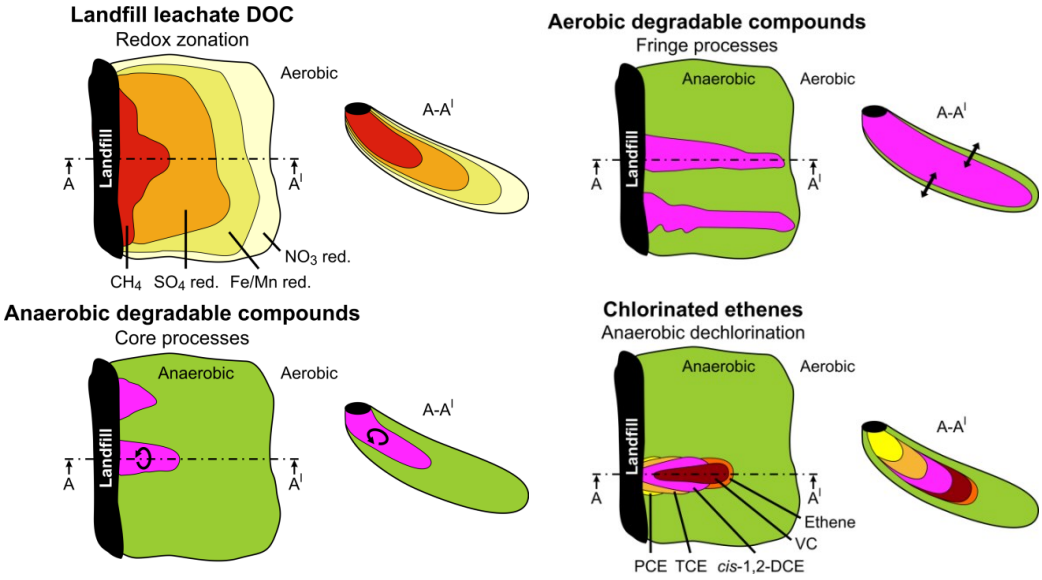
4.4.3 Attenuering af lossepladsperkolat i grundvand

Redoxprocesser (reduktion/oxidation) har stor betydning ved lossepladser, da lossepladsperkolat ofte er stærkt anaerobt (methanogent). Der vil derfor ved udsivning fra lossepladser til grundvand dannes en sekvens af redoxzoner, hvor forskellige elektronacceptorer forbruges ved nedbrydning af det organiske stof (DOC dissolved organic carbon, se Figur 4.5). Udvikling af redoxforhold og metoder til karaterisering af redoxforhold er diskuteret i detaljer i Christensen et al. (2001) og Ejlskov et al. (1998). Redoxforhold ved lossepladser er primært interessante som referenceramme for vurdering af nedbrydningsforhold for miljøfremmede organiske stoffer. Desuden kan de som vist i Tabel 4.2 være af væsentlig betydning for opførsel af fx. ammonium, jern og arsen.

Ammonium dannes typisk ved omdannelsen af husholdningsaffald inde i selve lossepladsen. Ammonium kan tilbageholdes ved ionbytning og kan under iltrige forhold nitrificeres. Der er også tegn på, at ammonium kan omdannes til frit kvælstof under iltfattige forhold ved den såkaldte anammoxprocess, som bl.a. er kendt fra spildevandsrensning og i sedimenter i havet (Rivett et al., 2008; Moore et al., 2011). Jern og mangan kan forekomme i lossepladsperkolatet på reduceret form, men ofte ses der en frigivelse af reduceret jern og mangan ved reduktion af jern- og manganoxider på sedimentet, så koncentrationerne kan være højere i forureningsfanen end i selve lossepladsen.

Miljøfremmede organiske stoffer vil ofte undergå en betydelig nedbrydning under de forskellige redoxforhold, der er dannet på grund af nedbrydning af organisk stof (Bjerg et al., 2011). Det er mest markant for de chlorerede opløsningsmidler, hvor der kan ske en effektiv nedbrydning i selve lossepladsen. Dette afspejles også i de forholdsvis lave kildekoncentrationer, der er rapporteret i Jørgensen og Kjeldsen (1995).

For stoffer, som ikke er nedbrydelige under reducerede forhold, har overgangen mellem iltfattige og iltrige forhold meget stor betydning. Det er vist for phenyxysyre-pesticider, at der sker en opbygning af bakterier, som kan nedbryde disse stoffer netop i denne overgangszone (fx ved Sjølund Losseplads, Tuxen et al., 2006).



FIGUR 4.5
SKITSER AF REDOXFORHOLD OG NEDBRYDNING AF ORGANISK STOF OG MILJØFREMMEDE ORGANISKE STOFFER I FORURENINGSFANER VED LOSSEPLADSER. VENSTRE DEL AF SKITSERNE ER PLANSKITSER AF FORURENINGSFANERNE, MENS HØJRE DEL VISER LANGSGÅENDE, VERTIKALE SNIT. DER ER VIST FLERE FORSKELLIGE FORURENINGSFANER PÅ SKITSERNE, HVILKET ER MEGET KARAKTERISTISK PÅ GRUND AF DEN HETEROGENE AFFALDSSAMMENSÆTNING. PILENE INDIKERER UDVEKSLINGEN I OVERGANGEN MELLEM ILTRIGE OG ILTFATTIGE FORHOLD. FIGUREN STAMMER FRA BJERG ET AL. (2011).

Tungmetaller vil som udgangspunkt ikke være mobile under de forhøjede pH værdier og reducerede forhold, der ofte findes i en losseplads. En del tungmetaller kan udfælde med karbonat (fx bly og kobber) og eller udfælde som sulfider under stærkt reducerede forhold (fx kobber og zink) (Kjeldsen et al. 2002). En undtagelse herfra er arsen, der vil være mere mobilt under reducerede forhold, idet As(III) kun tilbageholdes svagt i reducerede grundvandsmagasiner. I en udstrømningszone ved overgangen til oxiske forhold vil arsen og en række andre tungmetaller udfælde via co-precipitation med eller sorption på jernoxider og være at finde i okkeraflejringer i vandløbsbunden, brinken eller i dræn. Tilbageholdelse i brinker og dræn kan forhindre spredning af tungmetaller til vandløbet, men tungmetallerne vil kunne mobiliseres som kolloider ved stor vandføring eller oversvømmelse af brinken.

I Tabel 4.2 er der givet en oversigt over betydende attenueringsprocesser for perkolatparametre, miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller ved lossepladser. Alle stoffer er omfattet af fortynding, som derfor ikke er medtaget i tabellen.

TABEL 4.2

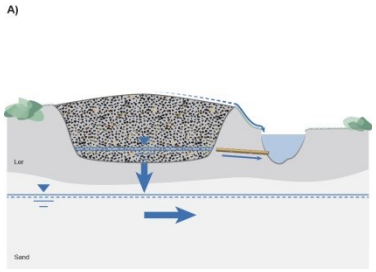
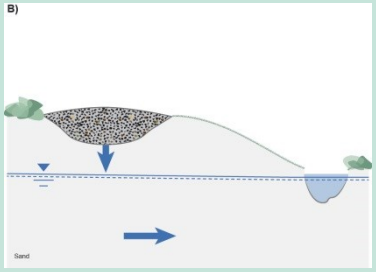
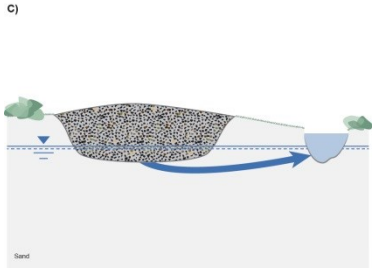
ATTENUERINGSPROCESSER FOR FORSKELLIGE STOFFER I LOSSEPLADSFORURENET GRUNDVAND. +++ MEGET BETYDENDE PROCES; ++ BETYDENDE PROCES; + MINDRE BETYDENDE PROCESS; - IKKE FOREKOMMENDE PROCES

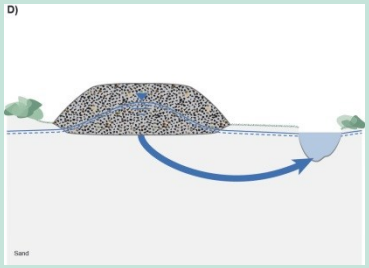
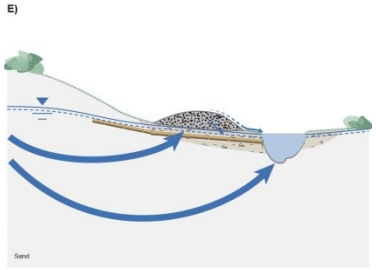
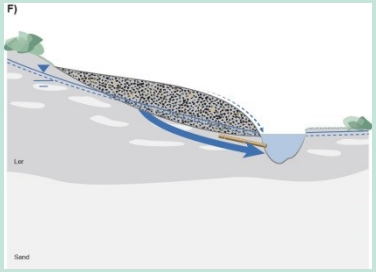
	Attenueringsprocesser i lossepladsforurenet grundvand				
Stof/ Stofgruppe	Ionbytning	Udfældning/ Opløsning	Reduktion/ Oxidation	Sorption	Nedbrydning
Perkolatparametre					
Organisk stof (NVOC)	-	-	-	+	+++
Chlorid	-	-	-	-	-
Ammonium	+++	-	+++	+	-
Opløst jern	+++	+++	+++	-	-
Miljøfremmede organiske stoffer					
Benzinstoffer	-	-	-	+	++
Chlorede opløsnings-midler	-	-	-	+	+++
Pesticider	-	-	-	+	Afhængig af det specikke pesticid
Tungmetaller					
Arsen	-	++ (med jern)	+++	+	-

4.5 Samlet vurdering af typologier og risiko

I tabel 4.3 er der samlet en beskrivelse af risikoen for forurening af overfladevand for de 6 typologier.

TABEL 4.3
VURDERING AF RISIKOEN FOR FORURENING AF OVERFLADEVAND FOR DE 6 TYPOLOGIER (TYPOLOGIER FREMGÅR OGSÅ AF FIGUR 4.2) . DER ER IKKE TAGET HØJDE FOR FORTYNDINGEN I OVERFLADEVANDET VED VURDERINGEN AF PÅVIRKNINGEN, SOM DISKUTERES I AFSNIT 4.5.

Losseplads typologi	Konceptuel model	Påvirkning af overflade-vand	Eksempel
A En losseplads i umættet zone med hængende vandspejl i bunden (fx tidligere lergrav).		Lille risiko. Vær dog opmærksom på dræn	Hejrevej Losseplads, Silkeborg
B Tør eller bakkeformet losseplads i umættet zone og ofte i betydelig afstand fra vandløb.		Lille til moderat risiko. Stor dæmpning i umættet zone. Afstanden til vandløbet er ofte betydelig.	Sjølund Losseplads, Tuxen et al. (2003)
C En våd losseplads i et sandmagasin (fx en gammel grusgrav)		Moderat risiko. Vil være stærkt afhængig af afstanden til overflade-vand	Ribjergvej Losseplads

D En våd losseplads i et sandmagasin med forhøjet grundvandsspejl i lossepladsen (mound)		Moderat risiko. Vil være stærkt afhængig af afstanden til overfladevand.	Vejen Losseplads, Kjeldsen (1991) Grindsted Gamle Losseplads (Bjerg og Kjeldsen, 2011)
E En losseplads på et engareal i et udsivningsområde til et vandløb		Stor risiko for påvirkning af engareal og vandløb. Vær opmærksom på drænafstrømning.	Mågevej Losseplads, bilag 4
F En losseplads i moræneler tæt ved et vandløb (typisk på en skråning)		Stor risiko for påvirkning af engareal og vandløb. Vær opmærksom på drænafstrømning	Lilleskovvej Losseplads, bilag 5; Risby Losseplads, Thomsen et al. (2012)

4.6 Opblanding

4.6.1 Fortynding og attenuering i vandløb, søer og kystvande.

Når det perkolatbelastede grundvand udstrømmer til et vandløb vil en række processer medføre at koncentrationen af forureningsstoffer aftager med afstanden til lossepladsen. Attenueringsprocesser som nedbrydning og sorption vil mindske perkolatkoncentrationen i løbet af transporten til overfladevandet.

Den hyporeiske zone er den overgangszone mellem grundvand og overfladevand, hvor der kan findes temperatur og redoxgradienter. Zonen er dermed særligt reaktiv, og den indgår som et vigtigt skridt i attenueringen af miljfremmede stoffer og metaller i overfladevandet. Nedbrydning af organiske stoffer i den hyporeiske zone er dog stærkt afhængig af opholdstiden og dermed vandløbsbundens permeabilitet (Abe et al. 2009). For tungmetaller vil redox-gradienten betyde, at en række redoxfølsomme elementer vil skifte egenskaber, fx vil arsen blive mindre mobilt ved oxidation af As (III) til As (V). Jern vil ligeledes kunne oxideres og danne okker i vandløbet, som udover at udgøre et økotoksisk problem i sig selv også vil kunne tilbageholde en række tungmetaller ved sorption.

I overfladevandet vil der ske opblanding og dermed fortynding af det udsivende, perkolatforurenede vand. Fortyndingen i de forskellige overfladevandsystemer kan beregnes enten ved hjælp af numeriske eller analytiske modeller. I rapporten "Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenet grundvand" (Miljøstyrelsen, 2014a) er beskrevet, hvordan fortynding kan beregnes for de forskellige overfladevandstyper, og hvordan data, der indgår i beregningerne kan fremskaffes.

Fortyndingen i vandløb sker ved opblanding i vandføringen og koncentrationen vil derfor afhænge af den aktuelle vandføring i vandløbet, som udover variationen i forureningsfluxen, der afhængigt af grundvandstilstrømningen, vil variere over året (Miljøstyrelsen, 2014e).

De øvrige overfladevandsystemer har langt mere kompleks geometrier, og fortyndingen afhænger her af andre faktorer end i vandløbene. Fortyndingen i søer, fjorde og ved kyster afhænger i højere grad af strømningsforhold og vindpåvirkning, hvilket bedst modelleres med numeriske modeller. Fortynding ved åbne kyster kan beregnes med Miljøstyrelsens Dashboard, et værktøj udviklet til de kystnære deponier og som også vil kunne udvides til anvendelse i forbindelse med risikovurdering af lossepladser. I Dashboard er der for et scenarie med en given perkolatbelastning beregnet fortynding for alle danske kyster i et net på 6x6 km (Miljøstyrelsen, 2006). Før søer og fjorde er der i forbindelse med et sideløbende miljøprojekt udført individuelle numeriske fortyndingsberegninger for alle danske fjorde (Miljøstyrelsen 2014f). For vandplanernes ca. 650 målsatte søer, har det for godt 20 % været muligt at opstille specifikke fortyndingsmodeller. For de resterende ca. 80 % er der fastsat en fortyndingsfaktor på 20 til brug for screeningsværktøjet.

Generelt er fortyndingen størst ved kyster, mindre i søer og fjorde og langt mindre i vandløb.

4.6.2 Vurdering af perkolatbelastning (forureningsflux)

I Miljøstyrelsen (2014e) er fortyndingen i vandløb beskrevet ved et analytisk beregningsudtryk, som er baseret på en videreudvikling af opblandingen i vandløb for en punktformig kilde. Det er vist, at den resulterende koncentration i vandløbet kan beregnes under en række forudsætninger med følgende formel:

$C_{vandløb,\ ned} = J/Q$ (4.1)

hvor,
J udtrykker forureningsfluxen
Q er åens vandføring
$C_{vandløb,\ ned}$ er koncentrationen i vandløbet efter fuld opblanding

Formlen gælder ved fuld opblanding som vist på Figur 4.6. Det er også antaget, at der ikke sker en ændring i vandføringen i vandløbet i opblandingszonen, hvilket ikke altid vil være opfyldt for en losseplads, hvor indsivningen kan ske over en lang strækning (flere hundrede meter).

Ved vurderinger og praktiske undersøgelser kan det være interessant at udføre forskellige typer af overslagsberegninger med denne formel på trods af de nævnte forudsætninger. Hvis vi (fx ud fra en måling) kender $C_{vandløb,\ ned}$ og har en vurdering af åens vandføring, kan vi beregne forureningsfluxen fra lossepladsen. Vi kan også bruge formlen til at lave en forhåndsvurdering af vandløbets følsomhed overfor en given forureningsflux. Forureningsfluxen kan vurderes ved hjælp af:

$J = C_{Losseplads} \cdot A \cdot N$ (4.2)

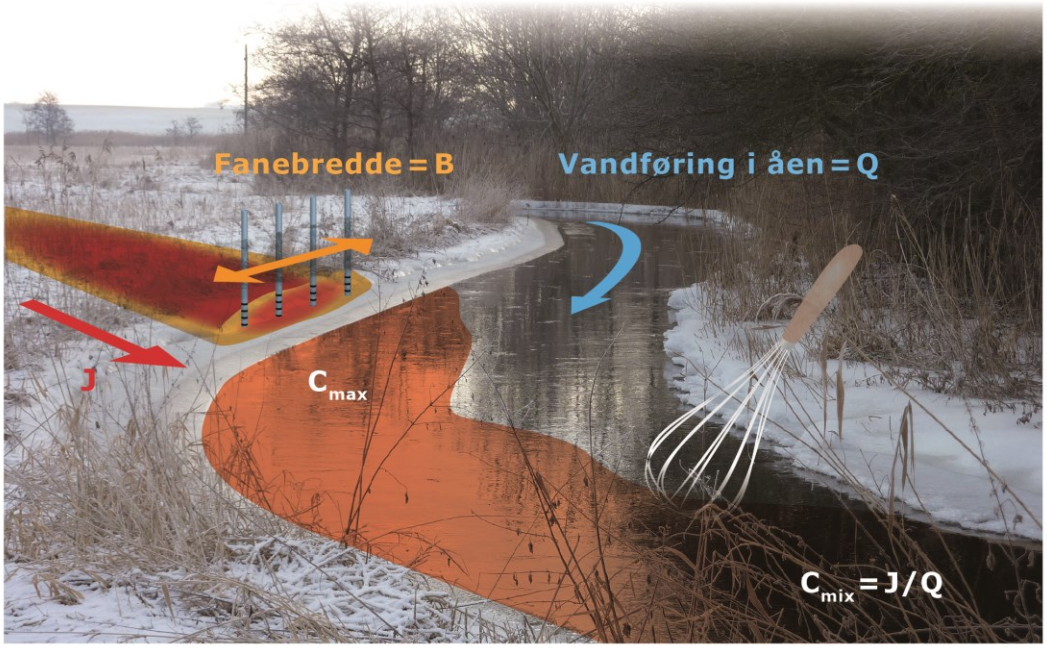
hvor,
A er areal af lossepladsen
N er nettonedbøren i området

Ved brug af denne formel kan den den forventede koncentration i et vandløb estimeres, hvis vandføringen er kendt (se Tabel 4.3). Sådanne simple beregninger kan således bruges til til at danne sig et indtryk af størrelsen af en given forurening. Det kan ske inden feltundersøgelser eller efter udtagning og analyser af vandprøver i åen,.

TABEL 4.3

SAMMENHÆNG MELLEM VANDFØRING, FORURENINGSFLUX OG DEN RESULTERENDE KONCENTRATION I ET VANDLØB FOR ET KONSERVATIVT STOF (FX CHLORID). LOSSEPLADSEN HAR I DETTE EKSEMPEL ET AREAL PÅ 20000 M2 (2 HA) OG NETTONEDBØREN ER 200 MM/ÅR (0,2 M/ÅR). I DET VISTE EKSEMPEL VIL SELV EN MEGET LILLE VANDFØRING PÅ 1 L/S VÆRE TILSTRÆKKELIGT TIL AT BRINGE KONCENTRATIONEN AF CHLORID NED UNDER KVALITETSKRITERIET PÅ 250 MG/L (TABEL 4.1), MEN DETTE VIL SELVFØLGELIG AFHÆNGE AF HVILKET STOF, DER REGNES PÅ.

Kildestyrke i losseplads	Forureningsflux, J	Vandføring, Q	$C_{vandløb,\ ned} = J/Q$
360 mg/l	1440 kg/år	1 l/s	46 mg/l
360 mg/l	1440 kg/år	10 l/s	4,6 mg/l
360 mg/l	1440 kg/år	100 l/s	0,5 mg/l
360 mg/l	1440 kg/år	1000 l/s	0,05 mg/l



FIGUR 4.6
FORTYNDING I ET VANDLØB PÅVIRKET AF EN LOSSEPLADS

4.6.3 Fortyndingsfaktor i et vandløb

Ved feltundersøgelser og efterfølgende kemiske analyser kan koncentrationen af et konservativt stof i et vandløb bestemmes opstrøms ($C_{vandløb, op}$) og nedstrøms lossepladsen ($C_{vandløb, ned}$). Tilsvarende kan kildestyrken i lossepladsen ($C_{losseplads}$) bestemmes eller vurderes ud fra tidligere undersøgelser. Hvis systemet forenklet anskues som en blanding af to vandtyper (Bourg og Bertin, 1993) kan følgende formel opstilles:

$$C_{vandløb, ned} = C_{losseplads} (1-x) + C_{vandløb, op} \cdot x \qquad (4.3)$$

hvor
x er den relative andel af stof fra vandløbet opstrøms lossepladsen
(1-x) er den relative andel af stof fra lossepladsen

Formlen forudsætter, at der ikke tilføres et væsentligt bidrag af stof og vand fra den ikke-perkolatpåvirkede side af åen, hvilket selvfølgelig især kan være en tilnærmelse for uorganiske stoffer. Hvis ligning 4.1 løses med hensyn til x fås:

$$x = (C_{losseplads} - C_{vandløb, ned}) / (C_{losseplads} - C_{vandløb, op}) \qquad (4.4)$$

Hvis x er lig 0,5 er der lige store bidrag fra vandløb og losseplads. Hvis man har lavet disse overslagsberegninger for chlorid, så x er bestemt, kan disse beregninger være nyttige ved forhåndsvurderinger af fx miljøfremmede organiske stoffer. Her vil der ofte ikke være miljøfremmede stoffer i åen opstrøms lossepladsen, så vi får følgende forenklede udtryk:

$$C_{vandløb, ned} = C_{losseplads} (1-x) \qquad (4.5)$$

Hvis fx der er målt 1000 µg/l ved lossepladsen, og man antager, at denne koncentration uhindret strømmer ud i åen, kan den resulterende koncentration beregnes til 10 µg/l ved en x-værdi på 0,99.

Forholdet mellem bidraget fra lossepladsen og bidraget fra åen opstrøms for lossepladsen udtrykker fortyndingen, F, i vandløbet:

$$F = x/(1-x) \qquad (4.6)$$

For Mågevej Losseplads ved Vegen Å (Tabel 4.4, Bilag 4) vil anvendelse af denne formel for chlorid give en F på ca. 100. Dette udtrykker, at der sker en betydelig fortynding i åen, da vandføringen i åen er væsentlig større end vandbidraget fra lossepladsen. For Lilleskovvej Losseplads (Tabel 4.4, Bilag 5) kan F på et et tidspunkt med lav vandføring beregnes til ca. 1,5, så her sker der kun en meget begrænset fortynding i åen.

TABEL 4.4. BEREGNING AF FORTYNDINGSFAKTOR FOR FORSKELLIGE PERKOLATPARAMETRE FOR VEGEN Å VED MÅGEVEJ LOSSEPLADS OG BRÆNDHOLDTAFLØBET VED LILLESKOVVEJ LOSSEPLADS UD FRA FORMEL 4.6. BEREGNINGEN ER FORETAGET I FORHOLD TIL KILDEKONCENTRATIONEN I EKSISTERENDE BORINGER PÅ LOSSEPLADSEN OG MÅLINGER I VANDLØBET.

Perkolat-parametre	Vegen Å	Brændholdtafløbet	Kommentar
Chlorid	138	1,5	Konservativt stof
Calcium	87	1,3	Ionbytning kan påvirke fortyndningsfaktoren --
Natrium	131	0,6	Ionbytning kan påvirke fortyndningsfaktoren -

5. Metoder til undersøgelser af lossepladser

5.1 Erfaringsgrundlag med undersøgelser

Gamle lossepladser var i fokus i amternes forureningsundersøgelser i slutningen af 80'erne og starten af 90'erne. Lossepladserne var genstand for opmærksomheden, da det var store forureningskilder, som ofte var synlige i landskabet og kendt i lokalområdet. Det såkaldte "lossepladsprojekt", som var knyttet til Vejen Losseplads, forløb også i denne periode (Kjeldsen, 1991), og det bidrog til at styrke kvaliteten af amternes undersøgelser. Der blev endvidere udviklet en metodik for undersøgelserne i forhold til grundvand med udgivelsen af en håndbog for "Grundvandsundersøgelser ved fyld- og lossepladser" (Ejlskov et al., 1998), som var en sammenfatning af amternes erfaringer og en række forskningsprojekter ved bl.a. Grindsted Losseplads (Bjerg og Kjeldsen , 2011).

Håndbogen tog udgangspunkt i en klar undersøgelsesstrategi og en opdeling af undersøgelserne i tre faser:

1. Skrivebordsundersøgelser
2. Kildeundersøgelser
3. Grundvandsundersøgelser

Skrivebordsundersøgelsen, fase 1, omfatter udarbejdelse af en regional hydrogeologisk model og en historisk redegørelse for lossepladsen, som fører til en foreløbig model for lossepladsens opbygning, geometri og typer af affald. Fase 2 omfatter en feltundersøgelse af selve lossepladsen, som munder ud i en revideret lossepladsmodel. Fase 3 er en grundvandsundersøgelse, som baserer sig på de hydrogeologiske forhold og den opstillede lossepladsmodel. Centralt for strategien er, at hver fase afsluttes med en risikovurdering, og den endelige undersøgelse fører til en afklaring af, om der er en risiko. Det er vigtigt, da erfaringer viste, at mange undersøgelser af lossepladser førte til monitering p.g.a. af en manglende afklaring af risikoen for grundvandsforurening. Moniteringsprogrammerne var dyre, og i mange tilfælde kom de til at løbe over for lang tid, inden resultaterne blev evalueret.

Undersøgelsesmetodikken vil ikke blive yderligere præsenteret i denne rapport, men der vil blive trukket nogle aspekter frem, hvor der er sket en udvikling. Det vil også blive peget på nogle områder, som har særlig betydning for påvirkning af overfladevand. I kapitel 6 bliver der givet forslag til et koncept for undersøgelser og risikovurdering opdelt i 4 trin.

5.2 Skrivebordsundersøgelser af lossepladser

5.2.1 Formål med skrivebordsundersøgelser

Skrivebordsundersøgelser eller historiske undersøgelser af lossepladser er vigtige for risikovurderingen af lossepladser af to hovedårsager:

- Lokalisering af gamle lossepladser i kortlægningen
- Indsamling af viden om det nærliggende overfladevand

Lokalisering af gamle lossepladser er væsentligt for regionernes arbejde med kortlægning af forurenede grunde. Amternes oprindelige kortlægning af de gamle lossepladser var baseret på kommu-

nernes indberetninger i starten af 1980'erne (Videncenter for Jordforurening, 2012). Det har efterfølgende vist sig, at disse indberetninger ikke omfattede alle gamle lossepladser. Der er senere i kommuner, amter og regioner gjort en betydelig indsats for at opspore yderligere gamle lossepladser ved hjælp af arkivmaterialer og flyfotos. I rapporten fra Videncenter for Jordforurening er det påpeget, at flyfotos fra før 1954 er svære at tolke, og især små lossepladser er vanskelige at identificere. Rapporten peger på, at forhandlingsprotokoller fra sundhedskommisioner og sogneråd kan være meget givtige informationskilder. Region Syddanmark har i deres lokalisering arbejdet med en hypotese om, at alle sogne havde deres egen losseplads, så en kombination af flyfotos og sognegrænser kan være nyttig i en eftersøgningen af gamle lossepladser (Region Syddanmark, 2011).

For risikovurdering af en specifik losseplads er den historiske undersøgelse essentiel, da den kan afklare topografiske og jordbundsmæssige forhold før lossepladsen blev etableret, opfyldningskronologi, afgrænsning og evt. affaldstyper. En besigtigelse af lossepladsen bør udføres som en del af en skrivebordsundersøgelse, men bortset fra dette omfatter denne fase ikke feltarbejde.

5.2.2 Informationskilder for skrivebordsundersøgelser

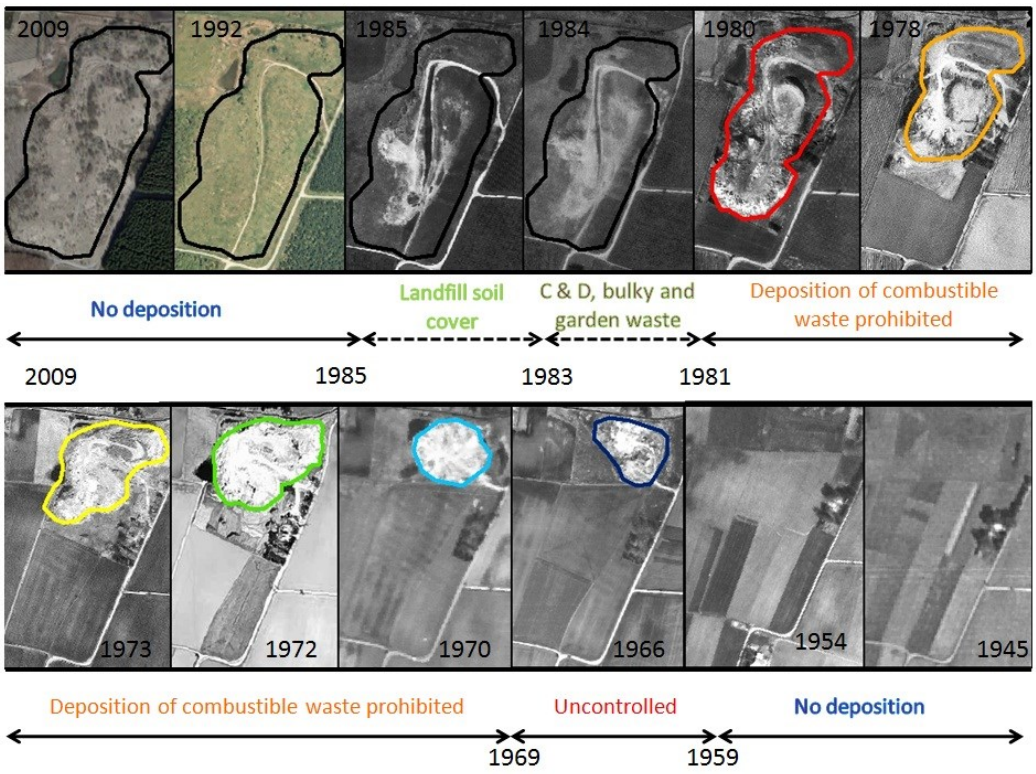
Der er i Ejlskov et al. (1998) gennemgået en række informationskilder til skrivebordsundersøgelsen:

- Kortmateriale
- Fotos, herunder flyfotos
- Arkivmateriale
- Interviews

Udover disse skal det fremhæves, at mange lossepladser er undersøgt tidligere, så der eksisterer ofte undersøgelsesrapporter, som rummer meget viden. Rapporterne har i en række tilfælde også haft fokus også på overfladevand, da de er udarbejdet inden affaldsdepotloven blev erstattet af jordforureningsloven i år 2000. Det var fx tilfælde for Risby Losseplads (Thomsen et al., 2012) og Lilleskovvej Losseplads (Bilag 5), hvor der begge steder er omtalt påvirkning af det nærliggende vandløb i tidligere undersøgelsesrapporter.

Kortmateriale er meget værdifuldt, og med digital adgang til gamle kort er det også blevet billigere at benytte. Kombinationen af kort og flyfotos over tid giver stor indsigt i fx opfyldningskronologi og afgrænsning (se Figur 5.3). Tolkning af gamle flyfotos ved brug af 3-D stereobilleder har vist sig at være meget effektivt (Just et al., 2012), og der er mange muligheder for forbedring af fortolkningen ved anvendelse af GIS. Anvendelsen af arkivmaterialer er meget nyttig, men kan være meget tidskrævende. Interviews med tidligere ansatte, naboer, vognmænd og virksomheder i oplandet er også meget brugbare, men på grund af lossepladsernes alder bliver mulighederne færre og værdien af informationerne svækkes også. Der er i to rapporter (Region Syddanmark, 2013; Videncenter for Jordforurening, 2012) anført detaljerede, nyere erfaringer med de 4 typer af informationskilder, som supplerer erfaringer beskrevet i Ejlskov et al. (1998), så der henvises til en uddybning i disse rapporter.

Formålet med de historiske undersøgelser er bl.a. at få kendskab til de topografiske og jordbundsmæssige forhold før lossepladsen blev etableret. Det er for udsivning til overfladevand særlig vigtigt, da det kan vise mulige transportveje mellem lossepladsen og fx et vandløb i form af dræn, grøfter, ændringer i åløb og kortslutninger på grund af udgravninger. Kortlægning af den oprindelige terrænoverflade er ofte afgørende for strømningsforholdene for lossepladser placeret på skråninger meget tæt på vandløb. Som beskrevet i afsnit 4.4.2 kan det være vanskeligt at skaffe informationer om eksistensen af dræn, men kontakt til lodsejer eller søgning i Orbicons Drænarkiv er mulige informationskilder.



FIGUR 5.3
FLYFOTOS FRA RISBY LOSSEPLADS I PERIODEN 1945-2009. FLYBILLEDERNE VISER TYDELIGT DEPONERINGEN PÅ LOSSEPLADSEN OVER TID OG KAN OGSÅ BENYTTES TIL AT BESTEMME LOSSEPLADSENS GEOGRAFISKE AFGRÆNSNING. TIDLIGERE UDGRAVNINGER (TØRVEGRAVE, GRUSGRAVE) ER OFTE SYNLIGE. PÅ RISBY ER DER FORMODNING OM TØRVEGRAVNING TÆT VED RISBY Å, MEN DET KAN IKKE DEFINITIVT AFKLARES PÅ GRUND AF DEN RINGE KVALITET AF BILLEDET FRA 1945 (THOMSEN ET AL., 2012).

5.2.3 Besigtigelse af lossepladsen

Besigtigelsen af en losseplads er meget væsentlig for at vurdere en losseplads påvirkning af overfladevand. Den udføres i forbindelse med den detaljerede skrivebordsundersøgelse, og vil ofte afsløre væsentlige forhold, som ikke nødvendigvis kommer frem ved en skrivebordsundersøgelse. Tidspunktet for en sådan besigtigelse skal optimalt set repræsentere en worst-case situation. Det kan fx være ved lav vandføring i vandløbet, hvor fortyndingen af evt. udsivende perkolat vil være mindst, eller i en våd periode, hvor direkte transport via dræn vil være dominerende.
De forhold, der skal søges informationer om via besigtigelse er:

- Adgangsforhold og muligheder for feltarbejde
- Lossepladsens afgrænsning
- Afdækning samt øvrige forhold af betydning for vurdering af den lokale nettonedbør.
- Tilstanden af eksisterende boringer (mange lossepladser er undersøgt tidligere, og der står gamle boringer, som kan prøvetages i senere faser).
- Dræn og grøfter (Figur 5.1)
- Tegn på udsivning af lossepladsperkolat (Figur 5.2)
- Vandløbets størrelse, vandføring og generelle fysiske tilstand
- Øvrige kilder til belastning af vandløbet

Der er ved besigtigelsen ikke tale om en undersøgelse. Hovedformålet er at danne sig et overblik over de konkrete fysiske forhold, som kan bruges i de næste faser og identificere særlige forhold.

FIGUR 5.1
DRÆNRØR TIL BRÆNDHOLDTAFLØBET VED LILLESKOVVEJ LOSSEPLADS. DER VAR IKKE OPLYSNINGER OM DRÆN I ORBICONS ARKIVER, SÅ KUN VED EN BESIGTIGELSE BLEV DE TRE DRÆNRØR LOKALISERET.

FIGUR 5.2
OKKERUDFÆLDNING LANGS BRÆNDHOLDTAFLØBET VED LILLESKOVVEJ LOSSEPLADS. OKKERUDFÆLDNINGEN VAR KUN SYNLIG PÅ LOSSEPLADSSIDEN AF VANDLØBET.

5.2.4 Skrivebordsundersøgelser af vandløb

Skrivebordsundersøgelsen af vandløb udgøres af en dataindsamling af allerede eksisterende data om vandløbets fysiske udformning, afstrømning og økologiske tilstand. I forbindelse med risikovurderingen er især vandføringen vigtig, idet denne parameter sammen med forureningsfluxen vil skulle indgå i den endelige risikovurdering af lossepladsens påvirkning ved beregning af den resulterende koncentration og sammenligning med kvalitetskriterierne.

Indsamling af data om vandløb er vanskeliggjort af, at der gennem tiden er indsamlet data af forskellige aktører, og at ikke alle data findes offentligt tilgængeligt. I det følgende er medtaget en række offentlige og private datakilder, som kan give informationer til skrivebordsundersøgelser af vandløb. De forskellige datakilder er præsenteret i det følgende og summeret op i Tabel 5.1.

Størrelse og beliggenhed

Vandløbenes placering og størrelse er angivet i det fællesoffentlige geografiske administrationsgrundlag, FOT, og kan hentes som GIS-teamer. Vandløb omfattet af Vandrammedirektivet er inddelt i 3 typer efter størrelse og bredde. Disse typer er at finde i vandplanstemaet i Miljøstyrelsens sagsGIS.

Vandløbsregulativer

Vandløbets fysiske form, dvs. tværprofiler og bundkote, er beskrevet i vandløbsregulativet, der administreres af og normalt kan indhentes hos kommunen. De angivne tværprofiler og bundkote er dog de såkaldte regulativ-værdier og ikke nødvendigvis de faktiske fysiske forhold i vandløbet, men snarere den geometri som vandløbet skal opfylde efter en eventuel vedligeholdelse. Kommunen vil ofte også ligge inde med data om vandløbets vandføring via såkaldte Q-h-kurver, der angiver vandløbets vandføring i et bestemt punkt ved en given vandstand.

Vandføringens medianminimum

Vandføringen i et vandløb måles i hydrometriske målestationer, der måler vandstanden. Disse drives i nogen tilfælde af kommunen og andre tilfælde af Naturstyrelsen, som indsamler data fra stationerne. Udover tidsserier med vandstand og vandføring er der mange steder lavet såkaldte synkronmålerunder til bestemmelse af vandløbets medianminimumsvandføring. Medianminimumsvandføringen er den vandføring, der underskrides hvert andet år, og den kan derfor bruges som et konservativt, men ikke "worst-case", scenarie til fortyndings- og opblandingsberegninger som beskrevet i Kapitel 4. Medianminimum bruges også i vandplanerne, hvor der stilles krav til størrelsen af medianminimum i forbindelse med vandindvinding i et opland.

Naturstyrelsen har systematisk indsamlet data fra synkronmålerunder og samlet disse i flere GIS-temaer med synkronstationer og tilhørende oplande til brug i vandplanerne. GIS-temaerne er dog ikke fuldstændige og inkluderer en række pseudostationer, hvor medianminimumsvandføringen ikke er målt, men beregnet, bl.a. på baggrund af nærmeste måling (Naturstyrelsen, 2012). De fleste undersøgelser er lavet i 1970'erne og 80'erne, og der bør derfor også tages forbehold for efterfølgende ændringer i vandløbets afstrømnning, fx som følge af ændringer i grundvandsindvindingen i oplandet. Målingerne er i mange tilfælde foretaget af Hedeselskabet, og de findes derfor også i Orbicons arkiver. Kommunale data er ikke nødvendigvis medtaget i denne dataindsamling.

Hvis der ikke er udført synkronmålerunder i det pågældende vandløbssystem, og der ikke findes en medianminimumsvandføring for vandløbet, kan en sådan estimeres ved simpel arealkorrektion på baggrund af andre medianminimumsestimater fra andre nærtliggende oplande (se Bilag 5, hvor dette blev gjort for Lilleskovvej Losseplads). Dette arealkorrigerede estimat er dog usikkert, men giver en størrelsesorden for fortyndingen i vandløbet.

Økologisk tilstand og vandkvalitet

Økologisk tilstand er opgivet som Dansk VandløbsFaunaIndeks, DVFI, som er en indsamling af biologiske parametre med særlig fokus på tilstedeværelsen af organisk materiale og iltforbrug. DVFI-parametrene vil derfor ikke nødvendigvis afsløre påvirkning med miljøfremmede stofffer (McKnight et al, 2010; 2012). Gennem den offentlige arealinformation (Miljøportalen) kan oplysninger om den økologiske tilstand og vandkvalitet hentes som punktmålinger. I samme tema findes oplysninger om vandkemiske målinger foretaget af Naturstyrelsen. De vandkemiske målinger er typisk "spildevandsparametre" som alkalinitet, ammonimum, chlorid, jern, nitrit+nitrat og phosphat. Vandløbenes økologiske tilstand findes også i et GIS-tema tilhørende vandplanerne (se Tabel 5.1), der er noget lettere at aflæse. Datakilderne til dette kort er ikke angivet, men må formodes at være baseret på de samme målinger som i Miljøportalen. I vandplanerne forefindes endvidere oplysninger om konkrete miljømål for vandløb, søer og kystvande og de tilhørende indsatsprogrammer.

TABEL 5.1
KILDER TIL EKSISTERENDE DATA OM VANDLØB

Datakilde	Data	Datatype	Webadgang
FOT	Beliggenhed og bredde	GIS-kort, WMS	www.fotdanmark.dk
Vandløbsregulativer og andre informationer fra vandløbsmyndigheden	Vandføring Dybde Regulativmæssig geometri	Q/h-kurve Tidsserier for vandføring Evt. medianminimumsvandføring	Ingen, indhentes hos kommunen
Miljøportalen	Vandkemi Økologisk status	Punktdata	arealinformation.miljoeportal.dk
Miljøstyrelsen, SagsGIS	Vandløbstypologier Økologisk status Punktkilders placering Målsætning Indhold i indsatsprogram	GIS-kort, WMS	miljoegis.mim.dk/?profile=vandrammedirektiv2013-udkast-2
Naturstyrelsen	Medianminimumsvandføring	Punktmåling fra synkronmålerunder, GIS-kort udarbejdet i forbindelse med vandplanerne.	Ingen, indhentes hos Naturstyrelsen

5.3 Grundvandsundersøgelser

5.3.1 Hydrogeologiske og geofysiske metoder

Hydrogeologiske undersøgelser er en meget central del af undersøgelserne ved lossepladser. I Ejlskov et al. (1998) er der en detaljeret gennemgang af relevante metoder, som derfor ikke vil blive gennemgået her.

Anvendelsen af geofysiske metoder til kortlægning af de geologiske forhold er også diskuteret i Ejlskov et al. (1998). Geofysiske metoder kan også anvendes til afgrænsning af lossepladsens ud-

strækning, hvis koncentrationen af uorganiske salte kan ses som en målbar kontrast i ledningsevnen i forhold de geologiske lag. Typisk anvendes en form for el-log boremetoder eller geoelektrisk profilering på overfladen (fx Multielektrode profilering , MEP).

Der sker også en stærk udvikling i en metode kaldet Time Domain induced polarization (TDIP), som baserer sig på henfaldskurven for en elektrisk spænding som er påført jorden (Gazoty et al., 2012a). Gazoty et al. (2012b) har fx bestemt afgrænsningen af Eskelund Losseplads ved en kombination af elektrisk modstand (el-log) og induced polarization. Kombinationen af de to metoder som kaldes DCIP (Direct Current - Induced Polarization) giver komplementær indsigt i lagfølgen i en boring, og metoden har også et potentiale til at afgrænse forureningsfaner ved lossepladser (Gazoty et al., 2012a).

5.3.2 Vandprøvetagning af grundvand

Vandprøvetagning af grundvand er også belyst i Ejlskov et al. (1998). Den største udvikling er sket i forhold til anvendelsen af dybdespecifik prøvetagning (fx med GeoProbe™), in situ prober og feltanalyser. Det vurderes, at disse metoder med fordel kan anvendes ved bestemmelse af lossepladsers påvirkninger af vandløb

5.3.3 Forureningsflux

Forureningsfluxen er et udtryk for massen af forurening, der flyttes per tidsenhed (fx kg/år), hvilket er et godt mål for den totale forureningsbelastning fra/i et område. Forureningsfluxen bestemmes ofte som den totale mængde af forurening der passerer igennem et kontrolplan vinkelret på strømningsretningen (jf. Figur 4.6). Dette kan fx anvendes til at bestemme den totale belastning ved udvaskning fra punktkilden, eller den totale belastning, der tilføres et vandområde nedstrøms for punktkilden. Hvis der sker en omfattende nedbrydning i grundvandsmagasinet, kan der være en betydelig forskel mellem forureningsfluxen ved kilden og forureningsfluxen til vandområdet. Forureningsfluxen kan bestemmes ved en feltorienteret fremgangsmåde. Der findes forskellige metoder til bestemmelse af forureningsfluxen, som er gennemgået i Miljøstyrelsen (2013a).

Bestemmelsen af forureningsfluxen ved en losseplads er ofte meget krævende på grund af lossepladsens størrelse, den heterogene kilde og de mange forskellige forureningsstoffer. Kjeldsen et al. (1998) udførte en meget detaljeret "kantkortlægning" af forureningsudsivningen ved Grindsted Losseplads, som identificerede en række forskellige forureningsområder i lossepladsen. Ved Sjølund losseplads blev forureningsfluxen bestemt i forskellige afstande fra lossepladsen (Tuxen et al., 2003. Undersøgelsen viste blandt betydelige variationer i den rumlige fordeling i fluxen af især pesticider. Det anbefales derfor kun at igangsætte fluxberegninger baseret på feltmålinger, hvis der er dokumenteret en påvirkning overfladevand.

5.4 Feltmetoder til undersøgelse af lossepladsers påvirkning af overfladevand

I dette kapitel er et udvalg af både kvalitative og kvantitative metoder til undersøgelse af lossepladsers påvirkning af overfladevand beskrevet. Der er er fokuseret på metoder, som har vist sig særligt egnede ved undersøgelser af lossepladser og vandløb. I det parallelle projekt om risikovurdering af forurenede lokaliteter er der en mere generel beskrivelse af koncepter og undersøgelsesmetoder (Miljøstyrelsen 2014a), som der henvises til for yderligere information. Der kan overordnet skelnes mellem metoder, som beskriver udvekslingen mellem grundvand og overfladevand og påvirkningen fra stoffer på overfladevandet (Tabel 5.2).

TABEL 5.2

OVERSIGT OVER METODER TIL MÅLING OG BEREGNING AF VAND- OG STOFUDVEKSLING FOR AT VURDERE PÅVIRKNIG AF OVERFALDEVAND FRA LOSSEPLADSER

Metode	Ide	Vandudveksling	Stofudveksling	Vurdering
Hydraulisk potentiale	Måling af det hydrauliske potentiale i overfladevand og grundvand	Kan benyttes til beregning af vandflux ved brug af Darcys lov	-	Let at udføre og fortolke, da metoden er velkendt
Temperaturmålinger	Målinger af relative temperaturforskelle kan indikere udsivning/indsivning i et vandløb	Kan benyttes kvantitativt til beregning af grundvandsflux	-	Forholdsvis let at udføre og fortolke
Fluxkamre	Måling af indsivende vand til overfladevand	Kan benyttes kvantitativt til beregning af grundvandsflux	Ved måling af koncentrationer i det indsivende vand kan stofudveksling bestemmes	Tidskrævende og en meget lokal måling. Kan kun vurdere indsivning
Vandføring	Måling af vandføring i vandløb	Kan ved opstilling af en vandbalance bruges til vurdering af indsivning/udsivning	-	Forholdsvis let at udføre og fortolke
Stofkoncentrationer i vandløb	Koncentrationsmålinger i vandløb		Kan ved opstilling af en vandbalance bruges til vurdering af indsivning/udsivning af stof	Let at udføre og fortolke. Opstilling af en massebalance er omfattende og forbundet med væsentlig usikkerhed
Vand og stofbalancer	Kvantitative beregninger til belysning af vand og stofudveksling mellem grundvand og overfladevand	Kan anvendes	Kan anvendes	En række forudsætninger skal være opfyldt

5.4.1 Hydraulisk potentiale

Målinger af det hydrauliske potentiale via installering af boringer (piezometre) i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand kan bruges til at bestemme strømningsforholdene i både vandløb, søer og det marine miljø. Metoden udnytter, at strømningen i overgangszonen vil ske fra højere til lavere tryk, hvorved trykgradienten er styrende for strømningsforholdene. Observationer af forskellen mellem det hydrauliske potentiale i overgangszonen og i vandområdet vil dermed kunne bruge til at bestemme strømningsretningen. Et højere hydraulisk potentiale i overgangszonen i forhold til overfladevandet vil resultere i en tilstrømning af grundvand, mens et lavere hydraulisk potentiale i overgangszonen vil føre til udsivning af overfladevand.

FIGUR 5.4
MÅLINGER AF TRYKFORSKEL MELLEM VANDLØB OG PIEZOMETER NEDSAT I ÅEN OG I GRUNDVANDET UNDER ÅEN. FORDELEN VED AT BRUGE DE KLARE PLEXIGLASRØR OGSÅ FOR VANDLØBET ER, AT DET VED EN UROLIG VAND-OVERFLADE ER LETTERE AT BESTEMME VANDSPEJLET.

Ved målinger tæt ved eller under vandløbet er forskellige typer af piezometre velegnede (Figur 5.4). Piezometre er korte rør, der manuelt nedrammes i vandløbsbunden, og de kan bruges til måling af det hydrauliske potentiale og til dybdespecifik vandprøvetagning under vandløbsbunden.

Et eksempel på anvendelse af hydraulisk potentialemålinger i og under et vandløb er beskrevet detaljeret i appendix 1 (Feltundersøgelser ved Grindsted Å) i Miljøstyrelsen (2014a).

5.4.2 Temperaturmålinger

Temperaturmålinger er en hyppigt anvendt metode i forbindelse med bestemmelse af strømningsforholdene i et punkt i overgangszonen mellem grundvand og overfladevand. Screening af strømningsforholdene kræver, at der er en signifikant forskel mellem temperaturen af overfladevandet og grundvandet. Metoden kan dermed med fordel anvendes i de perioder, hvor denne temperaturforskel er størst, dvs. midt på sommeren eller midt på vinteren.

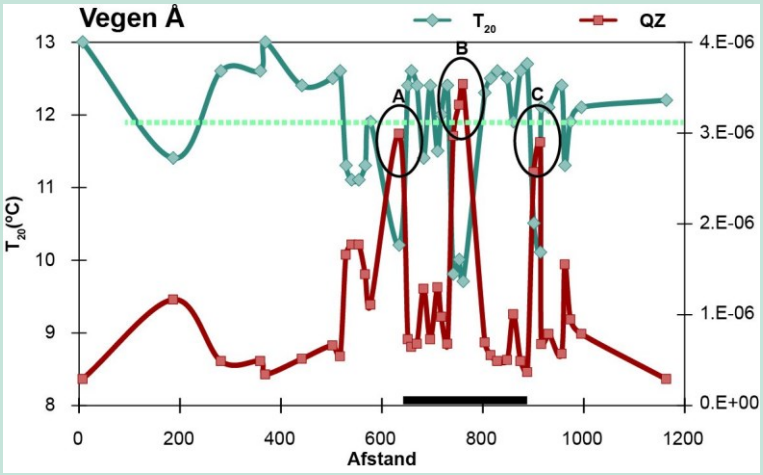
Metoden udnytter den grundlæggende forskellen mellem grundvandets relativt konstante temperatur (ca. 8-10˚C) i større dybde og overfladevandets sæsonpåvirkede temperatur. Ved tilstrømning af en grundvandsflux vil temperaturen af sedimentet om sommeren være relativ kold i forhold til temperaturen i vandsøjlen (omvendt om vinteren) og kun udvise mindre fluktuationer, mens infiltrering af overfladevand vil resultere i mere ens temperaturer i sedimentet og vandsøjlen og dermed større fluktueationer. Det skal dog bemærkes, at resultaterne kan påvirkes af døgnsvingninger (Jensen og Engesgaard, 2011). Der arbejdes meget med metoden forskningsmæssigt og en dybere gennemgang af metoden er ikke en del af formålet med denne rapport, men der henvises til en litteraturoversigt af Rau et al. (2014).

Temperaturmålingerne udføres typisk vha. en sonde med et termometer i spidsen, men andre metoder kan også anvendes. En forholdsvis ny metode anvender optiske fiberkabler til at måle på en længere strækning af vandområdet.

Temperaturmålinger ved Vegen Å og Brændholdtafløbet

Der blev udført temperaturmålinger i det mellemstore vandløb, Vegen Å (Mågevej Losseplads, bilag 4) og i det lille vandløb, Brændholtafløbet (Lilleskovvej Losseplads, bilag 5). Resultaterne viste følgende:

- Systematiske temperaturmålinger for hver 10 m gjorde det muligt at påvise 3 betydende grundvandsindsivningszoner (A-C), hvis længde varierede mellem ca. 20 m til 60 m i det mellemstore vandløb, Vegen Å.
- Temperaturmetoden kan benyttes uafhængigt af vandløbets størrelse, men der var ringe hydraulisk kontakt mellem overfladevandet og grundvandet ved Brændholtafløbet.
- For at kunne beregne grundvandsfluxen, skal temperaturmålingerne foretages i sommer- eller vinterhalvåret, hvor der er størst temperaturforskel mellem overfladevandet i åen og det 8-10 °C kolde grundvand.
- Temperaturmålingerne var lette at udføre, og det anbefales i små og mellemstore vandløb at måle for hver 10 m langs vandløbet for at kunne lokalisere lokale og betydende grundvandsindsivningszoner.
- Undersøgelsen af det mellemstore vandløb, Vegen Å og det lille vandløb, Brændholtafløbet understøtter, at for vandløb bredere end 2 m skal temperaturen måles minimum to steder på tværs af åen for at afdække lokale grundvandsindsivningszoner, da grundvandsfluxen kan variere signifikant på tværs af åen.



FIGUR 5.5
DEN MÅLTE TEMPERATUR I 20 CM'S DYBDE (T20) I BUNDSEDIMENTET SAMMENHOLDT MED DE BEREGNEDE GRUNDVANDSFLUX, QZ, LANGS VEGEN Å VED MÅGEVEJ LOSSEPLADS (MARKERET MED SORT STREG PÅ X-AKSEN). T20 ER VIST MED BLÅT OG QZ MED RØDT. PLACERINGEN AF DE 3 BETYDENDE GRUNDVANDSINDSIVNINGSZONER, HVOR Q_Z OVERSTEG 3*10-6 M/S, ER NUMMERERET A-C. GRUNDVANDSINDSIVNING, Q_Z SVARENDE 3. 3*10-6 M/S PÅ QZ-AKSEN ER FREMHÆVET MED EN GRØN LINJE.

5.4.3 Fluxkamre

Tilstrømmende grundvand kan opsamles direkte via et fluxkammer installeret over et vist areal af overgangszonen mellem grundvand og overfladevand. Princippet i metoden er, at en mængde vand

over tid opsamles over det kendte areal af fluxkammeret, hvormed grundvandsfluxen kan bestemmes.

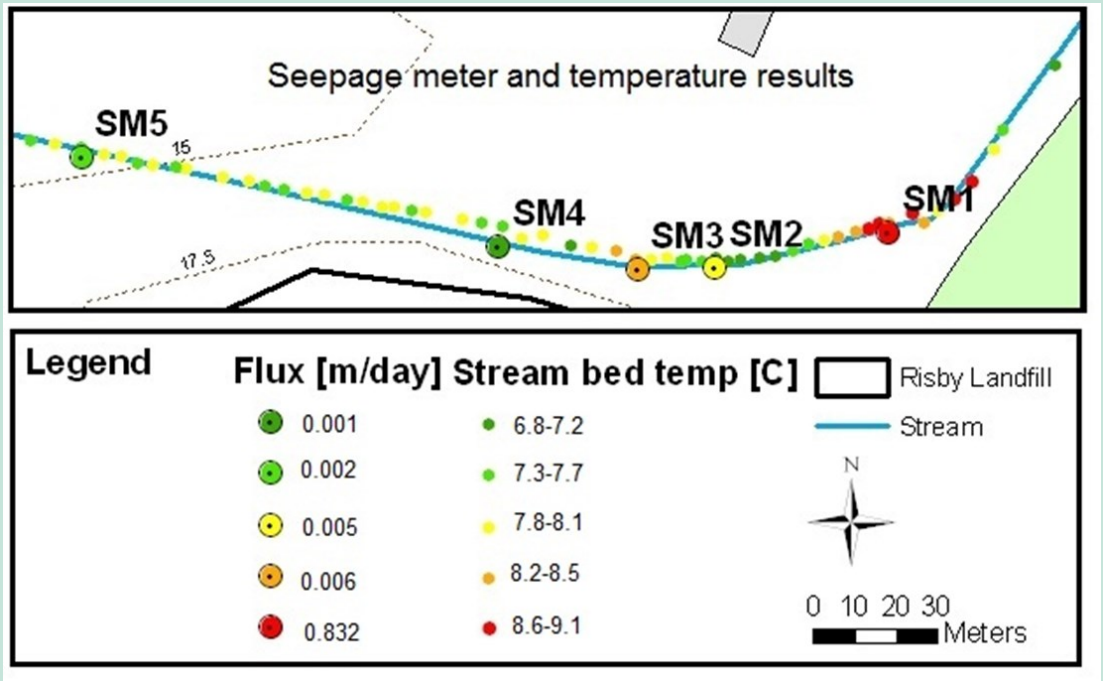
Systemet kan have forskellige udformninger, men består altid af et fluxkammer (fx en halveret tønde), der installeres i sedimentet i vandområdet og om nødvendigt forsegles langs siderne. Til fluxkammeret er der via en slange forbundet en opsamlingspose, hvor tilstrømningen af grundvand eller afstrømning af overfladevand kan moniteres.

Risby Losseplads: Fluxkamre

Ved Risby Losseplads blev indstrømningen af forurenet grundvand til Risby Å undersøgt ved hjælp af flere forskellige feltmetoder (Milosevic et al., 2012; Thomsen et al., 2012):

- Vandføringsmålinger
- Vandkvalitetsmålinger
- Temperaturmålinger
- Fluxkamre

5 fluxkamre (SM = seepage meters) blev installeret i vandløbsbunden og den indstrømmende vandmængde og vandkvalitet blev målt (Figur 5.6). Der var væsentlige forskelle i indsivningen langs vandløbet, og der var kun markant indsivning af grundvand i to af fluxkamrene (SM1 og SM3). Fluxkamrene var velegnede til at dokumentere den direkte indsivning, men var i forhold til temperaturmålinger meget tidskrævende. Fluxkamrene kan i modsætning til temperaturmålingerne, som fungerer bedst i perioder med stor kontrast mellem temperaturen i grundvand og vandløb, give resultater året rundt. Koncentrationsmålinger afslørede, at der på trods af en betydelig grundvandsindsivning ikke er sket en væsentlig tilførsel af lossepladsforurenet grundvand ved SM1, som var placeret umiddelbart opstrøms lossepladsen. Dette dokumenterer, at lossepladsen og ikke andre forureningskilder er hovedårsagen til forringelsen af åens vandkvalitet. Den væsentligste indsivning af lossepladsforurenet grundvand skete ved SM3.



FIGUR 5.6
MÅLINGER AF INDSIVENDE VANDFLUX VED RISBY Å VED HJÆLP AF FLUXKAMRE (SM = SEEPAGE METERS) OG TEMPERATURMÅLINGER. DER ER OVERORDNET EN GOD OVERENSSTEMMELSE MELLEM STRÆKNINGER MED HØJ VANDFLUX OG VURDERET INDSIVNING UD FRA TEMPERATURMÅLINGER (MODIFICERET FRA MILOSEVIC ET AL. , 2012).

5.4.4 Vandføring

Måling af vandføring i overfladevandssystemer foretages generelt i flere punkter langs en længere strækning. Metoden kræver, at der er en målbar strømning i de udvalgte målepunkter, samt at området, der integreres over, kan afgrænses (indløb og udløb), hvorfor måling af vandføring er bedst egnet for vandløb eller søer.

Ved manuelle målinger anvendes der ofte en vingemåler, hvor antallet af propelomdrejninger over tid kan omsættes til en strømningshastighed. Denne strømningshastighed kan via et repræsentativt tværsnitsareal vinkelret på strømningsretningen omsættes til vandføringen i det pågældende område. Ændringen i vandføringen langs en strækning af vandområdet kan tilskrives tilstrømning af grundvand, hvis der langs strækningen ikke er andre kilder til vandbalancen. Udover de manuelle målinger, findes der en række hydrometriske målestationer ved de danske vandløb (jf. kap. 5.2.4), hvor der er måledata for længere perioder, som kan sammenholdes med manuelle målinger på kortere strækninger.

Metodens største ulempe er usikkerheden på vandbalancen. Nedbørshændelser kan i visse områder bidrage betydeligt til vandføringen og dermed til metodens usikkerhed. Det er derfor vigtigt at kunne skelne mellem de forskellige kilder til vandføringen, hvis en repræsentativ grundvandsflux skal estimeres. Dette gælder især, hvis grundvandsfluxen er relativt lav i forhold til de andre komponenter i vandbalancen. En fordel ved metoden er, at den er fleksibel mht. hvilken skala, den anvendes på.

5.4.5 Vandprøver i overfladevand

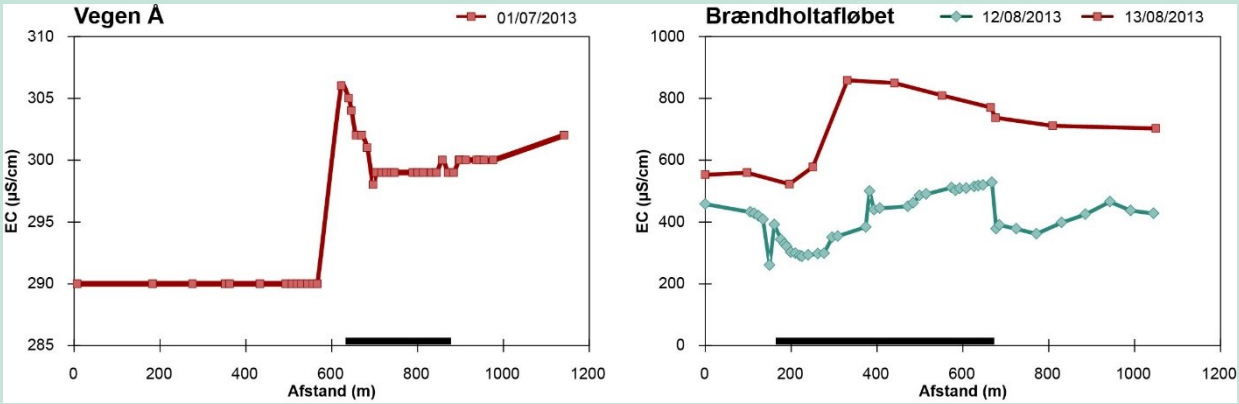
I forbindelse med videregående undersøgelser af en forurenet lokalitet vil overfladevandsprøverne kunne bruges til at målrette indsatsen, da de er relativt let tilgængelige sammenlignet med grundvandsprøver. Det er dog vigtigt, at anbefalingerne for prøvetagning af vandprøver fra NOVA (2003) følges. Her anbefales det blandt andet, at prøvetagningen skal ske fra et frit strømmende profil i vandløbet (uden vandplanter), samt at der er en tilstrækkelig vanddybde, så bundsediment undgås i vandprøven.

Vandprøver i vandløb kan analyseres ved feltanalyser eller sendes til kemisk analyse for relevante stoffer. Da en del af de uorganiske stoffer er lette at analysere for (fx chlorid, ammonium, opløst jern) kan det være fordelagtigt at benytte feltanalyser. Målinger af elektrisk ledningsevne langs vandløbet vil også i nogle tilfælde give en hurtig vurdering af en eventuel påvirkning fra lossepladser, og kan evt. udføres i forbindelse med besigtigelse af lossepladsen. Iltmålinger med elektrode er også anvendt ved fx Risby Losseplads, hvor der i visse perioder blev fundet iltfattige forhold (Milosevic et al., 2012).

Elektrisk ledningsevne

Der blev foretaget målinger af den elektriske ledningsevne (EC) i overfladevandet langs den undersøgte strækning i det mellemstore vandløb, Vegen Å (Mågevej Losseplads) og i det lille vandløb, Brændholtafløbet (Lilleskovvej Losseplads). Undersøgelsen af de to lossepladsers påvirkning af nærtliggende vandløb, viste:

- Det var muligt at påvise en EC stigning i overfladevandet i begge vandløb ud for lossepladsgrundene, 12 µS/cm i det mellemstore vandløb og 85-165 µS/cm i det lille vandløb. Det var dog ikke muligt at lokalisere perkolatforurenet grundvandsindsivningszoner i det mellemstore vandløb, da fortyndingen blev for stor.
- EC situationen i det lille vandløb var stærkt nedbørsafhængig og viste stor variation fra dag til dag (12/8/2013 – 13/8/2013).
- Det var let at udføre EC målinger i de to vandløb, og selv få målinger langs lossepladsbrinken (opstrøms, midtfor og nedstrøms lossepladsgrunden) kan give et hurtigt overblik over, hvorvidt der foregår en perkolatudsivning fra lossepladsen.

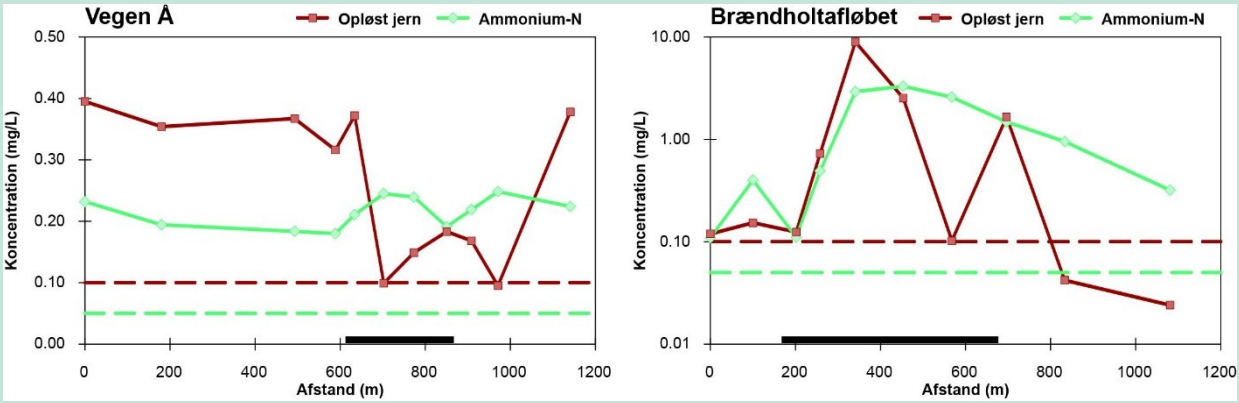


FIGUR 5.7
ELEKTRISK LEDNINGSEVNE MÅLT I OVERFLADEVANDET VIST FOR DEN UNDERSØGTE STRÆKNING LANGS HHV. DET MELLEMSTORE VANDLØB (VEGEN Å) OG DET LILLE VANDLØB (BRÆNDHOLTAFLØBET). DE SORTE STREGER LANGS X-AKSEN ILLUSTRERER STRÆKNINGEN, HVOR LOSSEPLADSEN LIGGER NED TIL ÅEN.

Vandprøvetagning i vandløb

Der blev udtaget overfladevandsprøver for hver 50 m langs de ca. 1200 m lange strækninger startende ca. 600 m opstrøms lossepladsgrunden i det mellemstore vandløb, Vegen Å (Mågevej Losseplads) og ca. 180 m opstrøms lossepladsgrunden i det lille vandløb, Brændholtafløbet (Lilleskovvej Losseplads) til ca. 400 m nedstrøms pladserne. Samtlige prøver blev analyseret for perkolatparametrne chlorid, bromid, NVOC, opløst jern, calcium, natrium, kalium, magnesium, nitrat-N, sulfat-S, ammonium-N og mangan. Undersøgelsen af de to vandløb viste:

- Perkolatparametrene chlorid, NVOC, opløst jern, ammonium-N og natrium havde en koncentrationsstigning i overfladevandet ud for lossepladsarealet i begge vandløb.
- Der blev ligeledes påvist en stigning af calcium, kalium, magnesium og mangan ud for lossepladsgrunden i det lille vandløb (Brændholtafløbet).
- NVOC, opløst jern og ammonium-N oversteg ferskvandskriteriet i begge vandløb; dog var de påviste koncentrationer højest i det lille vandløb, Brændholtafløbet.
- Overfladevandsprøver var lette at udtage, og selv få prøver fra vandløbet (opstrøms, midtfor og nedstrøms lossepladsgrunden) kan give et overblik af vandløbets kemiske tilstand.



FIGUR 5.8
OVERSIGT OVER OVERFLADEVANDSKONCENTRATIONERNE AF OPLØST JERN (RØD) OG AMMONIUM-N (GRØN) PÅ DE UNDERSØGTE STRÆKNINGER I DET MELLEMSTORE VANDLØB (VEGEN Å) OG DET LILLE VANDLØB (BRÆNDHOLTAFLØBET). FERSKVANDSKRITERIERNE BENYTTET I DET NATIONALE SCREENINGSVÆRKTØJ ER LIGELEDES ANGIVET. ALLE KONCENTRATIONER ER ANGIVET I MG/L. DEN SORTE STREG LANGS X-AKSEN VISER, HVOR LOSSEPLADSEN LIGGER NED TIL ÅEN.

5.4.6 Vandbalance og stofbalance

Ved at udtage en prøve opstrøms og nedstrøms forureningsfanens udløb og samtidig kende koncentrationen i forureningsfanen (fra en evt. V2 undersøgelse eller videregående undersøgelse), kan der ved hjælp af den konceptuelle model og vandføringen i vandløbet beregnes, hvor meget forureningen bidrager til vandløbet (se kapitel 4.6.2). Prøverne kan udtages samtidig med en eventuel besigtigelse af den forurenede lokalitet og overfladevandet. Prøvetagningstidspunktet er dog kritisk i forhold til vandføringen i vandløbet. Umiddelbart må det antages, at de højeste koncentrationer i vandløbet vil findes ved den laveste vandføring. Man kan forestille sig, at der også er en variation i forureningsfluxen fx på grund af ændringer i den hydrauliske gradient, så fluxen er større på andre årstider. Dette er ikke dokumenteret ved målinger i vandløb.

Idet forureningsflux og opblandingsforhold varierer over året, skal det understreges, at en prøvetagning og den efterfølgende massebalance kun er egnet til at vurdere størrelsesforhold; det kan ikke gøre det ud for en egentlig risikovurdering.

Vandføringsmålinger kan også bruges til at vurdere grundvandstilstrømningen:

$$Q_{grundvand} = Q_{nedstrøms} - Q_{opstrøms} \quad (5.1)$$

Hvor

$Q_{grundvand}$ er bidraget til vandføringen fra grundvandet (eller dræn)

$Q_{nedstrøms}$ er vandføringen nedstrøms lossepladsen

$Q_{opstrøms}$ er vandføringen opstrøms lossepladsen

Der kan ved en kombination af vandføring og vandanalyser opstilles en massebalance for lossepladsens påvirkning. Hvis det antages, at grundvandsbidraget er det samme fra begge sider af vandløbet, og at der ikke tilføres stof fra den ikke-perkolatpåvirkede side af åen, kan der opstilles følgende stofbalance (Ejlskov et al., 1998):

$$½*Q_{grundvand}\, C_{losseplads} = C_{vandløb,ned} \cdot Q_{nedstrøms} - C_{vandløb,\,op} \cdot Q_{opstrøms} \quad (5.2)$$

hvorved

$C_{losseplads}$ kan bestemmes som

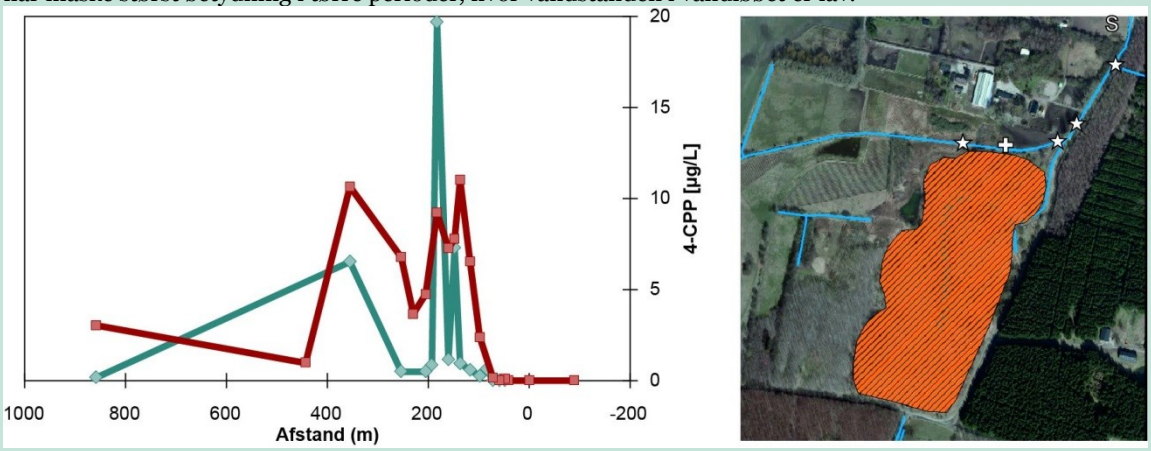
$$C_{losseplads} = 2 \cdot (C_{vandløb,\,ned} \cdot Q_{nedstrøms} - C_{vandløb,\,op} \cdot Q_{opstrøms}) / Q_{grundvand} \quad (5.3)$$

Risby Losseplads: Vandbalance og stofbalance

Ved Risby Å blev der på baggrund af en række forskellige feltundersøgelser opstillet en vand- og massebalance (Milosevic et al., 2012; Thomsen et al., 2012). Der blev sammenlignet to beregningsmetoder til at beskrive vandbalancen og stofbalancen:

- Ændringer i stoftransport i Risby Å ud fra vandføring og koncentrationsmålinger i åen (Figur 5.9)
- Indsivende forurening ud fra målinger af indsivende vandmængde og koncentration i fluxkamre (Figur 5.6)

Resultaterne viste, at de målte stigninger i chlorid og natrium i vandløbet for en stor del kunne forklares ud fra indsivende perkolatforurenet grundvand. For ammonium, organisk stof og phenoxysyrer kunne der kun redegøres for en lille del af den ellers markante stigning i vandløbet ud fra indsivende perkolatforurenet grundvand (Figur 5.9). Det kan skyldes store variationer i indsivningen langs vandløbet på grund af lossepladsens heterogene natur og den komplekse morænelersgeologi ved Risby Losseplads. En anden mulighed er, at der sker en betydelig tilførsel af forurening via dræn og overfladisk afstrømning fra vandhuller mellem lossepladsen og vandløbet. Denne udsivning har måske størst betydning i tørre perioder, hvor vandstanden i vandløbet er lav.



FIGUR 5.9
VENSTRE FIGUR: PÅVIRKNING AF RISBY Å FRA EN PHENOXYSYRE (4-CPP) VED RISBY LOSSEPLADS. DE BLÅ TREKANTER ER MÅLINGER FRA NOVEMBER 2010, MENS DE RØDE FIRKANTER ER MÅLINGER FRA OKTOBER 2009. NULPUNKTET PÅ X-AKSEN ER PLACERET I RISBY Å UMIDDELBART FØR RISBY LOSSEPLADS. HØJRE FIGUR VISER ET LUFTFOTO AF OMRÅDET VED RISBY LOSSEPLADS, HVOR LOSSEPLADSEN ER MARKERET MED ORANGE SKRAVERING. LOSSEPLADSEN HAR LANGS ÅEN CA. EN BREDDE PÅ 150 M. (MODIFICERET FRA MILOSEVIC ET AL., 2012)

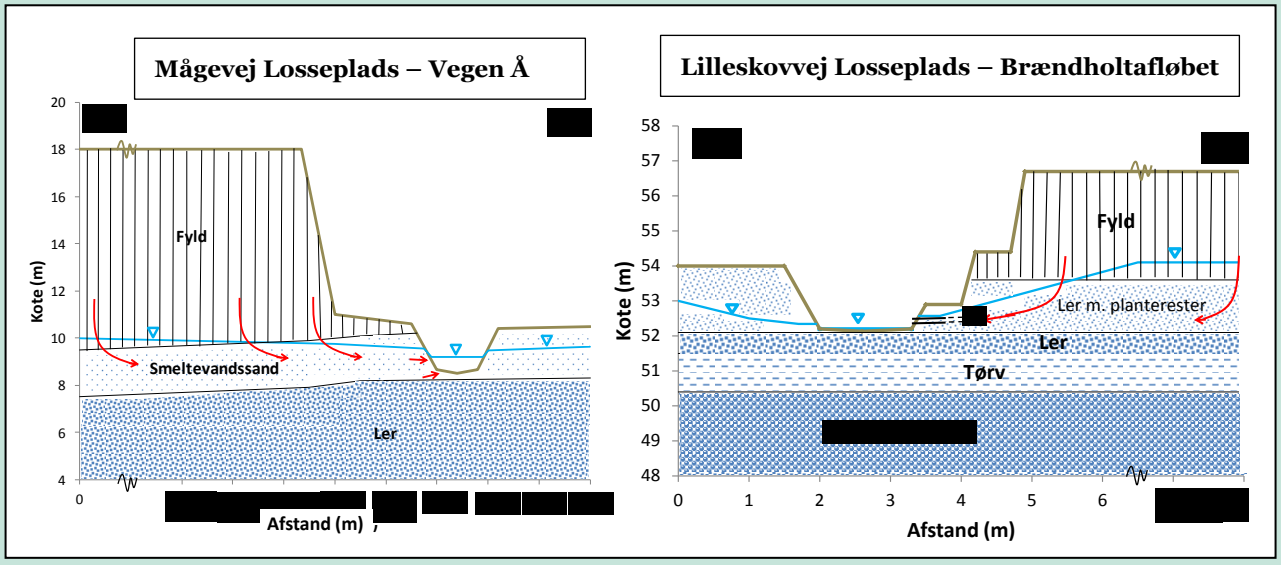
5.4.7 Vurdering af undersøgelser og typologi

I forbindelse med undersøgelser af påvirkning af vandløb fra losepladser anbefales det at vurdere resultaterne i forhold til de opstillede typologier i Tabel 4.3.Ved at foretage denne kategorisering, kan der måske på forhånd være særlig opmærksomhed på specielle forhold fx forekomst af dræn. Ved de to undersøgte losseplader i Bilag 4 og 5 svarer de bedst til typologi E (Mågevej Losseplads) og F (Lilleskovvej Losseplads). Mågevej er placeret på et engareal ned mod Vegen Å, hvor der tilsyneladende sker indsivning fra de omkringliggende arealer. Lilleskovvej er placeret på et areal tæt på Brændholdtafløbet i en morænelersgeologi. Området har sandsynligvis været vandlidende og drænet i ukendt omfang, inden deponeringen af affald begyndte.

Konceptuel model for udsivning til nærtliggende vandløb

Den lokale geologi samt strømningsforhold af det terrænnære grundvand blev kortlagt i området, hvor lossepladsarealerne lå ned til et vandløb. Prøver fra hhv. overfladevand og det vandløbsnære grundvand blev udtaget langs de ca. 1200 m undersøgte strækninger i det mellemstore vandløb, Vegen Å (Mågevej Losseplads) og i det lille vandløb, Brændholtafløbet (Lilleskovvej Losseplads). Samtlige prøver blev analyseret for perkolatparametrene chlorid, bromid, NVOC, opløst Fe, calcium, natrium, kalium, magnesium, nitrat-N, sulfat-S, ammonium-N og mangan. Undersøgelserne viste følgende:

- Ved at sammenholde den lokale geologi med strømningsforhold for det terrænnære grundvand viste det sig, at udsivningen af det forurenede grundvand fra de nærtliggende lossepladsarealer hovedsageligt foregik fra selve brinken over eller under vandoverfladen i åen afhængig af det omkringliggende grundvandsspejl.
- De påviste koncentrationer i de vandløbsnære grundvandsprøver fra hhv. brinken og de betydende indsivningszoner sammenholdt med de påviste koncentrationer i åvandet støttede ligeledes denne antagelse, idet stoftilførslen fra de betydende indsivningszoner ikke alene kunne bevirke den påviste stigning i overfladevandet i det mellemstore vandløb (Vegen Å).
- Grundvandsprøver udtaget fra piezometre nedsat i brinken og i selve vandløbet var tidskrævende, men gav et godt billede af vandkemien samt de vertikale og horisontale strømningsforhold for det vandløbsnære grundvand. Det var ligeledes muligt på baggrund af disse prøver at lokalisere kilden til forureningen af det terrænnære grundvand og overfladevandet, som dannede baggrund for opstilling af den konceptuelle model for udsivningen.

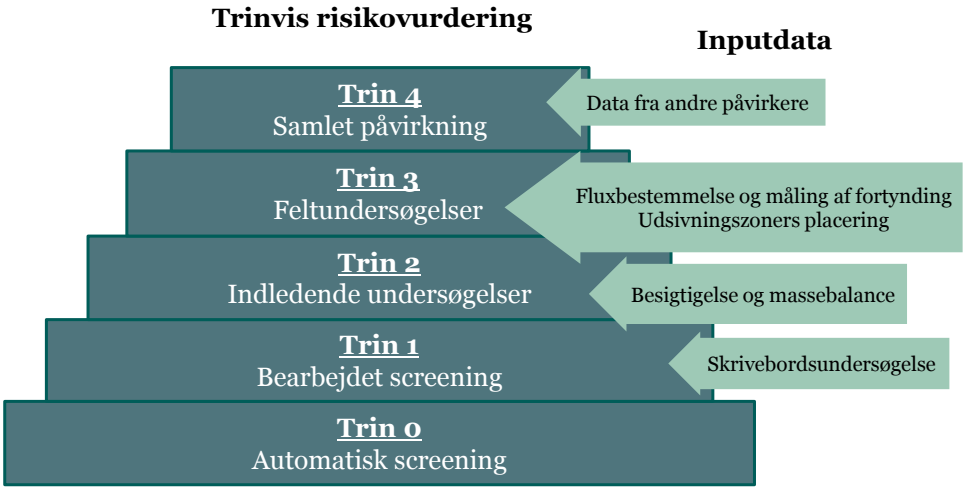


FIGUR 5.10
DEN KONCEPTUELLE MODEL (VIST FRA SIDEN) AF DEN LOKALE GEOLOGI SAMT STRØMNINGSFORHOLD AF DET TERRÆNNÆRE PERKOLATFORURENEDE GRUNDVAND I OMRÅDET, HVOR LOSSEPLADSERNE LIGGER NED TIL VANDLØBENE. DE RØDE PILE ILLUSTRERER STRØMNINGSRETNINGEN.

6. Koncept for risikovurdering

6.1 Introduktion

Risikovurderingen af lossepladsers påvirkning af vandløb bygger på det samme trinvise risikovurderingskoncept, som er udviklet i forbindelse med risikovurdering af jordforureningers påvirkning af overfladevand (Miljøstyrelsen 2014a). Den trinvise risikovurdering bygger på, at risikovurderingen udføres med stigende grader af kompleksitet og mindre konservative estimater for hvert trin. Til de enkelte trin indsamles forskelligt datamateriale, der i de indledende trin består af skrivebordsundersøgelser af eksisisterende data og senere omfatter feltundersøgelser. I forbindelse med hvert trin estimeres en forureningsflux, der på grænsen af en given opblandingszone antages fuldstændigt opblandet i overfladevandet. Den resulterende koncentration sammenlignes med kvalitetskriterierne for overfladevand for de pågældende stoffer, som findes i Bekendtgørelse 1022 om miljøkvalitetskrav for udledning af forurenende stoffer til overfladevand.



FIGUR 6.1
TRINVIS METODE TIL RISIKOVURDERING AF FORURENEDE LOKALITETER DER TRUER OVERFLADEVAND (MILJØSTYRELSEN, 2014A)

6.2 Trin 0 – Automatisk screening

Den automatiske screening udføres med Miljøstyrelsens GIS-baserede screeningsværktøj, som er beskrevet i en særskilt rapport (Miljstyrelsen, 2013g). Lossepladsen er tildelt en forureningsflux, J_{kilde} af modelstoffer (se Kapitel 7), som antages fuldt opblandet i vandløbets medianminimumsvandføring, Q_{medmin}, der stammer fra et datasæt baseret på GIS-data indhentet fra Naturstyrelsen. Herefter sammenlignes med kvailitetskriteriet (jf. BEK 1022) på randen af en administrativt udpeget blandingszone, der for vandløb vil udgøre 10 gange vandløbets bredde (Miljøstyrelsen, 2013).

I screeningsværktøjet er det en forudsætning, at fanebredden er mindre end blandingszonen, for at der kan antages fuld opblanding ved kanten af blandingszonen. Fanebredden for en losseplads vil dog kunne være bredere end den administrative blandingszone, der er fastsat i screeningsværktøjet.

For de stoffer, der ikke er tildelt et kriterie i BEK 1022, er der i forarbejdet til screeningsværktøjet foreslået en række kriterier (Miljøstyrelsen, 2014b). I kapitel 7 beskrives hvilke modelstoffer, tilhørende forureningsfluxe og afstandskriterier, der på baggrund af nærværende rapport, kan indgå i den automatiske screening.

6.3 Trin 1 – Bearbejdet Screening

Den automatiske scrrening giver en liste med lokaliteter, der potentielt truer overfladevand. Disse lokaliteter skal gennemgå en bearbejdet screening, der med relevante data fra den enkelte lokalitet vil kunne kvalificere risikovurderingen. Den bearbejdede screening laves med et webbaseret-værktøj, der udarbejdes af Miljøstyrelsen og som forventes at kunne tages i brug i foråret 2014 jvnf. bekendtgørelse 1552 af 17. december 2013. Til den bearbedede screening er det nødvendigt at iværsætte en skrivebordsundersøgelse for at indsamle relevante data for den pågældende losseplads. Her erstattes de default værdier, som er indarbejdet i screeningen, med lokalitetsspecifikke data, hvis disse kan fremskaffes. Det vil her være relevant især at se på forureningsstofferne og heraf afledte parametre som flux og attenuering, herunder sorption.
De parametre, der vil kunne justeres i den bearbejdede screening er:

For den forurenede lokalitet kan man ændre på forureningsfluxen ved at justere:
- Koncentration
- Nettonedbør
- Areal

For overfladevandet kan følgende parametre justeres:
- Vandføring (for vandløb)
- Fanebredde (for vandløb)
- Dybde, bredde og hældning (for vandløb)
- Fortynding (for søer, fjorde og kyster)

Dette trin af risikovurderingen bygger udelukkende på eksisterende data, og der er således ikke lagt op til undersøgelser og fysisk dataindsamling på dette trin. Data for opblandingsberegningerne i overfladevandet vil til en vis grad skulle valideres, såfremt det er muligt at finde yderligere datakilder, og det er nødvendigt at kontrollere, om de data, der bruges i den automatiske screening, er pålidelige. For vandløb handler det om medianminimumsvandføringsværdien, der bør kvalitetssikres. For hav, fjorde og søer anvendes en numerisk model for opblandingen, der ikke kræver yderligere validering på dette trin, idet fortyndingsberegnnigerne her er konservative og udtrykker en kritisk situation.

I den bearbejdede screening kan DTU's fortyndingsmodel (Miljøstyrelsen, 2014e) for forureningsfaner i vandløb anvendes, da den giver en model for forureningsfanens rumlige udbredelse, hvorved der kan tages højde for lossepladsernes bredere forureningsfaner. Som beskrevet i kapitel 6.2 skal der dog holdes øje med om lossepladsfanens bredde i sig selv overskrider blandingszonen.

Størrelsen af af blandingszonerne for vandløb, søer, fjorde og åbne kyster, der anvendes i den automatiske og bearbejdede screening, er administrativt fastasat (Miljøstyrelsen, 2013).

Da lossepladser er en meget heterogen gruppe af lokaliteter (både i forhold til størrelse, forekomst af forureningsstoffer og disses koncentrationer) i forhold til mange andre typer lokaliteter, vurderes det, at den bearbejdede screening relativt i forhold til andre typer lokaliteter, vil nuancere risikovurdering væsentligt i forhold til den automatiske screening.

6.4 Trin 2 – Indledende undersøgelser

For lossepladser og vandløb vil det være særligt oplagt at udføre en indledende undersøgelse, der omfatter besigtigelse af lokaliteten for at afsøge alle spredningsveje og visuelt vurdere om lossepladsen ser ud til at påvirke overfladevandet. Denne indledende feltundersøgelse kan kombineres med vandprøvetagning i overfladevandet, der ikke kræver særligt feltudstyr.

For at estimere påvirkningen fra lossepladsen i forhold til baggrundsværdierne, kan der i forbindelse med den indledende undersøgelse udtages et begrænset antal vandprøver. Vandprøvetagningen bør udføres på et tidspunkt af året, hvor vandløbets vandføring er mindst muligt påvirket af overfladevafstrømning, og bør ses i sammenhæng med hydrometriske målinger af overfladeafstrømningen i vandløbet.

Efter vandprøvetagningen kan der udføres en overslagsberegning af stoftransporten fra lossepladsen, der sammenlignes med baggrundsniveauet i vandløbet som beskrevet i afsnit 4.6.2. Dette vil give et estimat af, om perkolatpåvirkningen er væsentlig i forhold til de andre potentielle kilder til forurening af vandløbet.

Efter beregninger af perkolatpåvirkningen kan Trin 2 afsluttes med en risikovurdering af, om lossepladsen påvirker vandløbet i væsentlig grad. Hvis risikovurderingen viser, at påvirkningen er væsentlig, vil de indledende undersøgelser være et redskab til udarbejdelse af den konceptuelle model for lossepladsen, der danner grundlag for de videregående feltundersøgelser i Trin 3.

6.5 Trin 3 – Feltundersøgelser

En del af den videregående undersøgelse kan være opsporing af udsivningszoner, som er de steder i vandløbsbunden, hvor det forurenede grundvand strømmer ud i vandløbet. Dette kan gøres ved temperaturmålinger, der identificerer udstrømningszonerne kombineret med målinger af grundvandets koncentration af forureningsstoffer. Forureningsflux kan estimeres ved målinger i brinken eller vandløbsbunden.

Når udsivningszonens udstrækning er afdækket, kan der med udgangspunkt i den analytiske model for opblanding udviklet af DTU (Miljøstyrelsen 2014e) beregnes en opblandingszone i vandløbet, der angiver den afstand fra udsivningszonen, hvor der kan forventes fuld opblanding. Det er vigtigt at medtage informationer om attenuering for de pågældende stoffer, fx fordampning, nedbrydning eller udfældning, alt efter hvilke forureningsstoffer, der er konstateret ved grundvands- og overfladevandsprøver (se Kap 4). For Mågevej Losseplads og Lilleskovvej, som er undersøgt i dette projekt, kan længden af opblandingszonen ikke foretages med konkrete data, da der kræves målinger af bundhældninger og vandføringer. Simuleringer i Miljøstyrelsen (2014e) viser dog, at fuld opblanding sker meget hurtigt (middelværdier for små vandløb/Lilleskovvej = 0,8m, middelværdi for mellemstore vandløb/ Vegen Å = 3 m).

Hvorvidt de fundne koncentrationer på et givet sted i vandløbet har en signifikant påvirkning af vandløbet og dets økologi, skal fastlægges efter en konkret vurdering af vandløbsmyndigheden. Der kan således ikke på dette trin af risikovurderingen fastsættes administrativt udpegede blandingszoner, idet blandingszonens størrelse og udbredelse skal vurderes i det konkrete tilfælde af vandmyndigheden, der i mange tilfælde vil være Naturstyrelsen.

6.6 Trin 4 – Samlet påvirkning

Når der er udført en risikovurdering for det forureningsbidrag, der stammer fra en losseplads, anbefales det at vurdere, hvilke andre påvirkninger af et vandløb der findes, inden evt. tiltag overfor lossepladsforureningen iværksættes. Man kan sagtens forestille sig den situation, at en risikovurdering viser, at en losseplads forurener et vandløb med resulterende koncentrationer, der overskrider

kvalitetskriterierne, men at fx et nærtliggende dambrug eller en spildevandsudledning påvirker med de samme stoffer i større mængder, og at en indsats overfor lossepladsforureningen alene således ikke vil give nogle miljøeffekt. En samlet vurdering af hvilken indsats der er behov for ligger i det enkelte tilfælde hos vandmyndigheden i forbindelse med udarbejdelse af vandplaner og indsatsplaner.

Fysiske forhold som for lav vandføring fx pga. kraftig vandindvinding i området, eller andre fysiske forhold (rørføring, opsteminger m.m.) har stor betydning for tilstanden i vandløbet – hvis der ikke er vand nok, betyder det mindre for flora og fauna hvad vandkvaliteten er. Sådanne påvirkninger er ret detaljeret beskrevet i Naturstyrelsens vandplaner med bagvedliggende basisanalyser samt kommunernes efterfølgende vandhandleplaner for Danmarks vanddistrikter. Påvirkningernes placering kan findes i de GIS-baserede kortbilag, der findes til Vandplanerne (se tabel 5.1).

Udover de fysiske påvirkninger kan der være en række forureningsmæssige påvirkninger fra andre kilder. I de vandplansrelaterede dokumenter er der for hvert vanddistrikt beskrevet påvirkningen fra forureningskilder i form af organiske og iltforbrugende stoffer, næringsstoffer og miljøfremmede stoffer. Yderligere oplysninger om udledningstilladelser og kravværdier kan findes hos vandmyndigheden, dvs. kommunerne. Myndighedsområdet har skiftet placering fra amterne til kommunerne i forbindelse med kommunalreformen, og ikke alle data i den forbindelse er blevet videreført. Samtidig kan der eksistere udledningstilladelser fra før Miljøbeskyttelseslovens ikrafttræden i 1974, som ikke er at finde i tilgængelige arkiver. Der kan således være stor forskel på tilgængelige informationer om udledningernes størrelse og placering i de enkelte kommuner.

6.6.1 Andre kilder til perkolatparametre

Salte (og især chlorid) kan stamme fra flere andre kilder end lossepladser. Der findes en række salte i landbrugets gødning, ligesom glatførebekæmpelse med vejsalt kan give anledning til forurening af vandløb enten via direkte overfladeafstrømning eller transport via grundvand og/eller dræn. Endelig er også renset spildevand en væsentlig kilde til klorid (Petersen, 2012).

Et eksamensprojekt fra DTU udført i det tidligere Ribe Amt kvantificerede de forskellige forureningsfluxe til grundvandet fra to lossepladser, landbruget, regnvand og vejsaltning (Nielsen et al., 1998). Pr. arealenhed var fluxene fra lossepladserne og vejsaltningen altdominerende for chlorid, men hvis der på oplandsniveau blev vægtet i forhold til den arealmæssige udbredelse af de forskellige kildetyper, viste det sig at være fladekilderne, der bidrog mest til nedsivningen til grundvandet. Konklusionen var med andre ord, at lokalt var lossepladsernes bidrag det vigtigste, mens det på oplandsniveau var fladekilderne.Det betyder, at det er væsentligt at være præcis omkring skalaen. Arbejdes der på lokal skala kan en påvirkning fra en losseplads være kritisk for en specifik strækning af et vandløb. For vejsaltning forventes en sæsonmæssig påvirkning omkring broer og generelt i byområder.

Næringsstoffer som nitrat og fosfor samt iltforbrugende organiske stoffer kan stamme fra mange kilder. Landbrugets aktiviteter er således den helt overvejende kilde til især nitratindhold i vandløb (Naturstyrelsen, 2011). Andre væsentlige kilder er de tidligere nævnte rensningsanlæg, industrispildevand samt udløb fra separat- og fælleskloakerede områder, nedsivende vand fra spredt bebyggelse og dambrug.

Dræninger af vandløbsnære arealer har medført en omfattende okkerforurening især i Vest- og Sydvestjylland (Naturstyrelsen 2011). Okkerforurening består af udvaskning af opløst jern fra pyritholdige arealer.

6.6.2 Andre kilder til miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller

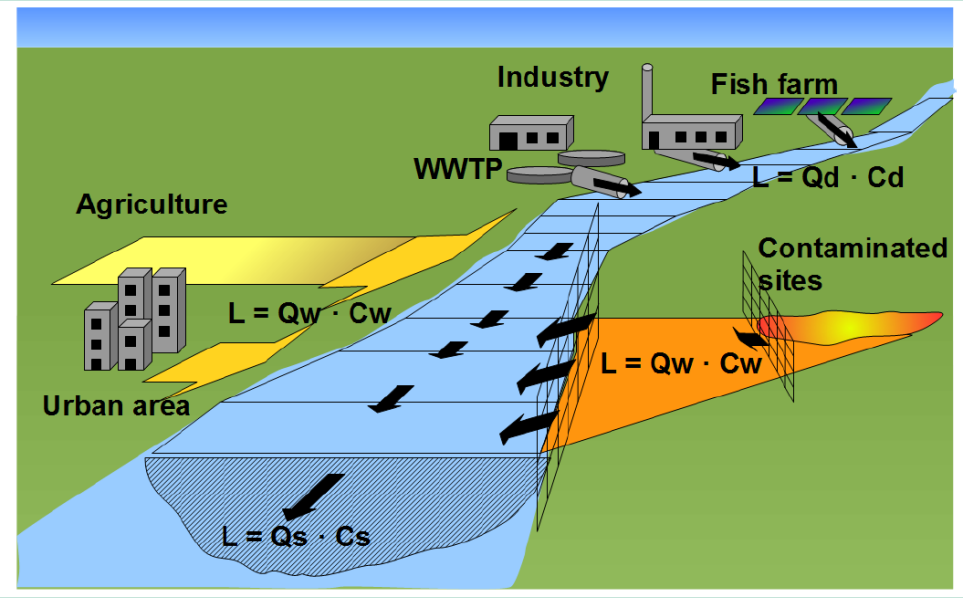
For de miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller kan andre nærtliggende jordforureningslokaliteter bidrage til forurening af vandmiljøet – fx renserier, tankstationer o.lign. Principperne for en samlet risikovurdering i forhold til sådanne kilder er dermed helt parallelle til de oplandsskala-vurderinger, man laver for jordforurenings påvirkning af grundvand (Overheu et al., 2012).

Andre kilder til forurening med miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller er udledning af spildevand fra rensningsanlæg og industri samt regnvandsbetingede udledninger fra separat- og fælleskloakerede oplande. Udledningen fra separatkloakerede områder afhænger i høj grad af trafikintensiteten og den øvrige anvendelse af de befæstede arealer, men den kan indeholde væsentlige mængder PAH'er og tungmetaller.
En anden vigtig gruppe af miljøfremmede organiske stoffer er pesticider. Udover lossepladser som potentiel kilde til pesticidforurening af vandløb findes også andre pesticidpunktkilder (fx fra vaskepladser) og ikke mindst fladekilder fra landbrugets anvendelse af pesticider.

Andre forureningskilder

Et eksamensprojekt udført på DTU Miljø (Petersen, 2012) estimerede i et case-studie forureningsbidragene fra forskellige kilder til Grindsted Å. Udover en række kendte jordforureningssager som fx Grindsted Gamle losseplads og Fabriksgrunden blev forureningsbidragene fra byens spildevandsrensningsanlæg, tre dambrug, spildevand fra Grindstedværket samt den diffuse påvirkning fra landbruget estimeret.

Udvalgte resultater:
Det blev vurderet, at der fra byens rensningsanlæg blev udledt 62 kg LAS/år til Grindsted Å. Dette svarende til en resulterende koncentration i åen i størrelsesordenen 1 µg/l, hvilket er langt under kvalitetskriteriet for LAS, men dog en målbar påvirkning, som en evt. påvirkning fra en losseplads skulle holdes op imod.
Pesticidfluxen til Grindsted Å fra landbruget blev estimeret til 22 kg/år. Dette er en væsentlig større flux end hvad man kan forestille sig fra lossepladser. Parallelt til situationen for LAS bliver den resulterende koncentration dog ikke i nærheden af overfladevandskvalitetskriterierne for de indviduelle pesticider, og casen illustrerer dermed ikke et overset problem, men snarere at en vurderet påvirkning med pesticider fra en losseplads skal holdes op mod påvirkningen fra landbrugets fladekilder.



FIGUR 6.2
KONCEPT FOR ESTIMERING AF FORURENINGSFLUXBIDRAG FRA FLERE KILDETYPER. L: FLUX, Q: VANDFØRING, C: KONCENTRATION, D: PUNKTUDLEDNING, W: GRUNDVAND. FRA (PETERSEN 2012).

7. Problemets omfang

7.1 Input til Miljøstyrelsens screeningsværktøj

Som beskrevet i kapitel 6.2 har Miljøstyrelsen udviklet et automatisk screeningsværktøj, der skal bruges til at identificere forurenede lokaliteter, der potentielt kan true overfladevand. I den forbindelse blev der udført 5 delprojekter (Miljøstyrelsen, 2014, b-f), der skulle danne det faglige grundlag for selve værktøjet, som er struktureret i et 6. delprojekt (Miljøstyrelsen 2014g). I nærværende projekt har et af formålene været at kvalificere hvilke modelstoffer med tilhørende afstandskriterier og forureningsfluxe, der bør gælde for lossepladsers påvirkning af overfladevand. De grundlæggende principper i screeningsværktøjet er dog de samme: Hvert modelstof tildeles et afstandskriterium, som beskriver inden for hvilken afstand en lokalitet med dette stof kan tænkes at påvirke overfladevand over gældende kvalitetskriterier. For hvert modelstof udregnes en worst case forureningsflux baseret sig på følgende formel:

$$J_{worst\ case} = C_{worst\ case} \cdot A_{kilde}(branche) \cdot N_{kommune} \qquad (7.1)$$

hvor

$C_{worst\ case}$: Worst case koncentration af modelstof
$A_{kilde}(branche)$: Areal af forureningskilde som funktion af branche
$N_{kommune}$: Nettonedbør i den aktuelle kommune, som defineret i JAGG2.

Worst-case forureningsfluxen opblandes herefter i overfladevandet, og den resulterende koncentration sammenlignes med kvalitetskriterierne, for at vurdere om lokaliteten skal vurderes yderligere i en bearbejdet screening, hvor defaultparametrene fra den automatiske screening erstattes af lokalspecifikke data.

For lossepladsers vedkommende foreslåes at operere med flere modelstoffer og ikke kun ét stof for hver branche/aktivitet. De udpegede modelstoffer er opdelt i tre kategorier: perkolatparametre, miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller. I de følgende afsnit er der argumenteret for de foreslåede stoffer med tilhørende afstandskriterier samt worst case koncentrationer og arealer. Disse er samlet i Tabel 7.1 , hvor også overfladevandskriteriet er angivet (Miljøstyrelsen, 2014b).

TABEL 7.1. SAMLET OVERSIGT OVER FORESLÅEDE MODELSTOFFER MED TILHØRENDE AFSTANDSKRITERIER, WORST CASE KONCENTRATIONER OG REPRÆSENTATIVE AREALER, DER KAN INDGÅ I DEN AUTOMATISKE SCREENING. DESUDEN ER OVERFLADEVANDSKRITERIERNE FOR STOFFERNE SAMLET I MILJØSTYRELSEN (2014B) ANGIVET.

Stof	Afstands-kriterium (m)	$C_{worst\ case}$ (µg/l)	Areal	Overflade-vandskriterium (µg/l)	Kontrast ($C_{worst\ case}$/overfladevandskriterium)
Perkolatparametre					
Ammonium-N	100	59000	0,2*lossepladsens areal	50	1180
Opløst jern	100	55000	0,2*lossepladsens areal	100	550
Organisk stof (NVOC)	100	73000	0,2*lossepladsens areal	4000	18,3
Miljøfremmede organiske stoffer					
Benzen	70	8,5	0,2*lossepladsens areal	10	0,9
TCE	100	1,1	0,2*lossepladsens areal	10/men omregnes til VC:0,05	0,1 (22 omregnet som VC)
Phenol	35	3,2	0,2*lossepladsens areal	7,7	0,4
Chlorbenzen	110	50	0,2*lossepladsens areal	1	50
MCPP	180	220	0,2*lossepladsens areal	18	12
Atrazin	110	3,4	0,2*lossepladsens areal	0,6	5,7
Tungmetaller					
Arsen	50	12,5	Hele arealet	4,3	2,9

7.1.1 Perkolatparametre i screeningsværktøj

Der er gennemført to aktiviteter i dette projekt for at fastlægge hvilke stoffer, der repræsenterer lossepladser bedst i forhold til at vurdere, om lossepladser kunne udgøre en risiko for overfladevand:

- En generel vurdering af koncentrationer af hyppigt forekommende perkolatparametre i forhold til kriterier for overfladevand fastsat i Delprojekt 1 (Miljøstyrelsen, 2014b)
- Specifikke undersøgelser ved to lossepladser i dette projekt samt vurdering på baggrund af tidligere undersøgelser

Der er taget udgangspunkt i databasen opstillet af Jørgensen og Kjeldsen (1995). Indledningsvist er det vurderet, hvilke stoffer der er relevante for overfladevand. Dette medfører, at de stoffer der er repræsenteret i tabel 7.1 er stoffer, der er hyppigt forekommende i lossepladsperkolat og at deres worst case koncentrationer overstiger kvalitetskriteriet i overfladevandet med en vis margin, så

kriteriet også kan forventes overskredet efter fortynding. Dog er der medtaget eneklte stoffer på listen (benzen og phenol), hvor worst case koncentrationen ikke overskrider overfladevandskriteriet. Dette er gjort for at henlede opmærksomheden på, at disse stoffer alligevel *kan* være relevante at medtage i en undersøgelse. For de stoffer, hvor der findes kriterier, er der størst kontrast mellem worst case koncentration og kriterium for ammonium og opløst jern. Dernæst følger chlorbenzen, organisk stof (NVOC) og MCPP, mens de øvrige stoffer har en forholdsvis ringe kontrast.

De specifikke undersøgelser viser (bilag 5), at der ved Lilleskovvej Losseplads er en tydelig påvirkning af åen med ammonium, jern og organisk stof over kvalitetskriteriet. På Mågevej Losseplads (bilag 4) er påvirkningen mindre markant, da der er tale om udsivning til et større vandløb, hvor der sker en markant fortynding. Det er ved Lilleskovvej tydeligt, at der også sker en påvirkning med chlorid og andre salte (fx kalium og calcium), men påvirkningen er for chlorids vedkommende langt fra kvalitetskriteriet, og for calcium findes ikke noget kriterium.

På den baggrund foreslås at perkolatparametre repræsenteres ved stofferne ammonium, opløst jern og NVOC. Mangan er ikke medtaget, da det vurderes, at risikoen er dækket ind ved at medtage jern, som typisk forekommer i markant højere koncentrationer.

Afstandskriterierne er fastlagt ud fra et forsigtighedsprincip svarende til de overordnede principper i Delprojekt 2: Afstandskriterier og fanebredder (Miljøstyrelsen, 2014c). Afstandene er vurderet ud fra erfaringer i litteraturen. Der er især set på oversigtsartiklen omkring lossepladser af Christensen et al. (2001), samt danske erfaringer fra velundersøgte lossepladser (se også kapitel 4.4).

Worst case koncentrationer er fastlagt ud fra 90% fraktilen af perkolatdata fra (Jørgensen og Kjeldsen 1995) efter samme principper som i Delprojekt 3. Dog er koncentrationern herefter halveret, da monitering på en række lossepladser har vist, at kildestyrken aftager markant med tiden (Kjeldsen et al., 2002; Thomsen et al., 2012), og data i databasen, som er fra 1995, nu er næsten 20 år gamle. For ammonium anfører Jørgensen og Kjeldsen (1995), at der er meget stor standardafvigelse, og at de observerede data ikke er lognormalfordelte. Koncentrationen for ammonium er derfor kun vejledende ifølge Jørgensen og Kjeldsen (1995). For både ammonium og NVOC vil det forventes, at koncentrationerne aftager meget kraftigt med afstand fra lossepladser (se tabel 4.2), men det er alligevel, for at være konservativ, valgt at bibeholde den fulde koncentration inden for afstandskriteriet.

I forhold til arealet af forureningskilden viser undersøgelser af lossepladser, at perkolatparametre typisk forekommer over hele lossepladsens areal. Det vil typisk være områder med husholdningsaffald og kemisk affald, som vil generere mindre eller større mængder perkolatparametre. Hvor stor en del af lossepladsens areal, der giver anledning til generering af perkolat, er vanskeligt at generalisere, men erfaringer ved en række danske lossepladser tyder på, at de relevante områder kun udgør 10-25% af det samlede areal (Kjeldsen, 1998; Bjerg og Kjeldsen, 2010; Tuxen et al., 2003). I screeningsværktøjet foreslås anvendt følgende formel:

$$A_{kilde}(branche) = 0{,}2 \cdot A_{Losseplads} \qquad (7.2)$$

hvor

$A_{Losseplads}$ er lossepladsens areal fra DK jord

Nettonedbøren foreslåes uændret.

7.1.2 Miljøfremmede organiske stoffer i screeningsværktøj

Det er vurderet, at der ikke er behov for at tilføje yderligere miljøfremmede organiske stoffer udover de stoffer, som er udpeget i Delprojekt 1. Heraf er de hyppigst forekommende stoffer ved lossepladser udvalgt (Tabel 7.1), og de mere specielle stoffer, som kan forekomme ved lossepladser, vil ikke være repræsentative for en landsdækkende screening af lossepladser.

For alle stoffer undtaget TCE er afstandskriterierne uændret i forhold til afstandskriterierne gældende for øvrige brancher/aktiviteter (Delprojekt 3). For TCE er afstandskriteriet reduceret til 100 m (fra 250 m), da TCE hurtigt vil nedbrydes under de anaerobe forhold der er i lossepladsfaner. For at sikre en konservativ vurdering anbefales det, at bibeholde omregning af TCE til vinylchlorid i beregningen, som det gøres for andre brancher og aktiviteter.

Worst-case koncentrationerne er bestemt på baggrund af 90% fraktilerne i Jørgensen og Kjeldsen (1995) og delt med 2 ligesom for perkolatparametrene. Undtaget herfor er koncentrationerne for pesticiderne MCPP og atrazin. Her er worst-case koncentrationer bestemt på baggrund af den erfaringsopsamling om pesticidkoncentrationer i lossepladsfaner, der blev udført i projektet Miljøstyrelsen (2014, h).

Ligesom for perkolatparametre vil de miljøfremmede stoffer også primært knytte sig til områder med husholdningsaffald og kemisk affald. Det anbefales derfor på tilsvarende vis, at reducere arealet, der anvendes i fluxberegningen til 20%, mens nettonedbøren ikke ændres.

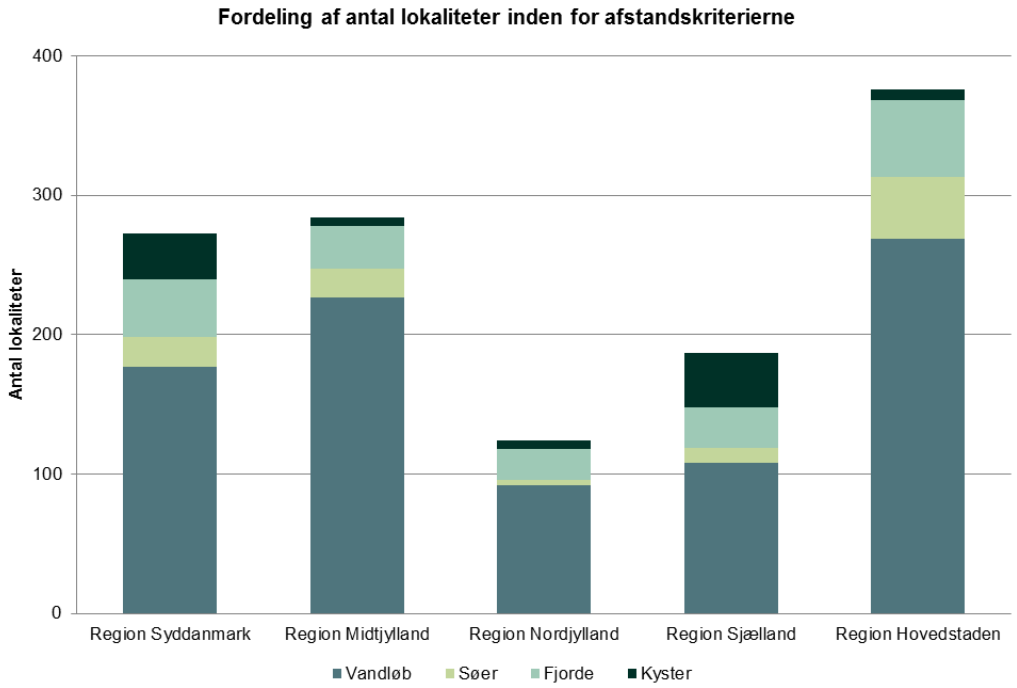
7.1.3 Tungmetaller

For tungmetaller og sporelementer anvendes de samme generelle principper som i delprojekt 3, da disse i stort omfang allerede bygger på data fra lossepladser (Jørgensen og Kjeldsen, 1995). Her anvendes arsen som modelstof for alle tungmetaller og metalloider. Øvrige tungmetaller som nikkel, kobber, bly og cadmium vil være mindre mobile end arsen under reducerede forhold, og de vil dermed ikke udgøre et worst-case scenarie. Der anvendes det samme afstandskriterium for arsen som for de øvrige aktiviteter og brancher. Endvidere anvendes det fulde areal af lossepladsen til beregninger af flux, idet tungmetaller antages nogenlunde jævnt fordelt i fyldet og nettonedbøren er også uændret.

7.2 Retningsgivende resultat af den automatiske screening

Der er som tidligere nævnt (se afsnit 3) vurderet at være ca. 3.000 fyld- og lossepladser i Danmark (baseret på et nuanceret træk i DKjord som beskrevet i bilag 1). I de efterfølgende afsnit er der vist nogle af de foreløbige udvalgte resultater fra en betaversion af screeningsværktøjet. Der er anvendt de modelstoffer, afstandskriterier, worst-case koncentrationer og arealer som angivet i Tabel 7.1. Betaversionen bygger på en kopi af DK Jord-databasen fra december 2012, hvorved der efterfølgende kan være foretaget yderligere kortlægninger, undersøgelser mv. i regionerne, som således ikke er en del af databehandlingen i dette afsnit. I forhold til de kriterier og parametre, der er defineret for screening af lossepladser er ikke blevet ændret efterfølgende i forhold til den endelige version af screeningsværktøjet. Bemærk at der kun regnes på de stoffer, der ligger inden for afstandskriterierne. Dvs. at der for en losseplads, der ligger 100 m fra overfladevand kun regnes på perkolatparametre, TCE, chlorbenzen, MCPP og atrazin, men ikke for benzen, phenol og arsen.

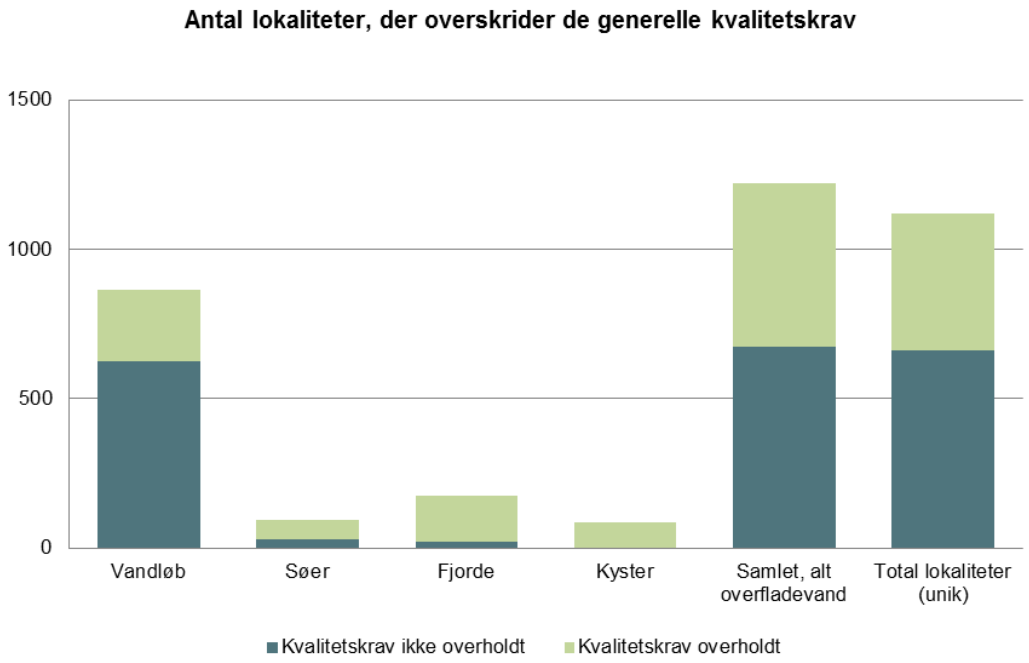
Godt en tredjedel af de i alt ca. 3000 fyld- og lossepladser (1122 lokaliteter) ligger inden for 180 m, som svarer til det største afstandskriterium (Tabel 7.1, Figur 7.1). Dette svarer til at ca. 1/5 af alle de forurenede lokaliteter, der ligger inden for afstandskriterier til overfladevand udgøres af lossepladser. I forhold til det samlede antal lossepladser (Figur 3.1) som var størst i Region Syddanmark og Region Midtjylland, er der en større andel af lossepladserne i Region Hovedstaden, der ligger tæt på overfladevand.



FIGUR 7.1
ANTAL LOKALITETER MED FYLD- OG LOSSEPLADSER INDEN FOR AFSTANDSKRITERIERNE FORDELT PÅ DE FEM REGIONER OG DE FIRE OVERFLADEVANDSTYPER. DA EN LOKALITET KAN LIGGE INDEN FOR AFSTANDSKRITERIERNE FOR FLERE TYPER OVERFLADEVAND BLIVER SUMMEN AF OVERSKRIDELSER STØRRE END ANTALLET AF UNIKKE LOKALITETER, SOM ER 1122.

7.2.1 Overskridelse af de generelle kvalitetskrav

Figur 7.2 viser andelen af lokaliteter, hvor der jf. beregningerne i den automatiske screening sker overskridelse af de generelle kvalitetskrav i det nærliggende overfladevand. I alt overskrides kvalitetskriterierne for 661 unikke fyld- og lossepladser. Dette svarer til ca. til 1/5 af alle de kortlagte jordforureninger, der kommer igennem den automatiske screening med overskridelser af vandkvalitetskriterierne (Miljøstyrelsen, 2014g).



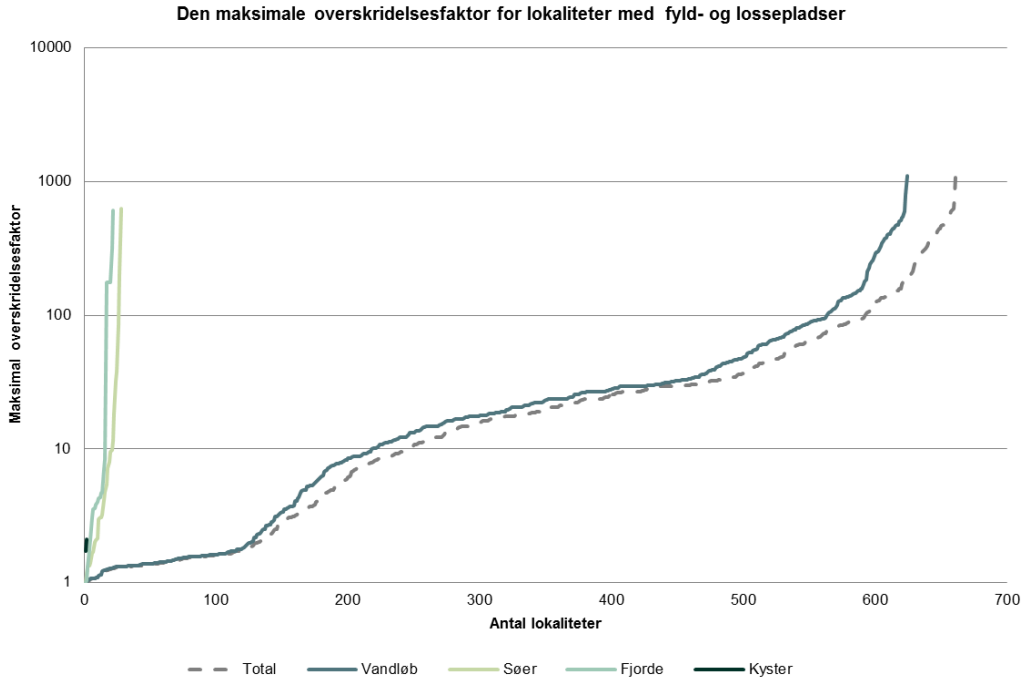
FIGUR 7.2
FORDELING AF LOKALITETER INDEN FOR AFSTANDSKRITERIERNE, DER HHV. OVERSKRIDER OG OVERHOLDER DE GENERELLE KVALITETSKRAV, FOR HVER OVERFLADEVANDSTYPE. BEMÆRK AT SAMME LOKALITET KAN OVERSKRIDE KVALITETSKRITERIET I FLERE TYPER OVERFLADEVAND, OG DERFOR ER ANTALLET "SAMLET, ALT OVERFLADEVAND" STØRRE END ANTALLET AT UNIKKE LOKALITETER.

7.2.2 Overfladevandstyper og den maksimale overskridelsesfaktor

Overskridelsesfaktoren er defineret som forholdet mellem den udregnede opblandede koncentration for hvert modelstof i overfladevandet delt med det pågældende stofs vandkvalitetskriterium. Det stof, der giver den maksimale overskridelse på den enkelte fyld- eller losseplads repræsenterer den *maksimale overskridelsesfaktor*.

For det samlede billede viser Figur 7.3, at ca. 37 % af lokaliteterne, hvor der er en overskridelse af kvalitetskravet, har en maksimal overskridelse af kvalitetskravet på en faktor 10 eller derunder. Dette betyder, at der er relativt stor sandsynlighed for, at den bearbejdede screening med lokalitetsspecifikke data vil kunne sortere disse fra (idet det antages at defaultkoncentrationerne i den automatiske screening er konservativt estimeret).

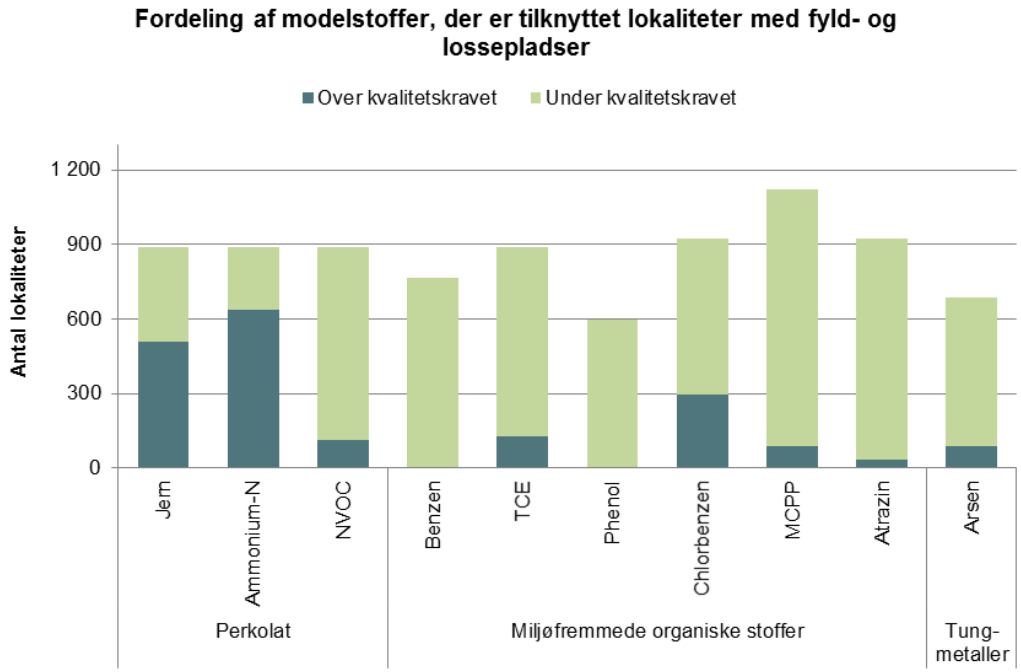
Der ses endvidere stor forskel på fordelingen af den maksimale overskridelsesfaktor i forhold til de forskellige overfladevandstyper. Mens næsten alle overskridelser for søer, fjorde og kystvande er under en faktor 10, så er der en stor andel af lossepladser nær vandløb, hvor overskridelsesfaktoren er større end 10 (65%).



FIGUR 7.3
ANTAL LOKALITETER I FORHOLD TIL DEN MAKSIMALE OVERSKRIDELSESFAKTOR FOR HVER OVERFLADEVANDSTYPE OG DET TOTALE ANTAL. BEMÆRK LOGARITMISK SKALA FOR OVERSKRIDELSESFAKTOREN.

7.2.3 Perkolatparametre, miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller

Lokaliteter med fyld- og lossepladser har som tidligere nævnt fået tildelt modelstoffer inden for de tre stofgrupper perkolatparametre, miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller. De tildelte afstandskriterier til disse modelstoffer er afgørende for, hvor ofte et stof optræder i en vurdering af overskridelsen af de generelle kvalitetskrav (se Figur 7.4). MCPP optræder naturligvis på alle lokaliteter, da det er det stof med det maksimale afstandskriterium på 180 m. Perkolatparametrene, der har et afstandskriterium på 100 m, forekommer på 80 % af lokaliteterne.

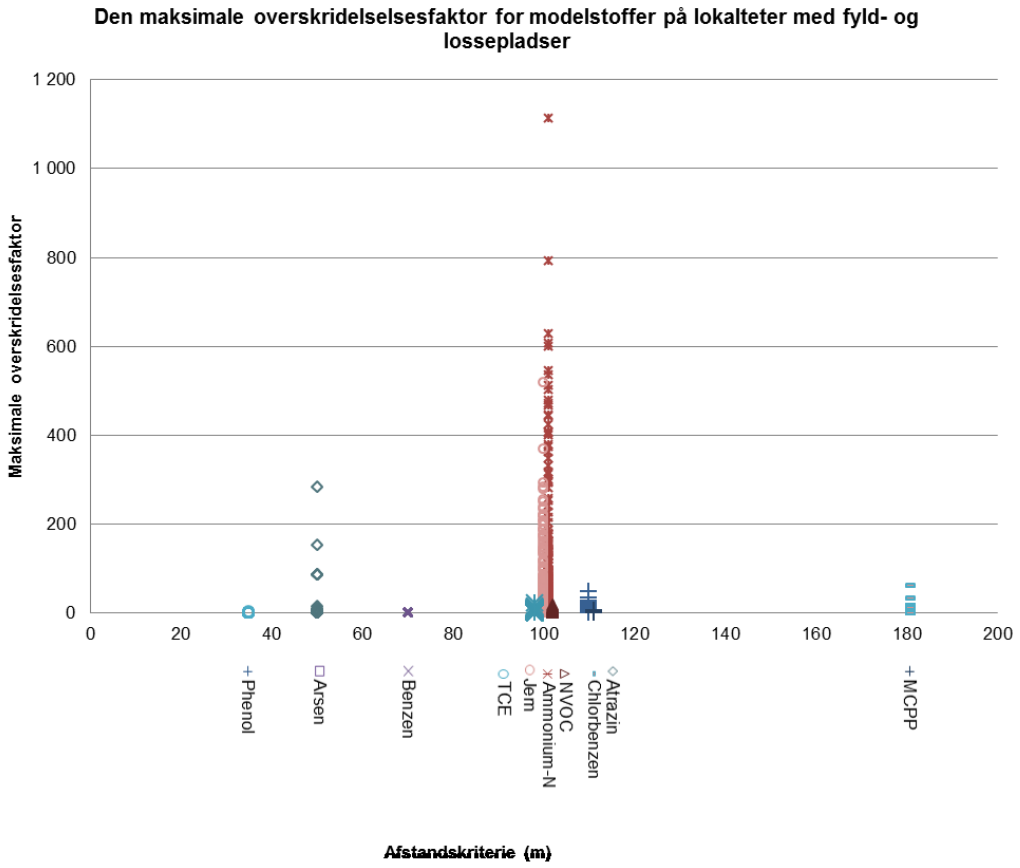


FIGUR 7.4
FORDELING AF MODELSTOFFER I FORHOLD TIL, HVOR OFTE DISSE OVERSKRIDER DET GENERELLE KVALITETSKRAV I DET NÆRLIGGENDE OVERFLADEVAND. DET TOTALE ANTAL ANGIVER DET SAMLEDE ANTAL LOKALITETER INDEN FOR DET STOFSPECIFIKKE AFSTANDSKRITERIUM

Der er stor forskel på, hvor ofte modelstofferne overskrider de generelle kvalitetskrav efter beregning af den opblandede koncentration i det nærliggende overfladevand. Mens MCPP jo optræder på alle lokaliteter inden for det maksimale afstandskriterium, så overskrides vandkvalitetskriteriet for MCPP efter opblanding i overfladevandet kun for 8 % af lokaliteterne. Som det fremgår af Figur 7.4 er der flere andre stoffer, hvor kun få af lokaliteterne giver anledning til overskridelser af vandkvalitetskravet (fx NVOC, benzen, TCE, phenol, atrazin og arsen samt til dels chlorbenzen). Anderledes er det for jern og ammonium-N, hvor en stor andel af lokaliteterne medfører overskridelse af vandkvalitetskriterierne. Det viser sig desuden, at hvis der alene var søgt på jern og ammonium-N i den automatiske screening (og ikke den "fulde" opskrift jf. Tabel 7.1), ville man fange > 99,5% af de i alt 661 lokaliteter, hvor den automatiske screening viser, at der kan være et problem i forhold til overfladevand.

Hvor meget det generelle kvalitetskrav overskrides for de enkelte modelstoffer er ligeledes forskelligt i forhold til, hvorvidt der er tale om perkolatparametre, miljøfremmede organiske stoffer eller tungmetaller. Variationen af den maksimale overskridelsesfaktor for de enkelte stoffer på de lokaliteter, der ligger inden for afstandskriterierne, er vist i Figur 7.5. For perkolatparametrene skiller NVOC sig ud ved at have en maksimal overskridelsesfaktor på op til ca. 20, mens ammonium-N og jern har overskridelsesfaktorer på hhv. ca. 1100 og 500 i forhold til de generelle kvalitetskrav.

For de miljøfremmede organiske stoffer ligger den maksimale overskridelsesfaktor typisk under 10 med undtagelse af chlorbenzen og MCPP, hvor den maksimale overskridelsesfaktor er hhv. 50 og 60. For arsen er den maksimale overskridelsesfaktor 280.



FIGUR 7.5 FORDELINGEN AF DEN MAKSIMALE OVERSKRIDELSESFAKTOR FOR DE 11 MODELSTOFFER, DER ER TILKNYTTET LOKALITETER MED FYLD- OG LOSSEPLADSER.

7.2.4 Opsamling på resultaterne fra screeningsværktøjet

Der er gennemført en vurdering af fyld- og lossepladsers potentielle påvirkning over for nærliggende overfladevand ved hjælp af en betaversion af Miljøstyrelsens automatiske screeningsværktøj. Denne screening har vist, at ud af de i alt ca. 3000 lossepladser i Danmark ligger godt en tredjedel (1122 stk.) inden for de fastsatte afstandskriterier, og dermed udgør fyld- og lossepladser ca. 1/5 af alle de jordforureninger, som den automatiske screening peger på som potentielt overfladevandstruende. Efter opblanding i overfladevandet, viser det sig at stofferne i 661 fyld- og lossepladser kan overskride vandkvalitetskriterierne. Ud af disse er langt hovedparten en trussel mod vandløb, mens kun et fåtal fyld- og lossepladser giver anledning til overskridelse af kvalitetskriterier i søer, fjorde og kystvande (hhv. 28, 22 og 2 stk.).

En relativt stor andel af de 661 fyld- og lossepladser med overskridelser af vandkvalitetskriterierne, er den maksimale overskridelsesfaktor under 10 (ca. 37%). For søer, fjorde og kystvande gælder det, at næsten alle de maksimale overskridelsesfaktorer ligger under 10.

Perkolatparametrene – og især jern og ammonium-N, er de stoffer, der oftest fører til overskridelser af kvalitetskriterierne, og disse to stoffer har endvidere de højeste overskridelsesfaktorer på op til 1100 i forhold til de generelle kvalitetskrav. Det viser sig, at hvis der alene var søgt på jern og ammonium-N i den automatiske screening (og ikke den "fulde" opskrift jf. Tabel 7.1), ville man fange > 99,5% af de i alt 661 lokaliteter, hvor den automatiske screening viser, at der kan være et problem i forhold til overfladevand.

For de miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller overskrides kvalitetskravet på under halvdelen af lokaliteterne inden for afstandskriterierne, men typisk med en overskridelsesfaktor mindre end 10 i forhold til de generelle kvalitetskrav. Dette viser tydeligt forskellen mellem fyld- og losse-

pladser og de øvrige forureningspunktkilder, hvor det for de sidstnævnte vil være de miljøfremmede organiske stoffer, der vil være betydende for en potentiel risiko overfor nærliggende overfladevand. I Tabel 7.2 er der foretaget en opsamling på udvalgte resultater fra den automatiske screening af lokaliteter med fyld- og lossepladser.

TABEL 7.2 OPSAMLING PÅ UDVALGTE RESULTATER FRA DEN AUTOMATISKE SCREENING AF FYLD- OG LOSSEPLADSER

Modelstof	Andel lokaliteter inden for afstandskriteriet til modelstoffet i forhold til det totale antal inden for 180 m til nærliggende overfladevand	Andel lokaliteter, hvor kvalitetskravet er overskredet i forhold til det samlede antal inden for afstandskriterierne	Andel lokaliteter, hvor den maksimale overskridelsesfaktor ligger under en faktor 10 i forhold til antallet af lokaliteter, hvor kvalitetskravet er overskredet	Den højeste maksimale overskridelsesfaktor for de lokaliteter der ligger inden for afstandskriteriet
Jern	79%	57%	42%	518
Ammonium-N	79%	72%	34%	1111
NVOC	79%	13%	98%	17
Benzen	68%	0.0%	100%	0.8
TCE	79%	14%	95%	21
Phenol	53%	0%	100%	2
Chlorbenzen	82%	32.0%	89%	47
MCPP	100%	8%	92%	63
Atrazin	82%	4%	100%	5
Arsen	61%	13%	92%	282

7.3 Afslutning

Den automatiske screening og flere undersøgelser af lossepladser (herunder de i rapporten studerede cases) viser, at lossepladser kan påvirke især vandløb i væsentlig grad.

Når der er udført en risikovurdering af det forureningsbidrag, der stammer fra en losseplads, anbefales det at vurdere, hvilke andre påvirkninger af et vandløb, der findes, inden evt. tiltag overfor lossepladsforureningen iværksættes. Dette drejer sig både om de fysiske forhold (som diskuteret i kapitel 6) og andre forureningskilder, som diskuteret i det foregående afsnit. Man kan sagtens forestille sig den situation, at en risikovurdering viser, at en losseplads forurener et vandløb med koncentrationer, der overskrider kvalitetskriterierne, men at fx et nærtliggende dambrug eller en spildevandsudledning påvirker vandløbet med de samme stoffer i større mængder på andre strækninger, og at en indsats overfor lossepladsforureningen alene således ikke vil give væsentlig miljøeffekt.

Den endelige afvejning af om de fundne koncentrationer på et givet sted i vandløbet har en signifikant påvirkning af vandløbet og dets økologi skal som diskuteret under risikovurdering i kapitel 6 vurderes af vandløbsmyndigheden – typisk Naturstyrelsen.

Referencer

Abe,Y. R Aravena, J Zopfi, B Parker, D Hunkeler (2009): Evaluating the fate of chlorinated ethenes in streambed sediments by combining stable isotope, geochemical and microbial methods Journal of Contaminant Hydrology 107: 1-2. 10-21

Baun, A., Ledin,A., Reitzel,L.A., Bjerg,P.L. & Christensen,T.H. (2004): Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills - chemical analysis and toxicity tests. *Water Research*, 38, 3845-3858

BEK 1022 (2010): Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet. Miljøstyrelsen. 25. august 2010.

Bjerg, P.L., Tuxen,N., Reitzel,L.A., Albrechtsen,H.-J. & Kjeldsen,P. (2011): Natural attenuation processes in landfill leachate plumes at three Danish sites. Ground Water, 49(5), 688-705.

Bjerg,P.L. & Kjeldsen,P. (2010): Grindsted gamle losseplads – en sammenfatning af DTU's forskningsresultater. Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet & Region Syddanmark, Kgs. Lyngby.

Bourg, A. C. M. og C. Bertin (1993): Biogeochemical Processes during the Infiltration of River Water into an Alluvial Aquifer. Environmental Science and Technology, 27, 661-666

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J. & Heron, G. (2001): Biogeochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry, 16, 659-718.

Dahl, M. B. Nilsson , J.H. Langhoff , J.C. Refsgaard (2007): Review of classification systems and new multi-scale typology of groundwater–surface water interaction. Journal of Hydrology 344, 1-16.

Dakofa (1985): Grundvandskontrol ved kontrollerede affaldsdeponier, Dakofa, skrift nr. 1, 1985

Ejlskov, P., Poul L. Bjerg og Peter Kjeldsen (1998): Grundvandsundersøgelser ved fyld- og lossepladser, VJ, Teknik og Administration, nr. 3, 1998

Gazoty, A., Fiandaca, G., Pedersen, J., Auken, E., Christiansen, A. V., Pedersen, J. K. (2012a). Application of time domain induced polarization to the mapping of lithotypes in a landfill site, HESS, 16, 1793-1804.

Gazoty, A., Fiandaca, G., Pedersen, J., Auken, E., Christiansen, A. V. (2012b). Mapping of landfills using time-domain spectral induced polarization data: The Eskelund case study, Near Surface Geophysics, 10, 575-586.

Jensen, J.K., Engesgaard, P. (2011). Nonuniform groundwater discharge across a streambed:

Heat as a tracer. Vadose Zone J. 10:98–109.

Jørgensen, M. og P. Kjeldsen (1995): Kildestyrkevurdering af gamle lossepladser.Miljøprojekt nummer 16, 1995. Miljøstyrelsen.

Just, N. Jensen, Niels-Peter, Adrian Swiatecki (2012). Flyfotos i 3D-stereo på skærmen. Jordforurening.info, 2. Videncenter for Jordforurening.

Kjeldsen (1991): Lossepladsrapport P3: Undersøgelser ved Vejen Losseplads.

Kjeldsen, P, Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A, Ledin, A, Christensen, T. H.(2002): Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 32(4) 297-336.

Kjeldsen, P.; Bjerg, P.L.; Pedersen, J.K.; Rügge, K.; Christensen, T.H. (1998): Characterization of an old municipal landfill (Grindsted, Denmark) as a groundwater pollution source: Landfill hydrology and leachate migration. Waste Management and Research. 16, (1), 14-22

Lindhardt, B. (1990) Amtskommunale undersøgelser af grundvandsforurening ved gamle lossepladser. Rapport P0-1. Lossepladsprojektet.

McKnight, U.S., Funder, S.G., Rasmussen, J.J., Finkel, M., Binning, P.J., Bjerg, P.L. (2010): An integrated model for assessing the risk of TCE groundwater contamination to human receptors and surface water ecosystems. Ecological Engineering, 36, 1126-1137.

McKnight, Ursula S.; Rasmussen, Jes J.; Kronvang, Brian; Bjerg, Poul L.; Binning, Philip J. (2012): Integrated assessment of the impact of chemical stressors on surface water ecosystems. Science of the Total Environment, 427-428, 319–331.

Miljøstyrelsen (1974): Vejledning for kontrollerede lossepladser, Miljøstyrelsen, nr. 1, 1974

Miljøstyrelsen (1981): Vejledning for bortskaffelse af olie- og kemikalieaffald, Miljøstyrelsen, nr. 41, 1981

Miljøstyrelsen (1982): Vejledning i affaldsdeponering, Miljøstyrelsen, nr. 4 1982

Miljøstyrelsen (1997): Affaldsdeponering, Miljøstyrelsen, vejledning nr. 9, 1997

Miljøstyrelsen (2001): Metode til risikovurdering af gasproducerende lossepladser, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 648, 2001

Miljøstyrelsen (2004): Videreudvikling af ådalstypologi - Grundvand- Overfladevand Interaktion (GOI). M. Dahl m.fl. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 16, 2004

Miljøstyrelsen (2013): notat om blandingszoner

Miljøstyrelsen (2014a): Risikovurdering af overfladevand, som er påvirket af punktkildeforurenet grundvand. Miljøprojekt 1575, 2014.

Miljøstyrelsen (2014a): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 1. Relevante stoflister og relation til brancher/aktiviteter. Miljøprojekt 1564, 2014

Miljøstyrelsen (2014b): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 2. Afstandskriterier og fanebredder. Miljøprojekt 1565, 2014

Miljøstyrelsen (2014c): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 3. Relationer mellem stoffer, koncentrationer og fluxe. Miljøprojekt 1574, 2014

Miljøstyrelsen (2014d): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 4. Vurdering af fortynding i vandløb ved påvirkning fra forurenede grunde. Miljøprojekt 1572, 2014

Miljøstyrelsen (2014e): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 5. Vurdering af fortynding i søer og fjorde. Ikke udgivet endnu

Miljøstyrelsen (2014f): Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 6. Systematisering af data og udvælgelse af overfladevandstruende jordforureninger. Miljøprojekt 1573, 2014.

Miljøstyrelsen (2014h): Skelnen mellem pesticidkilder, Miljøprojekt nr. 1502, appendix 4, bilag 5.

Milosevic, Nemanja; Thomsen, Nanna I.; Juhler, René K.; Albrechtsen, Hans-Jørgen; Bjerg, Poul L. (2012). Identification of discharge zones and quantification of contaminant mass discharges into a local stream from a landfill in a heterogeneous geologic setting. *Journal of Hydrology*. 446-447,13-23.

Naturstyrelsen (2011) Vandplan – Hovedoplandet Isefjord og Roskilde Fjord.

Naturstyrelsen (2012): Baggrundsnotat om beregningsgrundlag og kravværdier. Vanddistrikt II. Naturstyrelsen 6. december 2012.

Nielsen, M.Æ., Carlson, B.B., Bjerg, P.L., Pedersen, J.K. og Christensen, T.H., 1998. Kilder til uorganiske stoffer i grundvandet – herunder gamle lossepladser. Vand & Jord, 5. årgang, nr. 1.

NOVA (2003). Overvågning af miljøfremmede stoffer i ferskvand. Teknisk anvisning fra DMU, nr. 17. Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser.

Olesen, S. E. (2009): Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabselement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. DJF Husdyrbrug nr. 21. Intern rapport. Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, 2009.

Overheu, N., Tuxen, N., Flyvbjerg, J., Binning, P.J. og Bjerg, P.L., 2012. Håndbog for risikobaseret prioritering af grundvandstruende punktkilder, Miljøprojekt nr. 1439, Miljøstyrelsen.

Petersen, M.F., 2012. Quantification and risk assessment of continuous micropollutant mass discharges from multiple sources to a gaining stream at the catchment scale. Master Thesis fra DTU Miljø, juli 2012.

Rau, G., C., Andersen, M.S., McCalluma, A.M., Roshan, H., Acwortha R. I. (2014). Heat as a tracer to quantify water flow in near-surface sediments. Earth-Science Reviews 129, 40–58.

Region Syddanmark (2011): Risikovurdering af punktkilder i grundvandsområdet Børkop-Follerup-Kongsted. Rapport udarbejdet af Orbicon.

Region Syddanmark (2013). Udviklingsprojekt vedr. indsamling af historisk materiale og gennemførelse af forureningsundersøgelser i det åbne land i grundvandsinteresse område Børkop. Sagsnr. 12/12793. Juni 2013, Niras og Region Syddanmark.

Rivett, M.O., Buss, S.R., Morgan, P., Smith, J.W.N., Bemment, C.D., 2008. Nitrate attenuation in groundwater: a review of biogeochemical controlling processes. Water Rresearch, 42, 4215-4232.

Thomsen, Nanna Isbak; Milosevic, Nemanja; Bjerg, Poul L. (2012). Application of a mass balance method at an old landfill to assess the impact on surrounding water resources. Waste Management, 32, 2406-2417.

Tuxen, N., Ejlskov, P., Albrechtsen, H.-J., Reitzel, L. A., Pedersen, J. K., and Bjerg, P. L.(2003) Application of natural attenuation to ground water contaminated by phenoxy acid herbicides at an old landfill (Sjoelund, Denmark). *Groundwater Monitoring and Remediation*, 23, (4), 48-58.

Tuxen,N., Albrechtsen,H.-J. & Bjerg,P.L. (2006): Identification of a reactive degradation zone at a landfill leachate plume fringe using high resolution sampling and incubation techniques. Journal of Contaminant Hydrology, 85, 179-194.

Videncenter for Jordforurening (2012). Offentlige arkiver og andre kilder til kortlægning af lossepladser og forurenende virksomheder før 1950. Teknik og Administration, Nr. 1 2012, Videncenter for Jordforurening

Risikovurdering af lossepladsers påvirkning af overfladevand
Miljøprojektet afdækker de særlige udfordringer, der gør sig gældende, når gamle lossepladser undersøges og vurderes om de udgør en trussel for vandløb, søer, fjorde eller kystområder.
Projektet giver svar på hvor mange gamle lossepladser der findes i Danmark. En kortlægning der har taget udgangspunkt i data i den landsdækkende database DKjord under Danmark Miljøportal. Resultatet er, at der i Danmark findes ca. 3000 gamle lossepladser.

Ikke overraskende har det vist sig, at lossepladserne varierer meget i både alder, størrelse, affaldstyper og fysisk placering i landskabet, hvilket har afgørende betydning for hvilken påvirkning af overfladevand, de kan have. Projektet viser, at det er muligt at opstille i alt 6 typologier for lossepladserne.
Forureningsstofferne som findes i lossepladser, og som kan true overfladevand er opdelt i 3 grupper: "klassiske" perkolatparametre, miljøfremmede organiske stoffer samt tungmetaller. I forhold til truslen mod overfladevand er forekomsten af organisk stof, ammonium og jern fundet særligt interessante, i det de alle er potentielt iltforbrugende ved udsivning til overfladevand. Ammonium, jern, en række tungmetaller samt specifikke miljøfremmede stoffer har også en toksisk effekt, som er afspejlet i stoffes miljøkvalitetskrav.
Forureningsstoffernes transportveje fra en losseplads mod overfladevand afhænger af lossepladsens typologi. Der er identificeret i alt 4 betydende transportveje fra en losseplads via grundvand til overfladevand: Umættet transport, grundvandstransport, overfladeafstrømning/intern afstrømning af perkolat og drænafstrømning. Hertil kommer attenuering (dæmpning af forureningen), der for mange af stofferne kan være betydelig. De vigtigste attenueringsprocesser er (afhængig af stof/stofgruppe): Ionbytning, udfældning/opløsning, reduktion/oxidation, sorption/desorption og nedbrydning.

Rapporten redegør for en række forskellige undersøgelses- og risikovurderingsmetoder, der egner sig til at vurdere lossepladsers påvirkning af overfladevand. Med udgangspunkt i Miljøstyrelsens screeningsværktøj, er der foreslået yderligere trin 3 til at afgør om en losseplads udgør en trussel. Metoderne til hvert af trinene er nærmere beskrevet i rapporten.

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www. mst.dk