Downloaded from orbit.dtu.dk on: Apr 26, 2024

DTU Library

Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger, europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner i Løgstør Bredning 2020/2021

Nielsen, Pernille; Olsen, Jeppe; Geitner, Kerstin; Nielsen, Mette Møller

Publication date:
2020

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

Link back to DTU Orbit

Citation (APA):
Nielsen, P., Olsen, J., Geitner, K., & Nielsen, M. M. (2020). *Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger, europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner i Løgstør Bredning 2020/2021*. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 374-2020 https://www.aqua.dtu.dk/english/-/media/Institutter/Aqua/Publikationer/Rapporter-352-400/374-2020-Konsekvensvurdering-Loegstoer-Bredning-2020-2021.ashx

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.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer

Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger, europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner i Løgstør Bredning 2020/2021

Af Pernille Nielsen, Jeppe Olsen, Kerstin Geitner og Mette Møller Nielsen

DTU Aqua-rapport nr. 374-2020

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer

Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger, europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner i Løgstør Bredning 2020/2021

DTU Aqua-rapport nr. 374-2020

Af Pernille Nielsen, Jeppe Olsen, Kerstin Geitner og Mette Møller Nielsen

Kolofon

Titel:	Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger, europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner i Løgstør Bredning 2020/2021
Forfattere:	Af Pernille Nielsen, Jeppe Olsen, Kerstin Geitner og Mette Møller Nielsen
DTU Aqua-rapport nr.:	374-2020
År:	Det videnskabelige arbejde er afsluttet august 2020. Rapporten er udgivet september 2020
Reference:	Nielsen P, Olsen J, Geitner K & Nielsen MM. (2020). Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger, europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner i Løgstør Bredning 2020/2021 DTU Aqua-rapport nr. 374-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 60 pp. + bilag
Forsidefoto:	Blåmuslingebanke. Foto: Jens E.N. Larsen
Udgivet af:	Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer, Øroddevej 80, 7900 Nykøbing Mors
Download:	www.aqua.dtu.dk/publikationer
ISSN:	1395-8216
ISBN:	978-87-7481-297-5

DTU Aqua-rapporter er afrapportering fra forskningsprojekter, oversigtsrapporter over faglige emner, redegørelser til myndigheder o.l. Med mindre det fremgår af kolofonen, er rapporterne ikke fagfællebedømt (peer reviewed), hvilket betyder, at indholdet ikke er gennemgået af forskere uden for projektgruppen.

Indholdsfortegnelse

1 RESUMÈ 5

1.1 Konsekvensvurderingens grundlag 5

2 INDLEDNING 8

3 FORVALTNINGSGRUNDLAG 9

3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra FK 9

3.2 Forvaltningen af muslingefiskeriet 9

4 GENERELT OM LØGSTØR BREDNING 11

5 ÅLEGRÆS 12

5.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs 12

5.2 Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs 13

5.3 Data for ålegræs 15

5.4 Sigtedybde og udbredelse af ålegræs 18

5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs 20

6 MAKROALGER 22

6.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger 22

6.2 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger 23

6.3 Data for makroalger 24

6.4 Makroalger og sigtedybde 27

6.5 Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri 28

6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger 28

7 BUNDFAUNA 30

7.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna 30

7.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna 30

7.3 Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna 31

8 BLÅMUSLINGER 32

8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger 32

8.2 Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning 2006-2020 32

8.3 Blåmuslinger og sigtedybde 33

8.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger 34
8.5 Biogene rev 34

9 SØSTJERNER 35
9.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner 35
9.2 Potentielle effekter af søstjernefiskeri 35
9.3 Undersøgelser af søstjernebestanden i Løgstør Bredning (2013-2020) 36
9.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner 36

10 EUROPÆISK ØSTERS 37
10.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af europæisk østers 37
10.2 Undersøgelser af bestanden af europæisk østers i Løgstør Bredning 37
10.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af europæisk østers 38

11 STILLEHAVSØSTERS 39
11.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner 39
11.2 Undersøgelse af bestanden af stillehavsøsters i Løgstør Bredning 39
11.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af stillehavsøsters 40

12 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER 41
12.1 Black box 41
12.2 Black box resultater 41
12.3 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter) 42
12.4 Konklusion for kumulative effekter 46

13 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN 47
13.1 Beskyttede fugle 47
13.2 Bilag IV-arter 48

14 REFERENCER 51

BILAG 1 61

BILAG 2 63

BILAG 3 68

BILAG 4 69

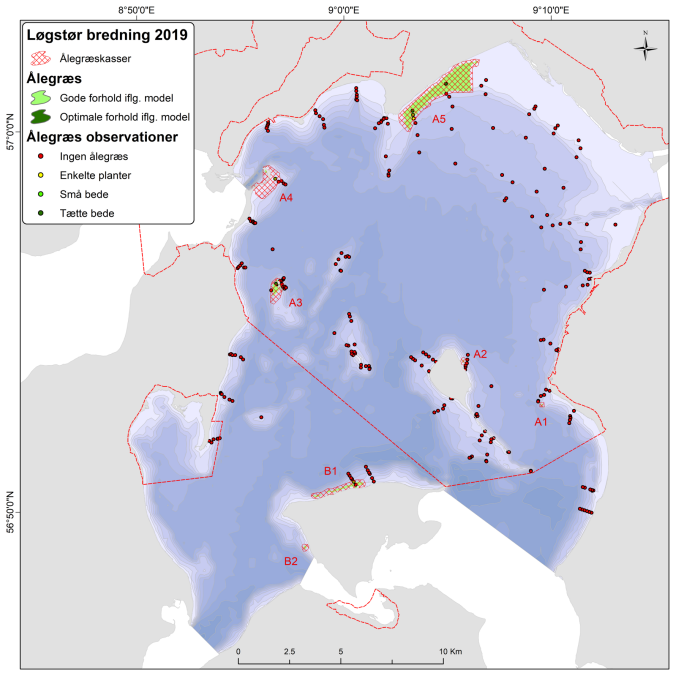
1 RESUMÈ

1.1 Konsekvensvurderingens grundlag

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri efter blåmuslinger, flad østers, stillehavsøsters og søstjerner i Habitatområde H16 og Fuglebeskyttelsesområde F12 Løgstør Bredning og inkluderer naturtyperne 1160 "Større lavvandede bugter og vige", 1110 "Sandbanker med lavvandet, vedvarende dække af havvand", 1170 "Rev", 1150 "Kystlaguner og strandsøer" og 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" samt de marine arter havterne (*Sterna paradisaea*), hvinand (*Bucephala clangula),* kortnæbet gås (*Anser brachyrhynchus),* lysbuget knortegås (*Branta bernicla hrota*), toppet skallesluger (*Mergus serrator)*, odder (*Lutra lutra*) og spættet sæl (*Phoca vitulina*). I henhold til Naturstyrelsens kortlægning fra 2012 er der identificeret både stenrev og biogene rev i Løgstør Bredning (Miljøstyrelsen 2020).

På anmodning af Fiskeri i Miljø- og Fødevareministeriets departement skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri af 6.500 t blåmuslinger til konsum og omplantning, 150 t flad østers og 200 t søstjerner og der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinjer i muslingepolitikken.

På baggrund af analyser af data for en række parametre vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter i alt 5.500 t muslinger, 150 t flad østers og 200 t søstjerner på vanddybder >5 m, udenfor 5 ålegræskasser og det lukkede område i den nordlige del af bredningen ikke i betydende grad vil påvirke den resterende dele af habitatområdet ved at påvirke én eller flere af økosystemkomponenterne som defineret i Muslinge- og østerspolitikken.



Figur A. DTU Aquas forslag til ålegræskasser i Løgstør Bredning gældende for fiskerisæsonen 2020/2021. Ålegræskasserne A1-5 ligger indenfor natura 2000 området, mens ålegræskasserne B1-2 ligger udenfor natura 2000 området. De grønne områder indikerer områder der i DTU Aquas model er identificeret som enten gode eller optimale for ålegræssets udbredelse i Løgstør Bredning. Punkter indikerer de reelle observationer i maj/juni 2019.

Bestanden af blåmuslinger i H16 var i 2020 på 26.834±5.463 t blåmuslinger, hvilket er en forøgelse af bestanden på ca. 33% i forhold til 2019. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 6.500 t muslinger ikke vil være bæredygtigt, men vurderer, at en kvote på 5.500 t vil være bæredygtigt for bestanden. DTU Aqua vurderer, at

så længe kravene om max. antal fiskebåde på 15 i et område ad gangen fastholdes, så vil muslingefiskeriet ikke påvirke udpegningsgrundlaget for arter. Fiskeriet vil ikke påvirke forekomsten af biogene rev i betydende grad.

Bestanden af flad østers var i 2020 estimeret til ca. 2.000 t. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 150 t flad østers er bæredygtig for bestanden, og at så længe kravene om max antal fiskebåde i området ad gangen fastholdes, vil østersfiskeriet ikke påvirke udpegningsgrundlaget for arter.

Der blev fundet ålegræs på 3,4 m i den nationale NOVANA-monitering i 2019, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie fandt enkelte frøspirede planter ud til 3 m, mens bede blev fundet på ud til 2 m. Baseret på målte sigtdybder, er den modellerede maksimale dybdegrænse 3,4 m i 2019. Kortlægningen af ålegræsset i 2019 viste, at på stationerne med vanddybder >3 m, blev der ikke observeret ålegræs, lig undersøgelserne fra 2016. Generelt er ålegræssets udbredelse i Løgstør Bredning begrænset til relativt få og afgrænsede områder, og findes hovedsageligt i den nordlige del af bredningen. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse og modelresultaterne har DTU Aqua fastlagt 5 sammenhængende områder, hvor der er forekomst eller potentielle forekomster af ålegræs i spredte bede med en tilhørende 100 m bufferzone. Der er ved ålegræskassernes udformning i alle tilfælde taget hensyn til forekomst af enkelte frøspirede planter. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslinge- eller østersskraber samt søstjernevod udenfor de foreslåede ålegræskasser ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse. Resuspension i forbindelse med fiskeriet vurderes ikke at lede til en betydende udskygning af ålegræsset.

Der blev fundet makroalger på 5-6 m i den nationale NOVANA-monitering i perioden 2012-2019, mens DTU Aqua i et transektstudie i 2019 fandt makroalger ud til 6 m, som er dem maksimalt moniterede dybde. Som det var tilfældet i 2016 blev der fundet makroalger på alle transekterne i undersøgelsen og på alle vanddybder, dog med de tætteste forekomster på 1-4 m dybde. De mest dominerende makroalgearter/artsgrupper på alle vanddybder i Løgstør Bredning i 2019 var, ligesom i de tidligere år, filamentøse rød- og brunalger samt den invasive sargassotang. DTU Aqua vurderer, at et muslinge-, østers- og søstjernefiskeri på vanddybder >5 m i Løgstør Bredning ikke vil overlappe væsentligt med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger og generelt ikke vil påvirke makroalgernes udbredelse i betydende grad. DTU Aqua vurderer ligeledes, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydelig effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 15 i hvert produktionsområde.

Der er bundfauna i hele Løgstør Bredning om end denne i specielt den sydlige del af H16 vil være præget af forekomster af iltsvind i området. Muslinge- og østersskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 3 år for bundfauna.

Fødebehovet for hvinand i Løgstør Bredning kan estimeres til 2.407 t blåmuslinger eller 9% af bestanden. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 5.500 t blåmuslinger, 150 t flad østers og 200 t søstjerner ikke vil påvirke hvinand eller de andre beskyttede arter havterne, kortnæbet gås, lysbuget knortegås, toppet skallesluger, odder og spættet sæl. Der blev landet 2,7 t sten i Løgstør Bredning i fiskesæsonen 2019/2020. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere forekomst af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette skraber har en let konstruktion og vil formodentligt ikke kunne fiske i områder med store sten.

Arealet, der bliver direkte påvirket af et muslingefiskeri af 5.500 t, er estimeret til 7,1 km^2 svarende til 2,3% af arealet af H16 og er beregnet ud fra en gennemsnitstæthed af muslinger på 1,19 kg m^{-2}. I beregningen indgår, at den lette muslingeskraber har en effektivitet på 65%. Arealet, der bliver påvirket af fiskeri af 150 t flad østers er estimeret til 4,5 km^2 svarende til 1,4%, mens det planlagte søstjernefiskeri på vanddybder >5 m er vurderet til at kunne foregå indenfor 2% i forhold til makroalger. Arealpåvirkningen af de forskellige fiskerier for de foregående sæsoner er baseret på black box data og varierer mellem 0,9-2,6% imellem sæsonerne

(Tabel A). Ved et fiskeri af 5.500 t blåmuslinger, 150 t flad østers og 200 t søstjerner i fiskerisæsonen 2020/21 vil de kumulative effekter ikke overskride den maksimalt tilladte grænse på 15%.

Tabel A. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H16 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 3 år. Den kumulerede effekt er beregnet de foregående år i henhold til gendannelsestid + påvirkning ved det anbefalet fiskeri (5.500 t blåmuslinger, 150 t europæisk østers, 200 t søstjerner). For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystem-komponenterne påvirkes svarende til det skrabede areal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 75% af arealet af blåmuslinger og flad østers i den forgangne sæson og 78% i den kommende sæson (se tekst). I fiskerisæsonerne

	Gendannelsestid (år)	2016/17 (%)	2017/18 (%)	2018/19 (%)	2019/20 (%)	2020/21 5.500 t blåmusling (%)	2020/21 150 t flad østers (%)	2020/21 200 t søstjerner (%)	2020/21 Kumuleret (%)
Blåmusling	3			2,6	1,6	2,3	1,4	0	7,9
Makroalger	>5	0,9	1,0	1,9	1,3	1,8	1,1	2	10,0
Bundfauna	3			2,6	1,6	2,3	1,4	0	7,9
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0	0	0

2 INDLEDNING

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for at beskrive potentielle effekter af et fiskeri af blåmuslinger, europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner på Natura 2000 området i Løgstør Bredning, specifikt i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F12 og habitatbeskyttelsesområde H16 og i forhold til den konsekvensvurderingsanmodning (Bilag 1), som Fiskeri (FK) i Miljø- og Fødevareministeriets departement har udsendt på baggrund af Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation (Bilag 2) og det afholdte møde mellem FK, fiskerierhvervet og DTU Aqua d. 9. juni 2020.

Ifølge Fiskeriloven (Lovbekendtgørelse 261 af 21/3 2019 §10e) kan tilladelse til fiskeri i Natura 2000 områder meddeles, hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet, defineret som: ”*en kvalitet eller en tilstand, der indebærer helhed eller fuldstændighed. I en dynamisk økologisk sammenhæng kan ordet også forstås som modstandsdygtighed og evne til udvikling i retning af en gunstig bevaringsstatus*”. Fiskeritilladelse kan meddeles på baggrund af en konsekvensvurdering af aktivitetens betydning i forhold til udpegningsgrundlaget for et naturbeskyttelsesområde. Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008.

Denne konsekvensvurdering forholder sig specifikt til FKs anmodning (Bilag 1). I konsekvensvurderingen er effekten af fiskeriet analyseret i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. Habitatbekendtgørelse nr. 1595 af 06/12/2018 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Natura 2000 planen er gældende for 2016-2021 for området i Løgstør Bredning. De forskellige marine naturtyper er delvist kortlagt af Naturstyrelsen i 2012, men der er ikke udarbejdet en vurdering af tilstanden af de marine naturtyper i den seneste basisanalyse 2022-2027 for Natura 2000 området Løgstør Bredning (Miljøstyrelsen 2020), hvorfor den generelle målsætning om gunstig bevaringsstatus er anvendt i nærværende konsekvensvurdering. For forekomst af udpegede fugle i Natura 2000 området er der opstillet måltal, som senest er blevet revideret i 2016 (Petersen et al. 2016a). For andre arter i udpegningsgrundlaget uden fastsatte måltal, har DTU Aqua vurderet, i hvilket omfang fiskeriaktiviteten påvirker relevante arters mulighed for at opretholde og forøge nuværende bestandsudbredelser ifølge Habitatbekendtgørelsen §4: ”*Bevaringsmålsætningen for Natura 2000-områderne er at sikre eller genoprette en gunstig bevaringsstatus for de arter og naturtyper, områderne er udpeget for*”. På baggrund af de manglende specifikke målsætninger for Natura 2000 området i Løgstør Bredning er denne konsekvensvurdering baseret på DCEs vurdering af ”stærk ugunstig bevaringstilstand af alle marine naturtype” (Fredshavn et al. 2019). DTU Aqua har ikke udført en vurdering af, hvilken målsætning der bør være gældende for at opnå gunstig bevaringstilstand, men taget udgangspunkt i Natura 2000 planens generelle vurdering af bevaringstilstanden i området.

Konsekvensvurderingen består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af muslinge-, østers- og søstjernefiskeris påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder DTU Aquas egne undersøgelser, mens Miljøstyrelsen Midtjylland har været kontaktet i forhold til at sikre, at analysen også anvender miljødata indsamlet via det nationale overvågningsprogram NOVANA. I forhold til muslingefiskeriets påvirkning af fødegrundlag for hvinand, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvendes der i konsekvensvurderingen beregningsmetoder, der er udviklet af DCE for hvinand i Limfjorden (Clausen et al. 2009). I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H16, anvendes der i konsekvensvurderingen eksisterende data for det undersøgte område, videnskabelig litteratur og rapporter om påvirkning af fiskeri med bundskrabende redskaber.

3 FORVALTNINGSGRUNDLAG

3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra FK

Danmarks Fiskeriforenings Producent Organisation og Centralforeningen for Limfjorden har udarbejdet fiskeplaner for fiskeri af blåmuslinger, europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner i Natura 2000 området Løgstør Bredning for fiskerisæson gældende fra 1. september 2020 til 1. juli 2021. I fiskeplanerne fremsættes der forslag om en samlet kvote for fangst og omplantning på 6.500 t blåmuslinger, 150 t europæisk østers og 200 t søstjerner. Fiskeri af blåmuslinger til konsum (skallængde >4,5 cm) vil finde sted i områder, der har biomassetæthed større end 1 kg m^{-2}, mens fiskeri af blåmuslinger til omplantning vil foregå, hvor biomassetætheden er større end 2,5 kg m^{-2}. Erhvervet foreslår, at områder med ålegræs lukkes for fiskeri med "ålegræskasser" og at disse følger dybdekurven således, at en evt. bufferzone tillægges denne. Overstiger mængden af landede sten 100 t i tilladelsesperiode, vil der blive iværksat en handleplan for genudlægning af sten. Den fulde fiskeplan kan læses i Bilag 2.

Der er fremsendt følgende anmodning fra FK (anmodning fremgår af Bilag 1) om, at der skal tages udgangspunkt i muslinge- og østerspolitikkens målsætninger og præmisser samt anvendelse af den lette muslingeskraber, teknisk udstyr (black box), genudlægning af større sten, max 15 fartøjer pr. område, beskyttelse af kortlagte sten og biogene rev, samt fastsættelse af en dybdegrænse, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs eller ikke påvirker ålegræssets potentielle muligheder for udbredelse.

I afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger er der som udgangspunkt anvendt den hidtidige anvendte model for opgørelse af de kumulative påvirkninger. FK har anmodet om, at black box data for den forgangne sæson skal anvendes i opgørelsen af den kumulative påvirkning og der anvendes gendannelsestider som beskrevet i DTU Aqua rapport 363-2020 (Eigaard et al. 2020).

Desuden for blåmuslinger: "*DTU Aqua anmodes om at vurdere, om den ansøgte kvote er bæredygtig for bestanden i området eller ift. arealpåvirkningen. Såfremt en kvote på 6.500 tons ikke er bæredygtig for bestanden og eller ikke er i overensstemmelse med arealpåvirkningen, anmodes DTU Aqua om at fastsætte en bæredygtig kvote, som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt i".*

For europæisk østers: "*DTU Aqua anmodes om at vurdere, om den ansøgte kvote er bæredygtig for bestanden i området. Såfremt en kvote på 150 tons ikke er bæredygtig for bestanden, bedes DTU Aqua fastsætte en bæredygtig kvote, som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt i*".

For søstjernefiskeri anmodes om følgende: "*Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingen. Dybdegrænsen er fastsat til samme dybdegrænse, som for muslingefiskeriet".*

Derudover har FK anmodet om en vurdering af: "*om et fiskeri efter stillehavsøsters inden for Natura 2000 området vil kunne gennemføres i udpegede områder med tætte forekomster af stillehavsøsters. DTU Aqua bedes om muligt udpege sådanne områder*". Fiskeri efter stillehavsøsters skal ikke medregnes i arealpåvirkningen, men skal opgøres separat.

Effekten af en gennemførelse af fiskeplanen analyseres i nærværende konsekvensanalyse i de tilfælde, hvor anmodningen fra FK (Bilag 1) ikke modificerer fiskeplanen.

3.2 Forvaltningen af muslingefiskeriet

Fiskeriet efter blåmuslinger i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse 261 af 21/03/2019 og bekendtgørelse nr. 1258 af 27/11/2019. Udover de lovmæssige reguleringer er der fastlagt en muslinge- og østerspolitik. Politikken bygger på, at muslingeproduktion skal være bæredygtigt og leve op til EU's miljødirektiver (Udenrigsministeriet 2019).

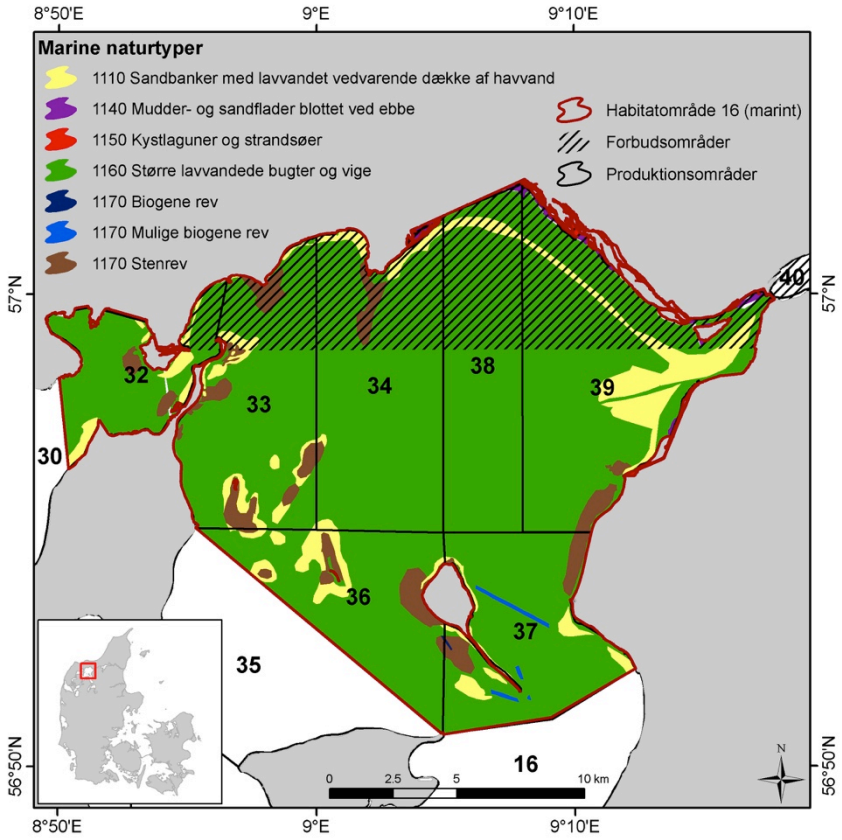
Muslingeskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

- Det skal være i overensstemmelse med Habitatdirektivets bestemmelser og irreversible skader på stenrev skal undgås.
- Forvaltningen skal være adaptiv og tage den bedst tilgængelige videnskabelige viden i anvendelse.
- Der skal ske en videreudvikling af forvaltningen med fokus på arealpåvirkning.

Ved en bedømmelse af effekten af skrabende redskaber i fiskeriet efter muslinger og østers i Natura 2000 områder skal der tages udgangspunkt i arealpåvirkning af nøgleorganismerne ålegræs, makroalger, blåmuslinger og bundfauna.

4 GENERELT OM LØGSTØR BREDNING

Produktionsområde 32-34 og 36-39 i Løgstør Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Der indgår 5 fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdet F12 (Bilag 3), hvoraf det kun er hvinanden, der fouragerer på muslinger. I Habitatområdet (Bilag 4) indgår 5 marine naturtyper i udpegningsgrundlaget, herunder "Lavvandede bugter og vige" (1160), "Sandbanker" (1110), "Rev" (1170), "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" (1140) og "Kystlaguner og strandsøer" (1150): med et areal på henholdsvis 269,8 km^2, 25,9 km^2, 15,6 km^2, 2,3 km^2 og 29,3 km^2 (Figur 1). Naturtypen "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" (1140) og "Kystlaguner og strandsøer" (1150) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at det ikke påvirkes af muslinge-, østers og søstjernefiskeri. Disse naturtyper inddrages derfor ikke i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen "Rev" (1170) er kortlagt af Naturstyrelsen i 2012, hvor der er kortlagt flere stenrev samt biogene rev bestående af hestemuslinger med associeret fauna (Miljøstyrelsen 2020).



Figur 1. Udbredelse af naturtyperne: Større lavvandede bugter og vige (1160), Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110) og Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140). Konsekvensvurderingen omfatter kun de to første naturtyper, samt naturtypen Rev (1170).

Nedenfor præsenteres de data, der er tilgængelige for Natura 2000 området i Løgstør Bredning (N16). Data for blåmuslinger, ålegræs, makroalger og søstjerner baserer sig hovedsageligt på DTU Aquas egne data samt historiske data, mens miljøtilstandsdata primært er indsamlet fra åbne kilder den nationale overvågning (NOVANA-programmet).

5 ÅLEGRÆS

5.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs

Ålegræs anses for at være en nøgleorganisme både til at vurdere miljøtilstand og som habitatdannende organisme. Tætte bede af ålegræs danner i sig selv et habitat gennem den struktur som bladene danner og ålegræshabitatet kan fungere som skjul for småfisk og fiskeyngel og som levested for en række associerede organismer. Derudover er tætte ålegræsbede kendetegnet ved høj produktivitet, en lav regenerering af næringssalte, da en del bliver lagret i rodstænglerne, og en reduktion af den fysiske/hydrodynamiske påvirkning af bunden (Flindt et al. 1999, Duarte 2000, Bergamasco et al. 2003, Marbá et al. 2006, Hansen & Reidenbach 2012). Derudover anvendes ålegræssets dybdeudbredelse som indikator for miljøtilstand i relation til opfyldelse af Vandrammedirektivets målsætninger. Samlet er der således flere årsager til, at ålegræssets bevarelse er af betydning for miljøkvalitet i kystnære områder.

Ålegræssets forekomst og tilstand påvirkes af en række forskellige faktorer. Kendte faktorer, der påvirker ålegræsset negativt, er eutrofiering generelt (Cardoso et al. 2004, Orth et al. 2006, Walker et al. 2006, Burkholder et al. 2007, Van Katwijk et al. 2011) og specifikt de afledte effekter som reduceret lysgennemtrængning som følge af øget planktonproduktion (Borum 1985, Ralph et al. 2006) og iltsvind herunder forekomst af svovlbrinte (Pedersen et al. 2004), og især når der forekommer iltsvind i både vandsøjlen og i bunden. Andre eutrofieringsrelaterede forhold, der påvirker ålegræssets overlevelse og tilstand negativt, er tab af egnet substrat, der er tilstrækkelig fast til at kunne holde på frøspirede planter, eller forekomst af drivende makroalger, som enten kan rive nye skud op eller, ved tætte forekomster, kan føre til udskygning af det underliggende ålegræs (Canal-Vergés et al. 2010, Valdemarsen et al. 2011 Rasmussen et al. 2012). Derudover kan temperaturstigninger (Greeve et al. 2003) og antropogen fysisk/mekanisk stress påvirke ålegræsset negativt. Fysisk/mekanisk stress kan forekomme fx i forbindelse med råstofudvinding eller ved fiskeri (se nedenfor), men kan ligeledes være biologisk afledt via aktivitet af bentisk makrofauna, såsom fx sandorm (*Arenicola marina*). Sandorm fouragerer i sedimentet og deres tilstedeværelse er især kritisk for ny- eller svagt-etablerede ålegræsbede, hvor frø og spirer kan blive begravet, eller nye skud kan rives løs, som følge af sandormens aktivitet i sedimentet (Valdemarsen et al. 2011). Der er ligeledes rapporteret om skadelige effekter af strandkrabber (*Carcinus maenas*) på spirende ålegræs, som krabben "klipper af" (pers. komm. M. Flindt, SDU).

Ålegræssets tilstand i Limfjorden er overordnet præget af mange års eutrofiering med de deraf afledte effekter i form af reduceret lysgennemtrængning, øget forekomst af iltsvind og ændrede sedimentforhold, der har medført en betydelig tilbagegang i forekomsten sammenlignet med forholdene før ålegræssygen, der i sig selv reducerede udbredelsen af ålegræs i Limfjorden betydeligt (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). En analyse af tilstanden i nyere tid har vist, at dybdegrænsen for ålegræssets udbredelse i Limfjorden i perioden fra 1985-2003 faldt til ca. 2 m (Markager et al. 2006). Tilbagetrækningen af ålegræssets udbredelse til lavere vanddybder er i tråd med det generelle mønster for ålegræs i kystnære danske farvande i perioden 1889-2007/2008, hvorimod der i den efterfølgende periode og frem til 2013 har været en væsentlig fremgang at spore for såvel den maksimale og den gennemsnitlige dybdegrænse (Rieman et al. 2016). Siden 2013 er ålegræssets udvikling dog stagneret i takt med at vandet er blevet mere uklart og systemet vurderes fortsat at være meget sårbart (Hansen & Høgslund, 2019).

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, fx i form af øget sigtdybde, foregår gennem aseksuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøbærende planter. Den vegetative formering gennem rodskud er den mest robuste måde og mest uafhængig af miljøforholdene, men er til gengæld en langsom proces med et spredningspotentiale af bede på <30 cm $år^{-1}$ (Olesen & Sand-Jensen 1994). Spredning af frø og frøbærende planter kan potentielt hurtigere lede til etablering af nye bede, men er en mere tilfældig proces, der bl.a. vil være afhængig af lokale vandstrømme og vækstforhold på bunden. De frøspirede planter er desuden mere følsomme over for både antropogene og naturlige påvirkninger og har generelt en

lav overlevelse. Fx er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5-10% i Chesapeake Bay (Orth et al. 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10% (Churchill 1983, Hootsmans et al. 1987, Harrison 1993, Olesen & Sand-Jensen 1994, Olesen 1996, Valdemarsen et al. 2010). Endeligt er det i Limfjorden beregnet, at det kræver min. 3-5 år efter de første planter er overlevet til en ålegræsplet af bæredygtig størrelse er etableret (Olesen & Sand-Jensen 1994). Samlet set er udbredelsen af ålegræs gennem kønnet formering en tilfældig proces med en tidshorisont på 5, 10 eller 20 år afhængigt af lokale forhold (Pedersen et al. 1999). Årsagerne til den ringe samlede succesrate for ålegræssets kønnede formering er ikke fuldt ud belyst, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Anden forskning viser, at ålegræsset fortrinsvis formerer sig vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0-2 m) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen et al. 2009).

5.2 Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs

Effekten af skrabning efter muslinger kan deles i to typer af effekter: Direkte ved påvirkning af redskabet og indirekte som følge af resuspension af sediment.

Direkte effekter: Muslingeskrab kan forårsage skade på bestande af ålegræs gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayton et al. 1995, Barnette 2001, Morgan & Chuepagdee 2003). Skader på de voksne planter kan variere og bl.a. omfatte afrivning af blomsterstande, afrivning af blade fra rhizomerne og begravelse af planterne under sediment, hvilket vil lede til nedsat vækst og overlevelse (Street et al. 2005). Ved dybtgående redskaber kan der desuden forekomme skader på eller forstyrrelser af rhizom-systemet, som vil medføre dysfunktion af bladene og ultimativt plantenes død (Jolley 1972, Tarnowski 2006). Der er ikke foretaget studier af effekter af den lette muslingeskraber på ålegræs. Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsynligt. For det første er der i tætte ålegræsbede sjældent større forekomster af muslinger, effektiviteten af skraberen er endvidere meget lav i ålegræsbede og endelig vil der med udgangspunkt i FKs anmodning til DTU Aqua om grundlaget for konsekvensvurderingen for Løgstør Bredning ikke være sammenfald mellem fiskeriområder og tætte ålegræsforekomster.

Bede af havgræsser, fx ålegræs, kan i et vist omfang regenerere sig efter skader forårsaget af fysiske forstyrrelser. Mindre skader fx forårsaget af bådpropeller eller storme kan regenereres i løbet af uger til få måneder (Williams 1988), mens regenerering af mere omfattende eller gentagende skader vil tage længere tid, afhængigt af skadens omfang fra 2 år til dekader (Rasheed 1999, Dawes et al. 1997, Ærtebjerg et al. 2003). Lang regenereringstid vurderes især at være gældende i områder, hvor ålegræssets udbredelse og overlevelse i forvejen er udfordret af dårlig vandkvalitet, som det er tilfældet i Limfjorden (Neckles et al. 2005). Forsvinder ålegræsset helt fra et område er det ikke sikkert, at ålegræsset vender tilbage igen. Dette er observeret i flere danske kystnære områder, hvor ålegræsset på trods af en forbedring af vandkvaliteten og deraf følgende større sigtdybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke endelig klarlagt og vil sandsynligvis variere afhængigt af lokale forhold.

Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre velstuderet og vil desuden være afhængig af redskab og hvor dybt dette går under skrabning. Hollænderskraberen er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyekjær et al. 1995). Der er ingen dokumentation af dybdegang af den lette muslingeskraber eller østersskraberen og det er derfor ikke muligt præcist at forudsige effekterne af skrabning, men da de begge skrabere vejer mindre og samler mindre bundmateriale, kan det antages, at de vil have en mindre påvirkning og maksimalt vil påvirke de samme dybder. Den kritiske dybde for succesfuld frøspiring er 5-6 cm og spiringen er størst i de øverste sedimentlag. Fjernelse af frø som følge af fiskeri vil fortynde frøpuljen og mindske sandsynligheden for succesfuld spiring. Foreløbige studier gennemført af DTU Aqua viste ingen signifikante effekter af skrabning på frøpuljen, men resultatet er ikke entydigt, da forsøgsområdet i lighed med det meste af Limfjorden havde meget lav tæthed af frø med stærk heterogen fordeling. Der kan så-

ledes ikke konkluderes endegyldigt om effekter på frøpuljen på baggrund af eksisterende viden. Der er ligeledes meget begrænset viden om effekter på frøspirede planter, men da disse generelt har en meget lav grad af forankring i sedimentet, er det overvejende sandsynligt, at skrabning vil medføre omfattende eller total dødelighed af frøspirede planter.

Der findes ingen studier af effekter af søstjernevod på ålegræs. Søstjernevoddet er et betydeligt lettere redskab uden en ramme, det skraber ikke på samme måde i bunden, og det er stort set kun den bagerste del af netposen, der har kontakt med bunden (Holtegaard et al. 2008). Redskabet må således forventes at gøre mindre skade på ålegræsset, men vil sandsynligvis skade frøspirede planter og nye skud, men ikke frøpuljen.

Indirekte effekter: Indirekte effekter omfatter permanente forandringer af bundens struktur og effekter associeret til resuspension herunder reduceret lysgennemtrængning samt frigivelse af næringssalte og iltforbrugende materiale. Permanente skader i relation til ålegræs kan potentielt forekomme ved gentagende skrabning, der kan lede til ændringer i sedimentets kornstørrelsesfordeling (Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) således, at lette (mudder-) partikler dominerer i de øverste lag og dermed reducerer forankringsevnen for frøspirede planter samt øger risikoen for forøget naturlig resuspension ved vindhændelser. Karakteren og varigheden af sådanne potentielle effekter på sedimentets sammensætning vil afhænge af forstyrrelsens karakter og rekolonisering af infauna (Robinson et al. 2005).

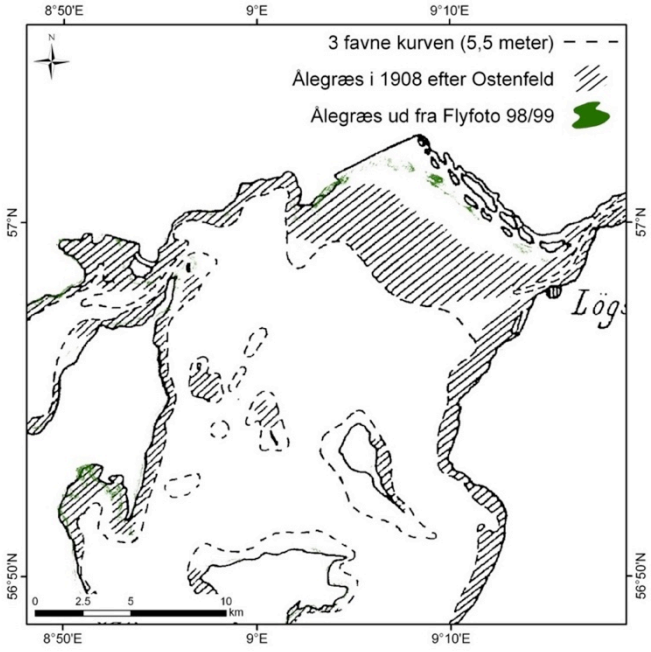
Sigtdybde er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996) og skrabning kan på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Muslingeskrab vil generere resuspension af sediment både ved selve skrabningen (Riemann & Hoffman 1991, Dayton et al. 1995, Dyekjær et al. 1995, Johnson 2002, Morgan & Chuepagdee 2003, Rheault 2008, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) og efterfølgende ved skylning af skrabeposen. Omfanget af resuspension vil imidlertid afhænge af redskabet. De fleste af de publicerede studier om emnet omhandler skrabeudstyr til nedgravede muslinger som sandmuslinger og hjertemuslinger og kun enkelte er udført på hollænderskraberen. Begge skrabere og især skrabere, der anvendes til nedgravede muslinger, må forventes at medføre betydelig større resuspension end den lette muslingeskraber og østersskraberen. Refererede resultater fra andre studier vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Løgstør Bredning som beskrevet i FKs bestillingsskrivelse (Bilag 1). Ved brug af skrabere til nedgravede muslinger er der fundet en sky af resuspenderet materiale i 20-40 m fra det skrabede område (Manning 1957, Haven 1979, Manzi et al. 1985, Spencer et al. 1997, Maier et al. 1998, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). For hollænderskraberen blev skyen af resuspenderet materiale på baggrund af målinger modelleret til at være på 0,055 km^2 (Dyekjær & Hoffmann 1999), baseret på en spredning på ca. 25 m på hver side af skrabesporet og et skrab på 300 m. Problemet med denne undersøgelse er imidlertid, at modellen ikke tager højde for vertikal fordeling af partikler i vandsøjlen og derfor sandsynligvis underestimerer den totale mængde sediment, der er blevet resuspenderet. Hvilke konsekvenser dette har for den modellerede spredning af sediment er det ikke umiddelbart muligt at bedømme. I alle studier blev det vist, at skyen af resuspenderet materiale havde en kort levetid inde i det skrabede område i størrelsesordenen fra én til få timer (Riemann & Hoffmann 1991, Maier et al. 1998). Dette er forventeligt, da de tunge partikler hurtigt vil sedimentere ud i nærheden af skrabesporet, mens de lettere partikler vil blive ført med vandstrømmene ud af området (Godcharles 1971, Goodwin & Shaul 1980, Ruffin 1995). Spredningen af de lettere partikler vil afhænge af partikelsammensætningen, vanddybden og strømforholdene (Tarnowski 2006, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). Ved fiskeri i Løgstør Bredning er det påbudt at bruge den lette muslingeskraber. Undersøgelser har vist, at denne skraber fanger 50% mindre mudder sammenlignet med hollænderskraberen (Eigaard et al. 2011), hvilket ikke blot betyder betydelig mindre resuspension ved skylning, men sandsynligvis også vil medføre mindre resuspension under skrabningen. DTU Aqua har gennemført studier af resuspension ved brug af den lette muslingeskraber i Limfjorden for at kvantificere betydningen af sedimentspredning yderligere. Studiet viste, at den sedimentfane, som dannes ved muslingefiskeri, generelt spredes 100-500 m og sediment-

fanens varighed var på mindre end 1 time. Ændringerne i vandets klarhed udtrykt som lysdæmpningskoefficienten blev estimeret til 0,05-0,41 m^{-1}, mens den gennemsnitslige årlige naturlige baggrundsværdi er 0,62 m^{-1}. Selvom der er væsentlige ændringer i lysforholdene ved bunden, betragtes den samlede rumlig-tidsmæssige fiskeripåvirkning i undersøgelsesområdet som lav, og mindre en 1-2% af det samlede areal i Løgstør Bredning påvirkes indenfor en fiskerisæson (Rollan et al. submitted). I en overordnet analyse af betydning af resuspension af sediment genereret ved stedspecifikke presfaktorer som fiskeri, klapning og gravning af sejlerender samt råstofindvinding blev det vist, at antropogent genereret resuspension er af marginal betydning for lysudslukning i vandsøjlen sammenlignet med den naturlige resuspension og dermed uden reel betydning for ålegræssets udbredelse (Petersen et al. 2020).

5.3 Data for ålegræs

I starten af forrige århundrede undersøgte Ostenfeld og CGJ Petersen udbredelsen af ålegræs i danske farvande (Ostenfeld 1908). Disse undersøgelser viste, at ålegræsset i 1908 var udbredt ud til 3 favne, svarende til ca. 5,5 m dybde i Løgstør Bredning (Figur 2). Den beskrevne udbredelse kan i princippet betragtes som en upåvirket referencestatus for Løgstør Bredning, om end der skal tages forbehold for metoder og dybdeopmålinger.

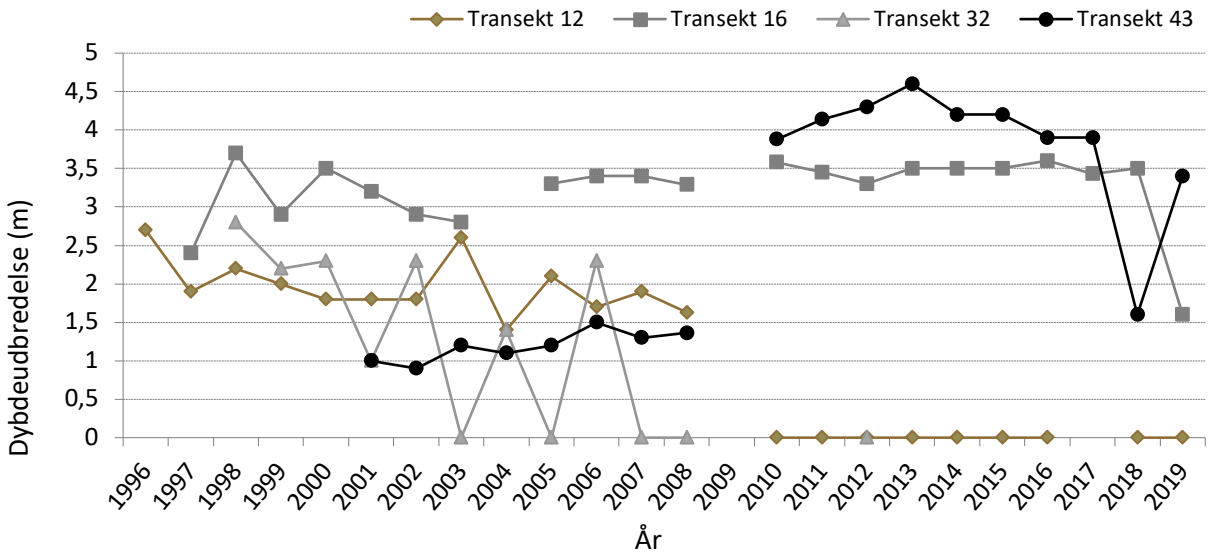
I 1998/99 blev udbredelsen af ålegræs estimeret ved hjælp af flyfotos taget ved overflyvninger af Limfjorden. Dybdeudbredelsen observeret her er angivet i Figur 2. Det skal bemærkes, at det kun er bevoksninger af en vis tæthed og udbredelse, der kan ses på flyfotos. Ålegræsbevoksninger ved den maksimale dybdeudbredelse vil være spredte og tynde, og derfor vil brugen af flyfotos underestimere dybdegrænsen for ålegræs i et område.



Figur 2. Historisk udbredelse af ålegræs baseret på undersøgelser af Ostenfeld (1908) er angivet med sort skravering, mens ålegræssets udbredelse i 1998/99 målt vha. flyfotos angivet med grønt (Kilde: DMU).

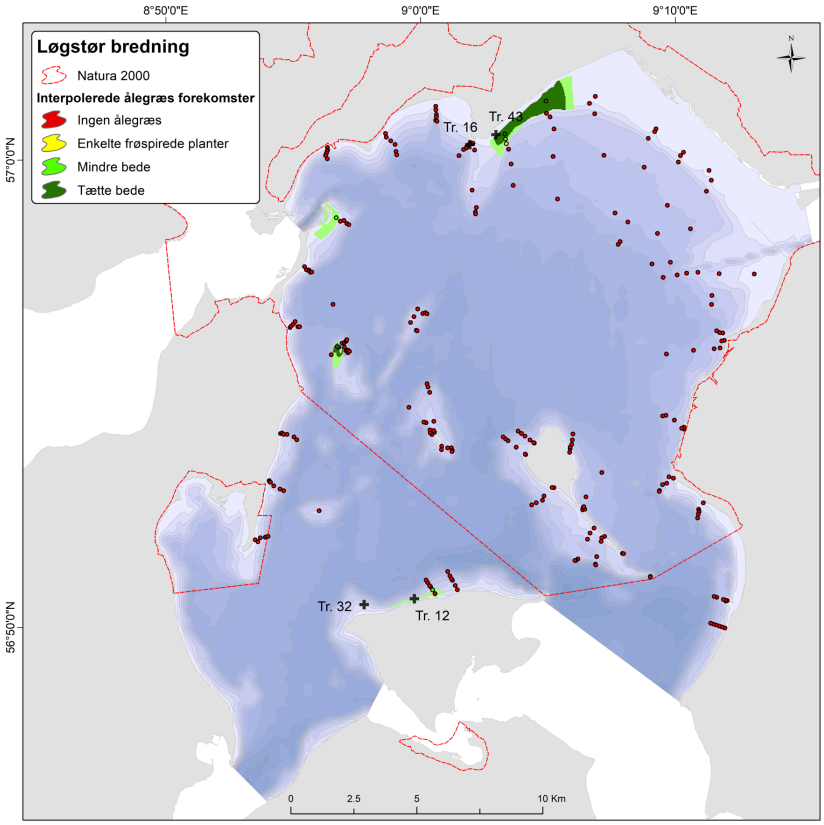
Figur 3 viser dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden, der i en årrække (1996-2019) er blevet moniteret via det nationale overvågningsprogram NOVANA på en række faste transekter (placering af transekter se Figur 4). Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Løgstør Bredning i 2019 var henholdsvis 3,4, 1,6 og 0 m på transekt 43, 16 og 12. Ålegræssets dybdegrænse har generelt været stabil eller stigende i den nordlige del

af bredningen de senere år, om end der på transekt 43 har været væsentlig tilbagegang siden 2013. I den sydlige del af bredningen har ålegræssets dybdegrænse været fluktuerende siden 2000, og er helt forsvundet på begge transekter (12 og 32) efter 2008. Transekt 32 er generelt ikke blevet moniteret siden 2008. Den dårlige tilstand i den sydlige del af bredningen skyldes formodentligt det hyppige iltsvind i denne del af fjorden, idet der ikke er blevet skrabet indenfor vanddybder <4 m de sidste 10 år og indenfor 3 m i >20 år.



Figur 3. Dybdeudbredelse for ålegræs i Løgstør Bredning i peroden 1996-2019 på transekterne 12, 16, 32 og 43. Transekt 16 og 43 ligger i den nordlige del af Natura 2000 området. Transekt 12 og 32 ligger udenfor Natura 2000 området. Transekt 32 er ikke blevet moniteret siden 2008.

DTU Aqua har foretaget videomonitering af ålegræs i Løgstør Bredning siden 2009 (Poulsen et al. 2010). I 2019 omfattede videomoniteringen i alt 247 stationer fordelt på 44 transekter og vanddybder på 1-6 m. På hver dybde langs transektet blev en videoslæde monteret med et HD-videokamera trukket ca. 90 m parallelt med kysten langs dybdekonturen. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret og kategoriseret for tilstedeværelse af ålegræs i følgende kategorier: 3) tætte sammenhængende ålegræsbede, 2) mindre spredte bede, 1) enkeltstående frøspirede planter og 0) ingen ålegræs. Efterfølgende er punkt-observationerne fra videomoniteringen interpoleret til hele bredningen (vha. "spline with barriers technique" i ArcGIS - for yderligere detaljer se Canal-Vergés & Petersen 2015) som et skøn over ålegræssets samlede arealmæssige udbredelse i området. I Figur 4 er dette skøn indikeret med mørkegrønt for tætte sammenhængende bede og med lysere grønt for mindre spredte bede. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter (gule), men indgår dog i den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs i Løgstør Bredning.



Figur 4. Forekomsten af ålegræs på 44 transekter i Løgstør Bredning i 2019, hver bestående af 1-6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. Prikker indikerer faktiske observationer, mens fladerne er modellerede skøn for ålegræsforekomsterne i den samlede bredning fremkommet ved interpolation. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hver transekt for forekomst 2 (mindre bede) og 3 (tætte bede), men ikke 1 (enkeltstående frøspirede planter). Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der moniteret ca. 90 m havbund. Billedbredden på videokameraet var ca. 50 cm. Sorte kryds viser ålegræstransekter i den nationale overvågning.

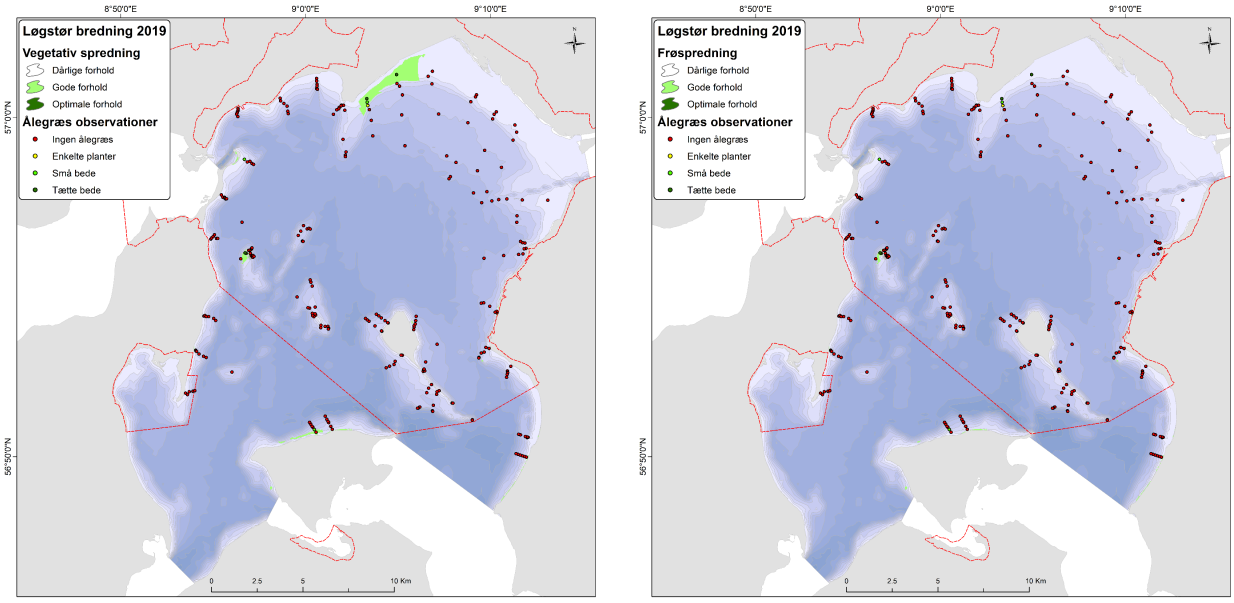
På 1, 2 og 3 m vanddybde blev der observeret ålegræs i en af de tre kategorier på henholdsvis 10%, 7% og 2% af transekterne. På stationerne med vanddybder større end 3 m, blev der ikke observeret ålegræs, lig undersøgelsen i 2016. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 3 m, om end det bør understreges at udbredelsen af faktiske bede var begrænset til max 2 m, mens der på 3 m kun blev fundet enkeltstående frøspirede planter og kun på en enkelt station. Generelt er ålegræssets udbredelse i Løgstør Bredning begrænset til relativt få og afgrænsede områder. Desuden er ålegræsset gået tilbage ift. undersøgelserne i 2016, hvor der blev observeret ålegræs på 15%, 9% og 17% af transekterne på 1, 2 og 3 m vanddybde.

I 2016 blev der observeret nye forekomster af ålegræs på nordsiden af Fur og i området omkring Ejerslev Røn. Disse er begge genfundet ved undersøgelserne i 2019, om end forekomsten ved nordsiden af Fur er væsentligt reduceret. Derudover var der i 2016 større bestande af ålegræs ved Livø Tap, som helt ser ud til at være forsvundet i 2019. Tætte bestande af ålegræs (dækningsgrad 3) fandtes i 2019 kun i to områder i bredningen; dels i den nordlige del af bredningen og dels ved Ejerslev Røn.

Store dele af ålegræsbestanden dør i løbet af efteråret og vinteren i danske kystområder, kun ålegræsforekomster >1 m^2 har en god chance for at overleve til det følgende år (Pedersen et al. 1999). Det følgende forår vil ålegræsset skyde igen fra frø og brede sig fra det overlevende ålegræs ved vegetativ formering. Ålegræsbestanden i Løgstør Bredning vurderes derfor at være særdeles sårbar på grund af de få større, etablerede og overvintrende bestande.

Foruden de observerede forekomster af ålegræs inkluderer konsekvensvurderingen også områder, hvor ålegræsset potentielt vil kunne re-kolonisere i bredningen. Denne vurdering er baseret på en model, der tager udgangspunkt i forskellige miljømæssige faktorer, der er udslagsgivende for ålegræssets etablering. Detaljer om modellen kan findes i sidste konsekvensvurdering (Nielsen et al. 2018). Modellen resulterer dels i et kort over ålegræssets mulighed for re-kolonisering ved vegetativ vækst, og dels i et kort over ålegræssets mulighed for re-kolonisering ved frøspredning, hvori der tages højde for en højere følsomhed hos frøspirede planter overfor visse miljømæssige parametre (Figur 5).

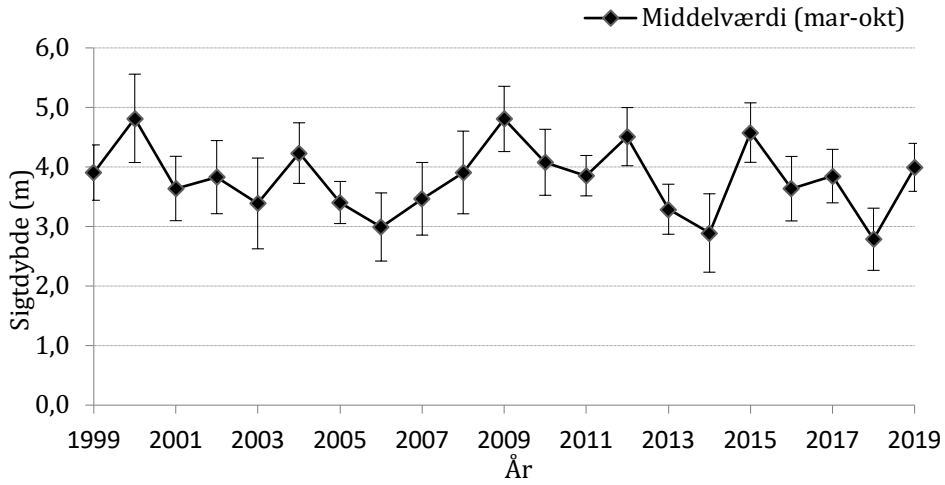
Modelresultaterne for ålegræssets mulighed for kolonisering i Løgstør Bredning via vegetativ vækst (Figur 5, tv) er sammenfaldende med de af DTU Aqua observerede forekomster (Figur 4). I bredningen blev der kun fundet få og mindre egnede områder for ålegræssets mulighed for kolonisering via frøspredning (Figur 5, th).



Figur 5. Modellering af ålegræssets mulighed for re-kolonisering i Løgstør Bredning ved hhv. vegetativ spredning (eller alternativt ved transplantation af voksne planter) og frøspredning. Modellen er baseret på miljøparametre, der er udslagsgivende for ålegræssets etablering. Områder, der er henholdsvis optimale og gode for ålegræssets etablering, er indikeret med henholdsvis mørkegrønt og lysegrønt.

5.4 Sigtedybde og udbredelse af ålegræs

Siden slutningen af 1970'erne er sigtdybden i Limfjorden blevet målt på faste stationer i forbindelse med den nationale overvågning NOVANA. Af disse ligger én station (Nr. 3708-1) inden for Natura 2000 området i Løgstør Bredning, hvorfra der findes målinger af sigtdybden siden 1982. Sigtdybden varierer i løbet af året, med den højeste sigtbarhed i vintermånederne og den laveste i forårsmånederne. Figur 6 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 1996-2019 fra marts til oktober, som svarer til vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor har sigtdybden i den periode betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002).



Figur 6. Den gennemsnitlige sigtdybde (±2 S.E) i perioden marts-oktober ved målestation 3708-1 i perioden 1996-2019. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned fra marts til maj (n = 8-35 per år).

Sigtdybden i perioden 1996-2019 svinger mellem 2,8 og 4,8 m (Figur 6). Sigtdybden i 2019 var 4,0±1,7 m (gennemsnit ± standardafvigelse).

Flere modeller baseret på empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtdybden og dybdegrænsen for ålegræs (Krause-Jensen et al. 2008, Nielsen et al. 2002). På baggrund af en gennemgang af modellerne og sammenligning med observerede dybdegrænser er der til denne analyse valgt en model udviklet af Nielsen et al. (2002) baseret på et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtdybden beregnes hos Nielsen et al. (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts til oktober).

$$\text{Dybdegrænse (m)} = 0{,}339\ (\pm 0{,}611) + 0{,}786\ (\pm 0{,}126) * \text{sigtdybde (m)},\ (R^2 = 0{,}606)$$

± angiver standardafvigelsen på parametrene i formelen (Nielsen et al. 2002).

Sigtdybden målt i 2019 var i Løgstør Bredning i gennemsnit 4,0 m. På baggrund af sigtdybden kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til 3,4 m i 2019 ved at bruge ovenstående model (Tabel 1). Den observerede, maksimale udbredelse i 2019 for levende ålegræs var 3,4 m ifølge NOVANA-overvågningen og 3 m for enkelte ålegræsplanter i DTU Aquas undersøgelser.

Tabel 1. Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Løgstør Bredning i perioden 2013-2019. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)). Sigtdybderne for 2013-2019 er beregnet på baggrund af sigtdybdedata fra NOVANA-overvågningen. De observerede dybdegrænser er fra observationer på hhv. NOVANA transekter og DTU Aquas transekter. *tal i parentes angiver dybdegrænse for reelle bede og ikke blot enkeltstående planter.

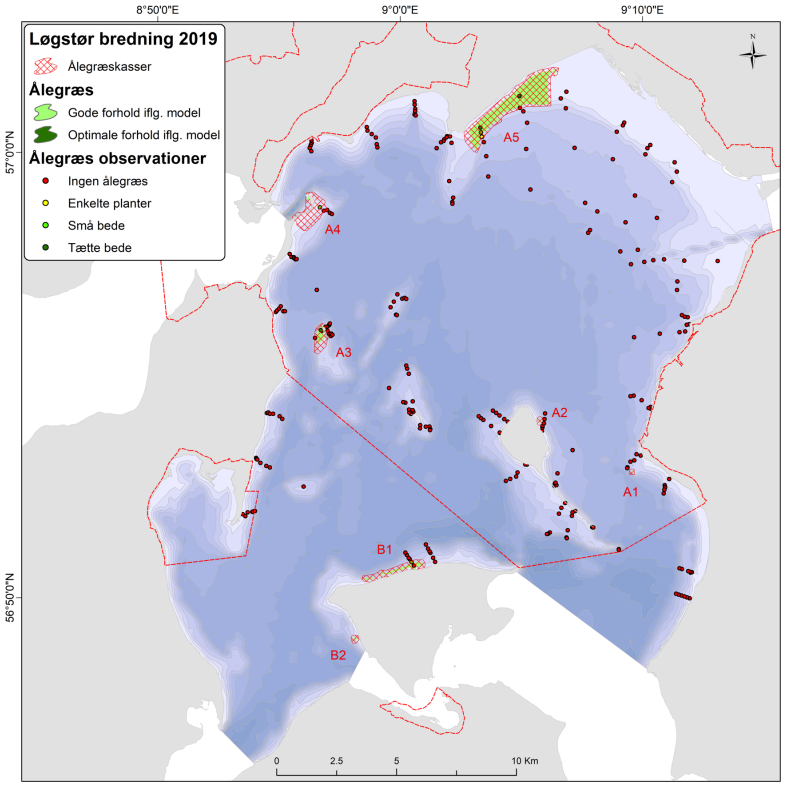
Potentiel dybdegrænse (m)	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Sigtdybde (m)	3,3	2,9	4,6	3,6	3,8	2,8	4,0
Observeret dybdegrænse MST (m)	4,6	4,2	4,2	3,9	3,9	3,5	3,4
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	6	5	4	3	-	3(3)*	3(2)*
Model-estimeret dybdegrænse (m)	2,9	2,6	4,0	3,2	3,3	2,5	3,4

Der har været rejst diskussion af anvendeligheden af dybdegrænser estimeret ved hjælp af empiriske relationer som ovennævnte. Relationerne har vist sig kun i begrænset omfang at afspejle forholdene, når miljøforholdene forbedres som følge af reducerede tilførsler af næringssalte (Naturstyrelsen 2011). Således fandt

Carstensen & Krause-Jensen (2012) ingen entydig sammenhæng i 20 danske, kystnære områder mellem ændringer i sigtdybde og ændringer i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse. Dette har fået Naturstyrelsen til at konkludere, at ålegræsværktøjet ikke er anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs (Naturstyrelsen 2011). De modelberegnede dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse. Endvidere har de observerede dybdegrænser været større end eller lig med de modelestimerede (Tabel 1).

5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs

Ålegræskasser, hvor alt fiskeri er forbudt, kan være et egnet middel til at beskytte sammenhængende bestande af ålegræs. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse og modelresultaterne har DTU Aqua fastlagt 5 sammenhængende områder, hvor der er forekomst eller potentielle forekomster af ålegræs i spredte bede med en tilhørende 100 m bufferzone omkring bedene indenfor Natura 2000 området (A1-5). Heraf ligger et af områderne inden for det lukkede områder, og er markeret på Figur 7. Ligeledes er ålegræskasserne udenfor Natura 2000 området (B1-2) markeret på Figur 7. Kasserne er valgt på baggrund af de af DTU Aqua observerede forekomster og modelanalyser og som sammenhængende områder uanset dybdegrænser, hvorfor bedene forekommer spredt inden for hver kasse. Herved sikres det, at der gives mulighed for ålegræssets sammenhængende udbredelse. Bufferzonen på 100 m omkring bedene er valgt for at beskytte mod fysisk skade. Der er ved ålegræskassernes udformning i alle tilfælde taget hensyn til forekomst af enkelte frøspirede planter.



Figur 7. Forslag til placering af 5 ålegræskasser indenfor Natura 2000 området (A1-5) i Løgstør Bredning samt 2 ålegræskasser (B1-2) udenfor Natura 2000 området er ligeledes angivet. De grønne områder indikerer områder der i DTU Aquas model er identificeret som enten gode eller optimale for ålegræssets udbredelse i Løgstør Bredning. Punkter indikerer de reelle observationer i maj/juni 2019.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslinge- og østersskraber samt med søstjernevod i Løgstør Bredning på vanddybder >5 m og udenfor de angivne ålegræskasser ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller poten-

tielle udbredelse i habitatområde H16. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse vil ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet, da der i de tilladte fiskeområder ikke forekommer ålegræs. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret i FKs anmodning om brug af den lette skraber, max. 15 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri af blåmuslinger, europæisk østers, stillehavsøsters og søstjerner i fem områder (ålegræskasserne) samt udenfor ålegræskasserne på vanddybder >5 m.

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Løgstør Bredning siden 2009 er et solidt datagrundlag for konsekvensvurderingen i forhold til potentiel påvirkning af ålegræsset som følge af fiskeplanens forslag til fiskeri. De omfattende undersøgelser giver et mere detaljeret billede end data fra det nationale overvågningsprogram, der udelukkende undersøger ålegræssets udbredelse på få transekter. Det er derfor DTU Aquas vurdering, at konsekvensvurderingen i relation til ålegræs er forbundet med en forholdsvis lille usikkerhed.

Fiskeri efter søstjerner vil anvende et søstjernevod. Der er ved videooptagelser observeret resuspension under brug af voddet (Holtegaard et al. 2008), men af betydeligt mindre omfang end ved fiskeri med muslingeskraber. Resuspensionen ved brug at søstjernevoddet er ikke kvantificeret, men redskabet er lettere end den lette muslingeskraber, har ingen metalramme og går ikke ned i bunden.

Opfiskning af op til 6.500 t blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for sigtdybden i habitatområde H16, da fiskeriet primært vil foregå i områder med store tætheder af muslinger, hvor en udtynding kan fremme udnyttelsen af muslingernes filtrationspotentiale. Det vurderes, at variation i forhold til muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger ved den nuværende muslingebestand i Løgstør Bredning.

I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. DTU Aqua vurderer, at blåmuslingefiskeriet ikke vil reducere sigtdybden væsentligt i sommerperioden, mens østersfiskeriet er lukket fra 15. maj til 31. august. Studier for den lette muslingeskraber har således vist, at effekterne af resuspension ved muslingefiskeri på lysforholdene ved bunden er væsentlige men meget kortvarige. Lysforholdene kan ændre sig fra 100-500 m fra skrabesporet (Rollan et al. submitted) primært som følge af forekomst af små partikler i vandsøjlen, men generelt er ændringen kumuleret over tid i det nuværende fiskeri i Limfjorden af meget begrænset betydning for ålegræssets vækstforhold i sommerperioden og dermed for ålegræssets udbredelse (Petersen et al. 2020).

Det er DTU Aquas vurdering, at opfiskning af op til 200 t søstjerner ikke vil medføre en resuspension af sedimentet i et omfang, der vil påvirke sigtdybden i Løgstør Bredning.

6 MAKROALGER

6.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger

Makroalger er som ålegræs at betragte som nøgleorganismer i et økosystem, fordi de både skaber struktur, og dermed habitat, og kan være føde for højere trofiske niveauer. Fysiologiske, funktionelle og økologiske forskelle mellem makroalgearter er primært relateret til deres størrelse, form og strukturelle kompleksitet (Nielsen et al. 2004). Derfor vil forskellige makroalgearter danne forskellige former for habitater med varierende kompleksitet. Som følge af denne forskel mellem makroalger er det blevet foreslået, at disse deles i funktionelle grupper, når deres funktion og forekomst bliver analyseret (Rubal et al. 2011, Veiga et al. 2012). I tætte forekomster af store oprette brunalger som fx savtang (*Fucus serratus*) er der således fundet en stor biodiversitet af både epifytiske arter (130 arter) og associeret mobil fauna (127 arter) svarende til diversiteten i bede af ålegræs (Frederiksen et al. 2005). Tilstedeværelse og diversitet af makroalger varierer med flere forhold herunder tilgængeligt egnet substrat, fortrinsvis større sten, lysintensitet og dermed vanddybde, salinitet og graden af fysisk stress (Sand-Jensen & Borum 1991, Middelboe et al. 1998). Eutrofiering er vist at medføre reduktion i biomasse og diversitet af langsomt voksende makroalger og vil i stedet lede til vækst af planktonalger og opportunistiske (Nielsen et al. 2004, Middelboe & Sand-Jensen 2000).

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og at kunne leve som ikke-fastsiddende, drivende alger, som fx grønalgerne søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på fx ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved højt indhold af næringssalte, høje vækstrater, hurtig omsætning, lave regenerationstider og effektiv lysudnyttelse/lave lyskrav og består næsten udelukkende af aktivt fotosyntetisk væv og ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan potentielt udskygge øvrige arter (Valiela et al. 1997, Geertz-Hansen et al. 1993, Salomonsen et al. 1997, Bergamasco et al. 2003, Nielsen et al. 2002). I eutrofierede områder som Limfjorden vil opportunistiske makroalger derfor have en konkurrencemæssig fordel i sammenligning med ikke-opportunistiske arter (Carstensen et al. 2008). Ikke-fastsiddende opportunistiske arter kan drive med strømmen og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømlæ, hvor de kan danne meget tætte forekomster, der udskygger al anden bentisk vegetation og leder til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algemåtterne.

Det er vist, at fjernelse af opportunistiske alger kan medvirke til at reducere tilgængeligheden af næringssalte og forebygge udviklingen af iltsvind (Cuomo et al. 1995, Troell et al. 1999, Mai et al. 2010). I en del områder bliver der som konsekvens heraf gjort en aktiv indsats for at fjerne disse alger. Det gælder fx i Bretagne, Sverige, Venedig lagunen og Florida (Mazé et al. 1993, Cuomo et al. 1995, Charlier et al. 2008), men også i Danmark har Solrød kommune fjernet opblomstrende makroalger fra Køge Bugt og anvendt dem i produktion af biogas. I modsætning til de opportunistiske arter, er ikke-opportunistiske, fastsiddende arter kendetegnet ved høj grad af strukturelt væv, lavere omsætningshastigheder og oplagring af næringssalte i vævet, og de styrker generelt iltproduktionen i de områder de forekommer og tilbyder 3D strukturer, der kan fungere som habitater. I nogle tilfælde, kan disse dog skabe fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som fx ålegræs, hvis substratet hvortil de er fasthæftet er af en størrelse, der gør at det kan tages af strøm/vind og drive rundt på havbunden (Canal-Verges et al. 2010, Holmer et al. 2010, Valdemarsen et al. 2010, Höffle et al. 2012).

Butblæret sargassotang (*Sagassum muticum*) er en invasiv makroalgeart, der dominerer i Limfjorden og som kan være en potentiel trussel mod habitater og arter (Stæhr et al. 2019). Som udgangspunkt skal arten derfor fjernes fra habitatet og fiskeriet kan evt. bidrage i denne sammenhæng. I Løgstør Bredning blev der i de detaljerede studier i 2016 og 2019 fundet sargassotang på henholdsvis 90% og 93% af transekterne og sargassotang er derved en meget betydende komponent i bredningens makroalgesamfund.

Flere studier har forsøgt at skabe klarhed over effekterne af sargassotangs spredning og etablering for de øvrige økosystemkomponenter, men resultaterne er sjældent entydige og varierer tilsyneladende lokalt (fx Buschbaum et al. 2006, Polte & Buschbaum 2008, Salvaterra et al. 2013, Engelen et al. 2013, Wernberg et al. 2000). For nyligt er der foretaget en gennemgribende analyse af sargassotangs effekter på den øvrige marine vegetation i Limfjorden (Stæhr et al. 2019). Analysen viste at sargassotang ikke har nogen effekt på ålegræs, da de to arter ofte kan sameksistere i habitater med blandet bund (blød og hård) – dette understøtter tidligere studier (den Hartog 1997, North 1973, De Wreede 1978). Effekterne på makroalgerne var derimod signifikante, og viste at sargassotang dels har haft en negativ indvirkning på flere hjemmehørende arter (fx savtang og blæretang) men samtidig øger det samlede makoalgedække via artens eget høje bidrag. Dog er arternes indbyrdes dominans markant ændret således, at færre arter dominerer det totale makroalge-samfund (Stæhr et al. 2019). Den økologiske effekt af sargassotang kan således både være en trussel mod den hjemmehørende makroalger og være et alternativt habitat/3D struktur med tilsvarende funktioner som hjemmehørende makroalger. DTU Aqua tager i konsekvensvurderingen af trusler mod makroalger ved fiskeri i Løgstør Bredning udgangspunkt i den samlede makroalge-bestand og skelner således ikke mellem invasive og hjemmehørende arter.

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (se fx referencer i Møhlenberg et al. 2008). Petraitis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs en klippekyst ud for Maine, USA og fulgte koloniseringen af fladerne. De fandt, at enten alger, rurer eller muslinger koloniserede fladerne og foreslog derfor, at der findes flere typer af (stabile) samfund, der kan etablere sig på sådanne overflader i lavvandede områder, ligesom det er vist, at genetableringen vil afhænge af sammensætningen af det fjernede makroalgesamfund (Wade 1993). Lignende observationer er gjort i danske farvande. Majland (2005) fulgte algekoloniseringen på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisator af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. Sukkertang kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørstof m^{-2}. På den (9 år) gamle mole var algebiomassen væsentligt højere: ca. 1400 g tørvægt m^{-2}. I modsætning til ydermolen ved Århus Havn blev der på en ny mole ved Grenå Havn ikke observeret algevækst 3-4 år efter, at molen var etableret, og her var molen domineret af rurer (Møhlenberg et al. 2008, Karsten Dahl, *pers. com*.). I Løgstør Bredning blev der i marts 2017 etableret et stenrev NV for Livø. Undersøgelser af makroalgesamfundet på revet i juni 2019 (godt 2 år efter etablering) viste en dominans af mindre trådformede arter, hvoraf en del var opportunistiske arter. Kun få individer af flerårige arter blev set (Dahl et al. ikke publiceret). Ved en dykkerundersøgelse på revet i juni 2020 blev der observeret væsentligt færre makroalger på revet, om end der var flere flerårige arter som sargassotang og savtang/blæretang (DTU Aqua, egne observationer). Alt i alt indikerer undersøgelserne, at revet efter godt 3 år stadig er i udvikling og endnu ikke har nået et klimaks-samfund. Endvidere viste undersøgelsen, at der kun i ringe omfang er sket bevoksning på revet på vanddybder >3-4 m.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en permanent biomasse af makroalger på renskrabte flader. Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og flerårige alger forsvinder, kan der ske et systemskifte i retning af opportunistiske arter. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger, rurer og kalkrørsorm og det er derfor ikke givet, at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre genetableringen.

6.2 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger

Effekter af fiskeri med muslingeskraber, østersskraber eller søstjernevod på makroalgesamfundene vil være af samme karakter som effekter på ålegræs og kan som for ålegræs deles op i direkte og indirekte effekter. Effekterne af muslingeskrab vurderes at være kraftigere end for den lette østersskraber, da denne er mindre, lettere og der anvendes færre end i muslingefiskeriet, hvorfor muslingeskrab nedenfor dækker over både muslinge- og østersfiskeri. Nedenfor er der primært fokus på de effekter, der er specifikke for makroalgerne.

Direkte effekter: De direkte effekter kan yderligere deles i to: tab af biomasse af makroalger ved bortskrabning eller tab af substrat og dermed levested. Muslingeskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingeskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabede område, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrabes gentagende gange. Fjernelse af flerårige, fastsiddende makroalgebestande kan potentielt give hurtigt voksende makroalgearter (herunder invasive arter) og planktonalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabilt økosystem. Løgstør Bredning er domineret af den invasive sargassotang, som i princippet er at betragte som en trussel mod habitatet, da den konkurrerer med hjemmehørende arter om ledigt substrat. Det er derfor ikke klart om en negativ fiskerieffekt på sargassotang strider mod udpegningsgrundlaget eller understøtter det. Et fiskeri på tætte eller større forekomster af makroalger er imidlertid ikke sandsynligt, da disse primært findes på større sten og sammenhængende stenrev. I disse områder foregår der af flere årsager ikke fiskeri efter muslinger, bl.a. fordi der her er meget få muslinger og redskaberne ikke kan fiske i stenede områder.

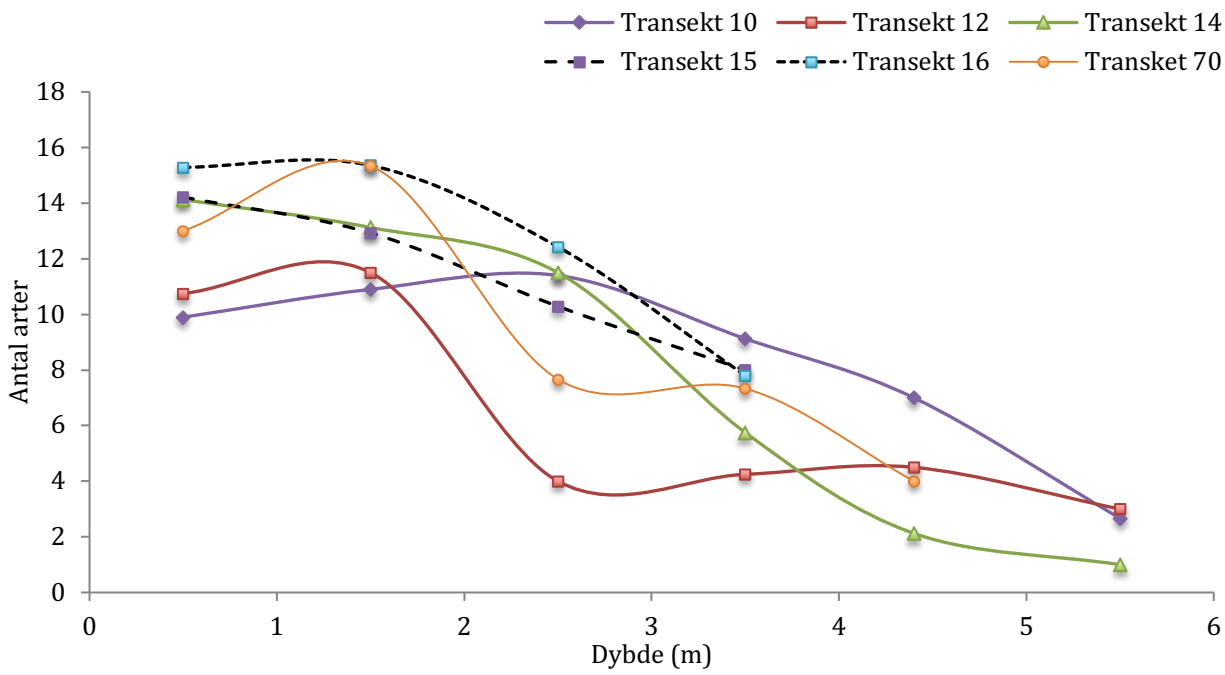
Der foreligger ikke systematiske undersøgelser af søstjernevoddets effekt på makroalger, men nye undersøgelser af bifangst har ikke kunnet påvise betydende effekter af voddet på makroalger (Petersen et al. 2016b). Det er dog en forudsætning, at der under fiskeriet ikke fanges større sten med påhæftede makroalger. Det er imidlertid usandsynligt, at der vil forekomme et fiskeri efter søstjerner i områder med større sten, da disse kan ødelægge udstyret og der i sådanne områder oftest ikke er mange muslinger. Voddets påvirkning af makroalger vurderes derved at være begrænset.

Ved muslingeskrab fjernes fast substrat i form af sten og skaller. Tab af substrat kan være permanent, hvis det fx drejer sig om større sten, men kan også være midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som muslingeskaller. Makroalger er afhængige af forekomsten af fast substrat, idet makroalger kun fasthæfter sig på fast underlag. Fjernelse af faste substrater indenfor dybder, der har lys nok til at understøtte makroalger, vil derfor potentielt reducere mængden af bundvegetation. Den kvantitative betydning heraf kan ikke vurderes uden opgørelse af den relative forekomst af faste substrater. Sammensætningen af det faste substrat har imidlertid betydning for makroalgesamfundene. Det er således vist, at makroalger fæstnet til mindre sten eller skaller kan bringes i drift, når algerne når en given størrelse, og drive enten ind i ålegræsbede, hvor de gør skade på ålegræsbestanden eller ud på dybere vand, hvor algerne potentielt kan blive lysbegrænsede (Canal-Vergés et al. 2010). Fiskeriet er pålagt at genudlægge sten ≥2 kg i området de er fisket, hvilket vil reducere risikoen for permanent fjernelse af optimale substrater.

Indirekte effekter: Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtdybden en vigtig parameter for udviklingen af makroalgesamfund. Muslingeskrab og fiskeri efter søstjerner medfører resuspension, og kan dermed lokalt reducere lysgennemtrængningen og reducere makroalgernes vækstbetingelser. Derudover er der potentiel risiko for, at det resuspenderede materiale kan sedimentere på makroalgerne, hvilket er vist kan have negative effekter på væksten (Lyngby & Mortensen 1996).

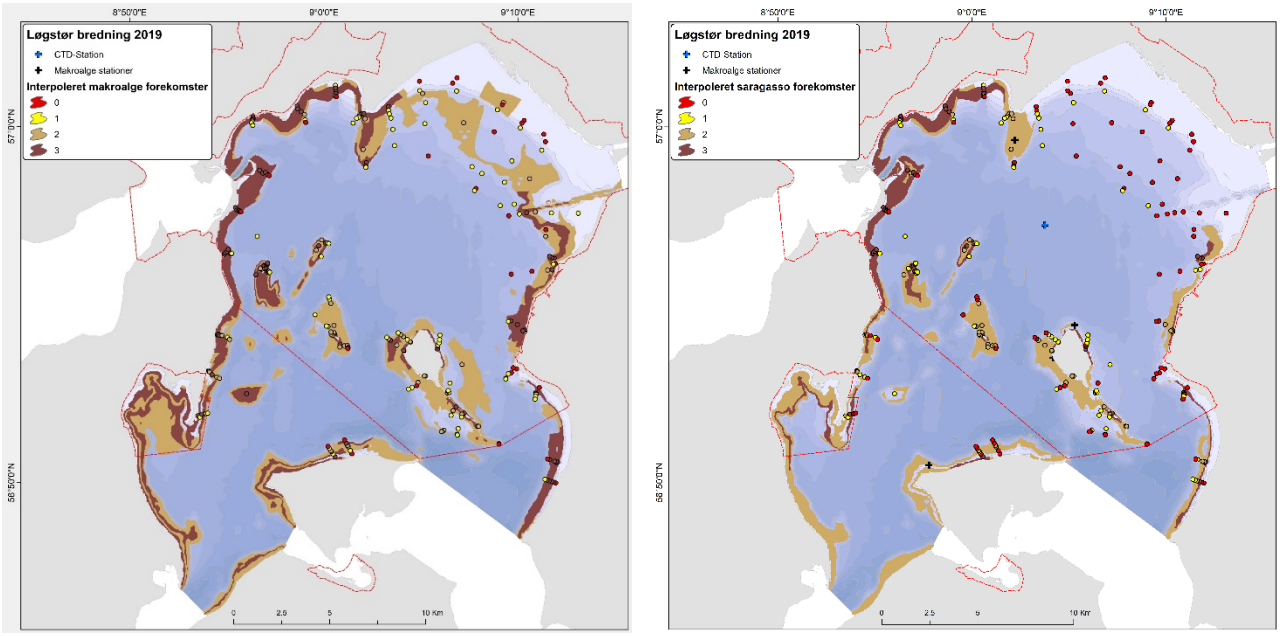
6.3 Data for makroalger

Der foreligger ikke historiske data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse i Løgstør Bredning. I nyere tid er dybdegrænsen for makroalgerne heller ikke blevet moniteret. I perioden 1988-2019 er dækningsprocenten for de observerede makroalgearter blevet moniteret i det nationale overvågningsprogram NOVANA, men kun ud til en forudbestemt dybde, hvorfor den maksimale dybdegrænse for makroalgearterne heller ikke i denne periode er blevet registreret. I perioden 1996-2000 er der observeret makroalgearter ud til maksimalt 10 m dybde og i perioden 2001-2007 ud til 7 m dybde. Vegetationsundersøgelser i Løgstør Bredning i perioden 2012-2019 viser, at makroalgernes dybdeudbredelse har ligget på 5-6 m (Figur 8). Dybdegrænsen for makroalger i Løgstør Bredning er derfor ukendt, men er ifølge nyere data 5-6 m.



Figur 8. Gennemsnitlig forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 2012-2019. Transket 14 viser kun data fra 2012-2016, mens transket 70 viser kun data for 2014-2016. Dybdeangivelserne på X-aksen angiver den gennemsnitslige dybde for de undersøgte dybdeintervaller fx er dybdeintervallet 0-1 m angivet som 0,5 m. (Data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA).

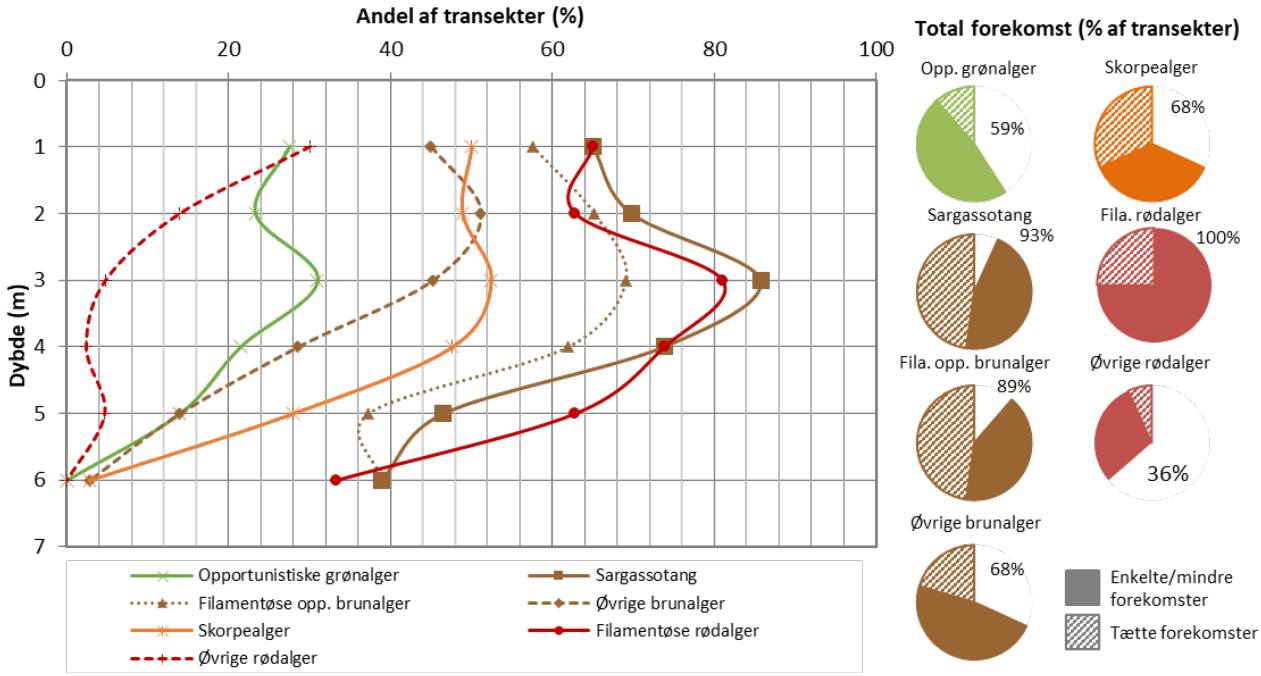
DTU Aqua gennemførte i maj-juni 2019 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Løgstør Bredning. Der blev udlagt 44 transekter, hvor der på dybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m (stationerne er vist i Figur 9) blev trukket en slæde påmonteret et HD-videokamera ca. 90 m langs dybdekonturen og fortrinsvis parallelt med kysten. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i 7 overordnede grupper: i) Opportunistiske grønalger (fx søsalat og krølhårstang), ii) sargassotang, iii) filamentøse opportunistiske brunalger, iiii) øvrige brunalger (fx blære-, sav- og skulpetang), v) skorpealger, iv) filamentøse rødalger og iiv) øvrige rødalger (fx carragentang og dumontalge). Tilstedeværelsen af makroalger inden for hver af de 7 grupper blev kategoriseret efter følgende kategorier: 0) ingen forekomst, 1) enkelte individer, 2) mindre forekomster, og 3) tætte forekomster.



Figur 9. Udbredelsen af makroalger (venstre) og sargassotang (højre) på 44 transekter i Løgstør Bredning i maj-juni 2019, hver bestående af 6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. Farvekategoriseringen er baseret på følgende kategorier af forekomst: 0 = ingen forekomster (rød); 1 = enkelte individer (gul); 2 = mindre forekomster (orange); 3 = tætte forekomster (brun). Prikker indikerer faktiske observationer, mens fladerne er modellerede skøn baseret på dybden for makroalgeforekomsterne i den samlede bredning. I det modellerede skøn indgår ikke en vurdering af substratforholdene og hvorvidt disse rent faktisk kan understøtte vækst af makroalger.

Som det var tilfældet i 2016 blev der fundet makroalger på alle transekterne i undersøgelsen og på alle vanddybder, dog med de tætteste forekomster på 1-4 m dybde (Figur 10). På 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m blev der fundet tætte bestande (kategori 3) på 53, 38, 39, 29, 19 og 0% af stationerne. Figur 10 viser andelen af transekter, hvorpå de syv overordnede makroalgegrupper var repræsenteret enten som tætte forekomster, mindre forekomster eller enkelte individer. Forekomsterne er dels vist som dybdespecifikke forekomster og dels som totale forekomster på de samlede transekter, dækkende dybdespændet 1-6 m.

De mest dominerende makroalgearter/artsgrupper på alle vanddybder i Løgstør Bredning var filamentøse rød- og brunalger samt den invasive sargassotang. På 1, 2, og 3 m vand blev der fundet tætte bestande (kategori 3) af sargassotang på henholdsvis 30, 31 og 22% af transekterne, mens tilsvarende tætte forekomster af de hjemmehørende brunalgearter blæretang, savtang og skulpetang var lidt lavere: 25, 21 og 12%. Sargassotang blev fundet på 93% af alle transekter og med tætte forekomster (kategori 3) på 48% i 2019, mens den i 2016 blev fundet på 90% af transekterne og med tætte forekomster på 55%. DTU Aqua vurderer på denne baggrund, at sargassotang ikke længere spreder sig så voldsomt i bredningen som den tidligere har gjort, men i stedet ser ud til at have nået et stabilt niveau.



Figur 10. Dybdespecifik og total forekomst af syv overordnede makroalgegrupper i Løgstør Bredning maj-juni 2019. Venstre: dybdespecifikke forekomster - data repræsenterer andelen af transekter, hvorpå de syv overordnede makroalgegrupper var repræsenteret enten som tætte forekomster, mindre forekomster eller enkelte individer (dvs. kategori 1-3). Højre: total forekomst på de samlede transekter - procentværdien angiver andelen af de 44 transekter, hvor forekomst af de syv overordnede makroalgegrupper blev observeret; de skraverede andele repræsenterer tætte forekomster, mens de fuldfarvede andele repræsenterer enkelte eller mindre forekomster.

6.4 Makroalger og sigtedybde

Makroalgerne er begrænset af lys- og substratforhold. Den potentielle dybdegrænse for makroalger i Løgstør Bredning kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem makroalgernes dybdegrænse og sigtdybden. En empirisk analyse udarbejdet på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder har vist en sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse for makroalger (Nielsen et al. 2002):

Dybdegrænse (andre alger, m) = -1,1 (±1,01) + 1,568 (±0,216) * sigtdybde (m), (R^2 = 0,638)

Dybdegrænse (brunalger, m) = -1,252 (±1,353) + 1,427 (±0,133) * sigtdybde (m), (R^2 = 0,584)

hvor ± angiver standardafvigelsen på parametrene. Som følge af forskellige lyskrav hos forskellige makroalgearter er der lavet ligninger for flere funktionelle grupper (Nielsen et al. 2002). I denne analyse har vi valgt at bruge modellen for brunalger til beskrivelse for alle ikke-opportunistiske arter og modellen for "andre alger" til at beskrive de opportunistiske arters udbredelse som funktion af sigtdybde. Ved en gennemsnitlig sigtdybde i 2019 (marts-oktober) på 4,0 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 4,5 m og for andre makroalger til at være 5,2 m, hvilket er mindre end den observerede udbredelse på 6 m af DTU Aqua (Tabel 2).

Tabel 2. Estimerede og observerede dybdegrænser for makroalger i Løgstør Bredning i perioden 2013-2019. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober) på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA. Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Løgstør Bredning er beregnet for brunalger efter Nielsen et al. (2002). * Kun målt til 4 m. ** Kun målt til 6 m

Potentiel dybdegrænse (m)	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Sigtdybden (m)	3,3	2,9	4,6	3,6	3,8	2,8	4,0
Obs. dybdegrænse DTU Aqua (m)	9	-	4*	6**	-	4*	6**
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	3,5	2,9	5,3	3,9	4,2	2,7	4,5
Estimeret dybdegrænse andre (m)	4,1	3,4	6,1	4,5	4,9	3,3	5,2

Dybdegrænsen for makroalger vil afhænge af lyset og det er for forskellige arter beregnet, hvor stor en del af overfladelyset, der skal være tilgængeligt. Lysets gennemtrængning i vandsøjlen vil imidlertid afhænge af mange forskellige forhold, som vinklen på indstrålingen og vandsøjlens sammensætning. Sigtdybde er et groft mål for lysgennemtrængning i vand og sigtdybden er antaget at svare til den dybde, hvor 10% af overfladeindstrålingen er tilbage. Det er muligt for visse makroalgearter at overleve ved meget lave lysintensiteter svarende til <0,01% af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen 1992).

6.5 Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri

I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet sten, muslingeskaller og andet hårdt substrat. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer, herunder især makroalger, som kræver et fast substrat til fasthæftning. Fjernelse af sten er en irreversibel proces, idet sten, der fjernes, ikke bliver gendannet.

Muslingeindustrierne registreret landinger af mindre sten, da sten ≥2 kg, skal genudlægges umiddelbart i det fiskede område. Landinger af sten indsamles af Fiskeristyrelsen (Tabel 3) og i fiskerisæsonen 2019/2020 er der landet 2,7 t sten.

Tabel 3. Mængde sten landet i Løgstør Bredning (produktionsområderne 32-34 og 36-39) i de forskellige fiskerisæsoner.

Fiskerisæson	2015/2016	2016/2017	2017/2018	2018/2019	2019/2020
Sten (tons)	6,5	3,6	1,3	0	2,7

6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et fiskeri som foreslået i fiskeplanen vil overlappe med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst i Løgstør Bredning. Fiskeriet vil foregå på vanddybder >5 m og den største forekomst af makroalger i bredningen er på lavere vanddybder, men der er observeret forekomster på alle vanddybder ud til 6 m (den største dybde hvorpå, der blev moniteret). Generelt er det vist, at dækningsgraden aftager med vanddybden, men et fiskeri vil påvirke makroalgerne. Da makroalgerne i Løgstør Bredning potentielt er lysbegrænsede i deres udbredelse, vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri muligvis kan have en mindre effekt på makroalgernes udbredelse jf. diskussion om resuspension fra fiskeriet ovenfor.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslinge- og østersskraber samt søstjernevod på vanddybder >5 m vil påvirke makroalger i Løgstør Bredning. Muslinge- og østersskrab kan gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Fjernelse af sten i forbindelse med fiskeri vil lede til reduktion i de fastsiddende makroalgers udbredelsespotentiale, dette gælder især for større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af også større alger. Afskrabning af de oprindelige makroalger kan lede til

øget risiko for kolonisering af invasive arter. I Løgstør Bredning er den invasive sargassotang den dominerende makroalge og det er uklart, om den skal betragtes som en vigtig økosystemkomponent, der skal beskyttes, eller som en organisme der truer habitatet og de naturligt forekommende arter og derfor skal bekæmpes.

Der blev landet 2,7 t sten i produktionsområde 33 og 34 i fiskesæsonen 2019/20, hvilket er af samme størrelsesorden som afrapporteret i tidligere fiskerisæsoner. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der reducerer forekomsten af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette muslingeskraber udgør en spinkel konstruktion og vil formodentligt ikke kunne anvendes til fiskeri i områder med større sten. I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet muslingeskaller, disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer.

DTU Aquas vurdering bygger på en omfattende kortlægning af makroalger i Løgstør Bredning siden 2012 af et omfang, som ikke er set i nogen anden sammenhæng, og som kan antages at give et retvisende billede af forekomst af makroalger i Løgstør Bredning. I modsætning til ålegræs danner makroalger ikke nødvendigvis sammenhængende bestande og er, foruden lys, primært afhængige af tilgængeligt substrat. Substrat kan være spredt tilfældigt og kun en minutiøs gennemgang af hele bundarealet vil kunne afdække alle forekomster af makroalger. På trods af det omfattende datamateriale, vil der derfor være forbundet en vis usikkerhed til konklusioner vedrørende makroalgernes udbredelse.

7 BUNDFAUNA

7.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna

Brugen af skrabende redskaber som fx en muslingeskraber, har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings & Kaiser 1998), da der sker en fysisk forstyrrelse af havbunden og de bentiske organismer. Effekten af fiskeriet afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der påvirker et givent område samt om området er påvirket af andre antropogene og naturlige presfaktorer. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af fx roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse (Lambert et al. 2017, Eigaard et al. 2020). DTU Aqua har gennemført en række undersøgelser af fiskeriets effekt på bundfauna i Limfjorden, og de vil sammen med udenlandske undersøgelser danne grundlag for nærværende vurdering.

7.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna

I vurderingen af den effekt de skrabende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Generelt påfører muslingeskrabere bundfaunaen en højere dødelighed end lettere trawlteknikker som almindelig bundtrawl og bomtrawl (Hiddink el al. 2019). Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2-2,0 cm af havbunden (Dyekjær et al. 1995). Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al. 1998). Ved råstofindvinding vil havbunden påvirkes i større dybde og effekterne vil derfor være større i forhold til ved muslingefiskeri. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring 6 måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning og habitater med langlivede arter er mere følsom overfor bundtrawl end områder med kortlivende bentiske organismer (Hiddink el al. 2019).

For at kunne måle en effekt af fiskeriet skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings & Kaiser, 1998). Dette ses fx i Limfjorden, hvor det ikke har været muligt, at observere en forskel i artssammensætning og biotisk koefficient imellem et område, som har været lukket for fiskeri i 25 år og tre omkringliggende områder, hvor der jævnligt skrabes efter muslinger (Dinesen et al. 2015). Dette indikerer, at fiskeriet ikke er den væsentligste eller eneste presfaktor, som påvirker at tilstanden for bundfaunaen i Limfjorden, men i væsentlig grad er styret af andre forhold. Eutrofiering, perioder med iltfattige forhold, klimatiske ændringer (f.eks. øget havtemperatur) samt øget prædation af blåmuslinger (f.eks. fra krabber, søstjerner og fugle) kan være afgørende for udvikling i bundfaunaen i Limfjorden (Dinesen et al. 2015). Der er grundlæggende forskelle mellem forskellige former for antropogen påvirkning fx vil påvirkning med næringssalte påvirke hele fjorde eller hele Natura 2000-områder, mens fiskeri med skrabende redskaber primært vil have en lokal effekt i præcis det område, hvor der fiskes.

I et netop afsluttet EMFF-projekt er bundfaunasamfundene blevet kortlagt i fem Natura 2000 områder; Lovns Bredning, Løgstør Bredning, Nissum Bredning, Horsens Fjord og Lillebælt (Eigaaard et al. 2020). Ligeledes er fiskeripåvirkningen af bundfaunasamfundene analyseret i forhold til at vurdere den relative effekt af fiskeri og andre miljøpåvirkninger på tværs af de fem områder, såvel som indenfor de enkelte områder. Analyserne omfatter både estimering af virkningerne af muslingefiskeri på sammensætningen af faunasamfundene og analyser af og sammenligning af effekten af fiskeri og seks andre miljøpåvirkninger på individantal, artsantal og total biomasse. Følgende variable udover fiskeri blev inkluderet; organisk indhold i sedimentet, iltkoncentrationen, lændegrad, skalfragmenter i sedimentet, dybden og muslingebiomasse. Analyserne viste, at der ikke var signifikant effekt af fiskeri på de tre bundfaunaindikatorer (individantal, artsantal og total biomasse)

på det fulde datasæt på tværs af alle Natura 2000 områder, mens de andre miljøvariable havde forskellig signifikant effekt på de tre bundfaunaindikatorer. Skalfragmenter i sedimentet havde en positiv effekt på alle tre bundfaunaindikatorer, organisk stof i sedimentet havde en negativ effekt på individ- og artsantal, mens iltkoncentrationen og dybden havde en positiv effekt på hhv. biomassen og artsantal. For det samlede datasæt for alle Natura 2000 områder viste analysen af effekten af muslingefiskeri på sammensætningen af bundfaunasamfundet, at dybde, længdegrad, iltkoncentration, organisk materiale og skalfragmenter i sedimentet i langt højere grad bidrager til variationen i prøvernes faunasammensætning end fiskeri. For Lovns Bredning og Nissum Bredning observeres en signifikant positiv sammenhæng mellem fiskeriintensitet og "biomasse" plottet på en logaritmisk skala (Figur 4.1. i Eigaard et al. 2020), mens der tilsvarende for Løgstør Bredning og Horsens Fjord observeres en negativ sammenhæng. Fælles for alle fire områder påvirkes individ- og artsantal ikke signifikant af fiskeriet. For at undersøge om de modsatrettede effekter på biomassen skyldes dårlige miljøforhold på ikke-fiskede stationer blev analysen gentaget på et reduceret datasæt, hvor kun fiskeripåvirkede stationer indgik. Resultaterne af denne analyse viser, at der var en signifikant negativ sammenhæng mellem biomasse og fiskeri på tværs af områder, mens hverken individ- og artsantal havde en signifikant sammenhæng med fiskeripåvirkning. Resultaterne viser således, at for både det kombinerede og de områdespecifikke datasæt, at sammensætningen af den bentiske fauna i Natura 2000 områderne i højere grad er påvirket af de andre analyserede presfaktorer (iltkoncentration og organisk stof i sediment) end af fiskeri, men at nogle bundfaunakomponenter og indikatorer (biomasse) forbliver følsomme over for fiskeripåvirkning på trods af høje niveauer af anden forstyrrelse. Fiskeripåvirkningerne medfører således mindre, men signifikante ændringer i bundfaunasammensætning, og selvom fiskeri kun kan forklare en lille procentdel af variationen i faunadata, er fiskerieffekterne signifikante, når analysen laves på grupperede data og der samtidigt tages højde for påvirkningen af faunaen fra miljødata (Eigaard et al. 2020).

Udover vurdering af effekterne af fiskeri og andre miljøpåvirkninger blev bundfaunasamfundene kortlagt i de fem Natura 2000 områder i forhold til at estimere gendannelsestiden for bundfauna for hver af de fem områder. For Løgstør Bredning er arterne identificeret i to primære klynger (klustergrupper), hvor den nordlige del Løgstør Bredning (klynge A) er karakteriseret ved en blanding af fritlevende og fastboende havbørsteorme samt almindelig dværgkonk, mens stationerne i de dybere centrale dele af Løgstør Bredning tilhører den artsfattige klynge Z. I klynge Z er de dominerende arter søstjerne og fritlevende grøn børsteorm, der indikerer, at faunaen kan være påvirket af kraftige miljøpåvirkninger. Fordelingen mellem livslængdekategorierne i klynge A og Z er stort set ens, hvor størstedelen af arterne er kendetegnet ved en levetid på 3-10 år. Imidlertid har ca. 20% af arterne i klynge A en levetid på ≥10 år, hvilket primært skyldes tilstedeværelsen af dværgkonk. Faunasamfundene i Løgstør Bredning er kendetegnet ved at værre sammensat af fritlevende, mobile arter, der typisk er associeret til sandbund eller rev (Eigaard et al. 2020). Gendannelsestiden for hver klynge efter fiskeripåvirkning blev beregnet baseret på parameterværdier fra Hiddink et al. (2019). Gendannelsestiden blev beregnet fra 0,5K (50% af bundfaunasamfundets bærekapacitet ift. biomasse) til 0,95K (næsten fuld bærekapacitet) for hver af livslængdekategorierne. Én gennemsnitslig gendannelsestid blev beregnet for hver af klyngerne, hvorefter der blev beregnet én samlet gendannelsestid per N2000 område (yderligere detaljer i Eigaard et al. 2020). Den samlede estimerede gendannelsestid baseret på bundfaunasamfundets sammensætning og dets livslængdekategorier i Løgstør Bredning blev estimeret til 2,9 år, der rundes op til 3 år.

7.3 Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna

Der er bundfauna i hele Løgstør Bredning. Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeriet at vare 3 år. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse.

8 BLÅMUSLINGER

8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger

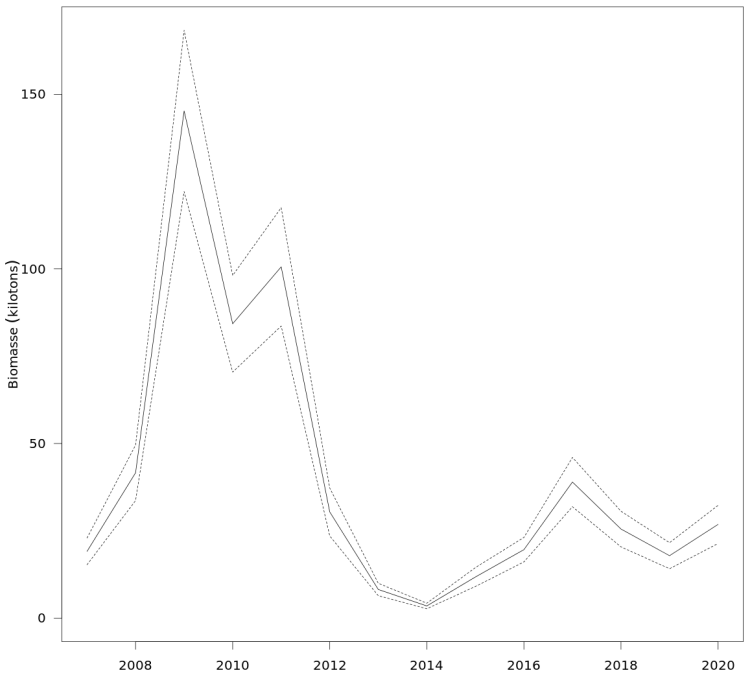
Blåmuslinger er som ålegræs og makroalger en nøglekomponent i kystnære økosystemer fordi de både skaber struktur og påvirker stofomsætningen. Således udviser blåmuslinger aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. Blåmuslingebanker vil fungere som habitat for epibentiske organismer herunder en række fastsiddende dyr og planter. Der er således en omfattende litteratur, der beskriver banker af blåmuslinger som habitater (fx Svane & Setyobudiandi 1996). Muslingebanker udgør derfor, så længe de kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 Rev. Der er udpeget flere stenrev og biogene rev, bestående af hestemuslinger i Løgstør Bredning på de kortlagte vanddybder (4-5 m) af Naturstyrelsen i 2012, men er DTU Aqua bekendt ikke blevet endeligt verificeret (Miljøstyrelsen 2020) i forhold til om de opfylder definitioner af biogene rev (Miljø- og Fødevareministeriet 2018).

Udover at være habitatdannende har blåmuslinger stor betydning for lavvandede kystnære økosystemer gennem deres store filtreringspotentiale. Således har Petersen (2008) vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtdybde i en række bredninger i Limfjorden. Muslinger kan således kraftigt påvirke strømme af materiale og energi i disse områder. Et fiskeri på blåmuslinger vil derfor potentielt kunne påvirke bestanden og dens betydning for miljøtilstanden i bredningen. Blåmuslinger kan under optimale forhold udnytte hele filtrationskapaciteten til fødeoptagelse, og dermed fjernelse af partikler fra vandsøjlen. Partikler (planktonalger og andet organisk materiale) skal transporteres ned til bunden ved opblanding af vandsøjlen. Denne opblanding fremmes af bølgeenergi og strømforhold, men dæmpes af lagdeling af vandsøjlen. Transport af partikler, og dermed fjernelse af partikler fra vandsøjlen, er således betinget af hydrografiske forhold. Blåmuslinger vil ofte forekomme i store tætheder, der medfører en koncentreret fjernelse af partikler i de nederste vandlag. Dette kan lokalt føre til, at dele af den vandmasse, der passerer muslingerne bliver filtreret flere gange (Dolmer 2000a). Dette medfører, at muslingerne ikke kan udnytte potentialet for fødeoptagelse fuldt ud (Dolmer 2000b). Det er således vist for Løgstør Bredning, at kun ca. 30% af muslingernes filtrationspotentiale udnyttes i de dybere dele af Limfjorden (Petersen et al. 2013). Et fiskeri af en del af bestanden med høj biomassetæthed vil således ikke nødvendigvis have en betydende effekt på bestandens samlede fjernelse af partikler i hele bredningen, og dermed på vandets sigtbarhed, idet en fjernelse af muslinger i første omgang vil reducere muslingernes fødekonkurrence, og bestanden dermed samlet set kan opretholde en uændret filtration. Et fiskeri af en for stor andel af muslingebiomassen vil reducere muslingebestandens filtration og reducere områdets sigtdybde.

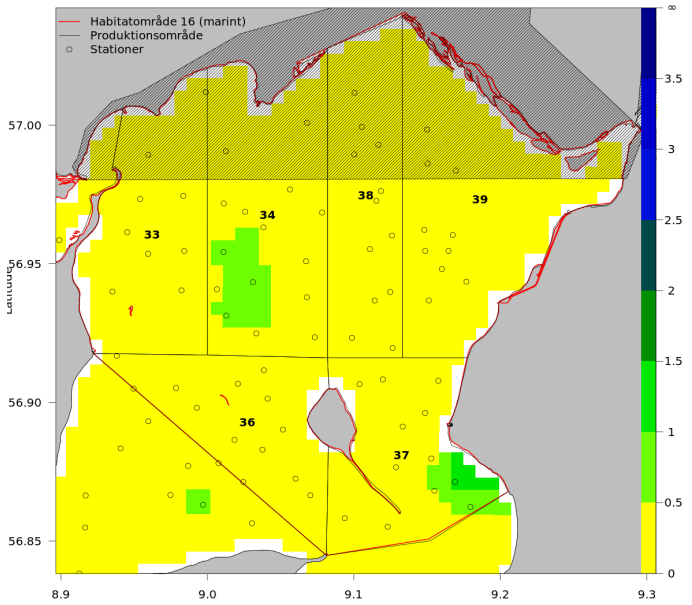
8.2 Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning 2006-2020

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i foråret 2020 angiver en bestand på 26.834±5.463 t i Løgstør Bredning inkl. områder <3 m (Figur 11). Bestandsestimatet er beregnet via en geostatistisk model forstået på den måde, at den direkte inddrager bestandens rumlige struktur. Muslingebestanden i Løgstør Bredning er i 2020 øget med ca. 33% i forhold til 2019. Udbredelse af bestanden er vist i Figur 12.

DTU Aqua har på baggrund af moniteringstogterne, estimeret biomassen i områder med en tæthed >1 kg m^{-2} til at være 1,19 kg m^{-2}. Denne tæthed af muslinger vil være gældende for både fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsfiskeri i beregninger af den kommende sæsons arealpåvirkning.



Figur 11. Blåmuslingebestandsudviklingen i Løgstør Bredning i 2006-2020. Bestandsestimaterne±95% konfidensintervaller er estimeret via den geostatistiske model og omfatter hele Løgstør Bredning.



Figur 12. Udbredelseskort, der viser tætheden (kg m-2) af blåmuslinger i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i marts 2020. Højre y-akse angiver kg m-2.

8.3 Blåmuslinger og sigtedybde

Petersen (2008) har vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtdybden. Analysen er foretaget på en række områder i Limfjorden. For den nordlige del af Løgstør Bredning på dybder >3 m findes en sammenhæng mellem biomasse af blåmuslinger (BM, i t) og sigtdybde (SD i m):

$$SD = 1,3 + (1,5x10^{-5}) * BM \ (R^2 = 0,57)$$

Modellen er udarbejdet for muslingebestanden i produktionsområderne 33-39 i Løgstør Bredning. Blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning er i foråret 2020 fastsat til 26.834±5.463 (BM), og med denne biomasse vil den beregnede sigtdybde være på 1,7 m, hvilket er mindre end den moniterede i overvågningsprogrammet (Tabel 1).

8.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger

Et fiskeri efter 6.500 t blåmuslinger vil fjerne ca. 24% af den totale muslingebestand. Bestanden af blåmuslinger er øget fra 2019 til 2020, men er fortsat relativ lav i forhold til tidligere år DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 6.500 t blåmuslinger potentielt kan medføre betydende ændringer i forekomsten af blåmuslinger i habitatområde H16, Løgstør Bredning grundet den generelle tilbagegang i bestanden over en længere årrække, om end bestanden er steget i 2020 pga. ny rekruttering i Løgstør Bredning. DTU Aqua vurderer, at fiskeri af op til 5.500 t blåmuslinger, svarende til ca. 20% af bestanden vil være bæredygtigt for blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning.

Det er sandsynligt at et fiskeri af 5.500 t blåmuslinger kun vil have meget begrænset betydning for sigtdybden i Løgstør Bredning, bredningens totale vandvolumen og bestandens heterogene fordeling taget i betragtning. Dertil kommer et betydeligt, men ikke kvantificeret.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 200 t søstjerner med søstjernevod på vanddybder >5 m ikke vil påvirke bestanden af blåmuslinger i Løgstør Bredning negativt, formodentlig vil et sådant fiskeri snarere gavne bestanden af blåmuslinger.

8.5 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. I Appendiks 1 i ”Marine Habitat definition” (European Commission 2013), udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 ”Rev”. Der er kortlagt biogene rev i H16, som består af hestemuslinger på de kortlagte vanddybder (4-5 m). På grund af den manglende verificering af de kortlagte rev i forhold til om de overholder den danske definition af biogene rev for blåmuslinger og hestemuslinger er det ikke muligt at vurdere, hvor stor en del af de biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det ønskede fiskeri (Miljø- og Fødevareministeriet 2018). DTU Aqua vurderer, at et fiskeri på vanddybder >5 m vil betyde, at de udpegede biogene rev sandsynligvis ikke vil blive påvirket.

9 SØSTJERNER

9.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner

Søstjerner er i mange kystnære økosystemer nøgleart som prædator. De har kapacitet til at kontrollere udbredelse og tæthed af deres byttedyr og er kendt for at forekomme i store koncentrationer på blåmuslingebanker, hvor deres fødesøgning kan fortsætte til der ikke er flere byttedyr (Gallagher et al. 2008). Søstjerners fødevalg kan omfatte flere arter, men deres foretrukne fødevalg er muslingearter og især epifaunale muslinger som blåmuslinger (Holtegaard et al. 2008). Søstjerner kan på den ene side overleve lange perioder uden fødetilgang, fx om vinteren hvor de er forholdsvis inaktive, og på den anden side have en meget stor fødeoptagelse, når temperaturen er den rette (omkring 15°C). Der er ligeledes indikationer på, at søstjerner bliver stimuleret til øget fødesøgningsaktivitet, når de stimler sammen i tætte klynger (Agüera et al. 2012). Under optimale forhold kan søstjerner indtage ca. en tredjedel af deres egen vådvægt pr dag i form af blåmuslinger (vådvægt af hele dyr).

Potentielt kan strandkrabber, et antal arter af dykænder og andre fugle som fx måger samt enkelte fisk spise søstjerner, men reelt er prædationen på søstjerner ret begrænset og bestandene synes primært styret af miljø- og fødeforhold (Holtegaard et al. 2008). Høje temperaturer og lav iltspænding er således forhold, der er ugunstige for søstjernerne. På baggrund af data fra den regionale miljøovervågning blev det fundet, at individtætheder af søstjerner i Limfjorden varierede med et sinus-formet forløb i perioden 1979-2005 uden, at det dog var muligt at identificere de styrende parametre (Holtegaard et al. 2008). Biomassen af søstjerner varierede imidlertid ikke med samme forløb og hvilke parametre, der er primært styrende for bestanden i Limfjorden, er ikke beskrevet.

9.2 Potentielle effekter af søstjernefiskeri

Fiskeri efter søstjerner foregår i Limfjorden med et søstjernevod, som består af bom, gummirub og netpose. Det er gummirubben, der er en kæde påmonteret store og små gummiskiver, der trækkes henover bunden og sikrer, at søstjernerne hvirvles op og fanges i netposen. Bommen sikrer, at rubben spændes ud, men rører ikke selve bunden under fiskeriet. Netposen har påmonteret kugler til at holde den oppe.

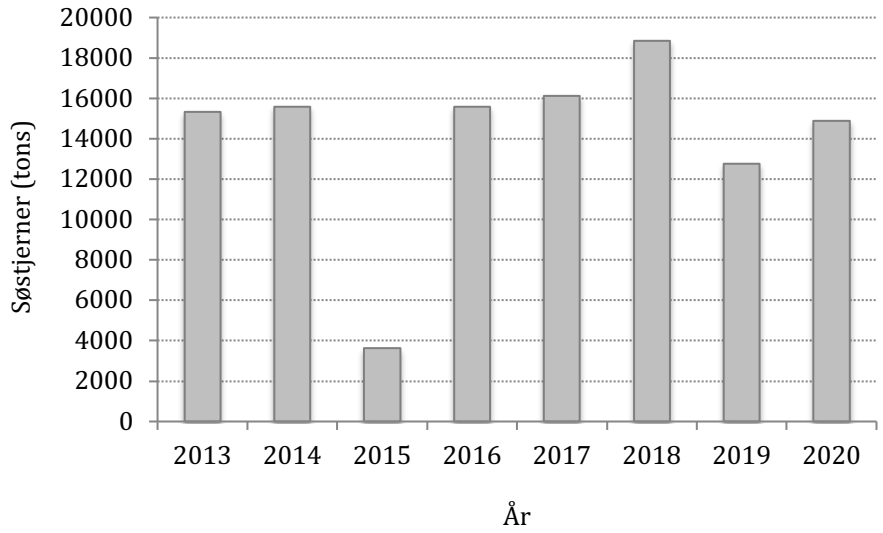
Søstjerner er ikke karakteriseret som en særligt beskyttelsesværdig organisme og kan tværtimod potentielt påvirke biogene rev negativt. Med deres dokumenterede prædation på banker af blåmuslinger (fx Gallagher et al. 2008, Agüera et al. 2012) kan søstjerner således potentielt være en trussel mod biogene rev.

Fiskeriet af søstjerner vil fortrinsvis foregå på tætte bestande af søstjerner og dermed primært påvirke disse og effekterne af fiskeriet vil derudover primært relatere sig til epibentiske arter (fx søpunge) og lettere materiale, som skalfragmenter mm. der resuspenderes ved voddets passage. Et forsøgsfiskeri i 2013 foretaget af DTU Aqua viste, at voddets fangst bestod af ca. 91% søstjerner, 3% tomme skaller, 2,9% søpunge, 2,2% blåmuslinger, 0,3% krabber og 0,6% andet. Bifangsterne vil givetvis variere mellem lokaliteter og generelt set vil bifangstmængden faldet i takt med, at fiskeriet har fået indstillet redskabet.

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som muslingeskraberen. Undersøgelser (Petersen et al. 2016b) af søstjernevoddets effekt på bundfauna og makroalger er blevet gennemført på forskellige bundtyper såsom muslingebanker, blødbund samt makroalger på hård bund. Undersøgelserne viste, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevoddet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk henover en bund med makroalger, hvilket indikerer, at voddets effekt på makroalger er begrænset. Det forudsætter imidlertid, at der ikke fanges større sten, hvilket er observeret ved forsøgsfiskeriet.

9.3 Undersøgelser af søstjernebestanden i Løgstør Bredning (2013-2020)

DTU Aqua har siden 2013 systematisk registeret vægten og antallet af søstjerne i det årlige blåmuslingebestandstogt. Bestanden af søstjerner er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H16 ganges med arealet af H16, der er dybere end 3 m, men med en redskabseffektivitet på 50%, kan bestanden af søstjerner for Løgstør Bredning i foråret 2020 estimeres til 14.900 t. Metoden til bestemmelse af søstjerner er ikke på samme måde valideret og dokumenteret, hvorfor estimaterne er behæftet med en større usikkerhed end estimaterne af blåmuslinger. Under brug af denne metode er bestandsudviklingen af søstjerner i Løgstør Bredning i perioden 2013-2020 viste i Figur 13.



Figur 13. Bestandsudviklingen af søstjerner Løgstør Bredning i 2013-2020 på dybder >3 m.

9.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner

Et fiskeri af 200 t søstjerner i sæsonen 2020/2021 som foreslået i fiskeplanen vil udgøre ca. 1% af bestanden i Løgstør Bredning. I forhold til den samlede estimerede bestand af søstjerner på 26.400 t for de undersøgte områder i 2020 vurderer DTU Aqua, at et fiskeri af 200 t plus et eventuelt fiskeri i Lovns og Nissum Bredning på op til hhv. 100 t og 500 t søstjerner samt 5.000 t i områder udenfor er bæredygtigt i forhold til søstjernebestanden. Estimatet af bestandens størrelse er forbundet med nogen usikkerhed, fordi der ikke historisk er veldokumenterede data for bestanden i Limfjorden, men alene den relative stigning i bestandens størrelse gennem de senere år bevirker, at vurderingen af betydning af et fiskeri for hele bestanden af søstjerner ikke er forbundet med betydende usikkerhed.

Arealpåvirkning af søstjernevoddet vil afhænge af tætheden af søstjerner i det fiskede område og redskabets effektivitet. Der findes ingen videnskabelig dokumentation af redskabets effektivitet og biomasseestimaterne er forbundet med usikkerhed, hvorfor eventuelle beregninger baseret på biomasseestimater af søstjerner sandsynligvis ikke vil være retvisende for den faktiske arealpåvirkning, som fiskeri ville udøve. Det kan antages, at fiskeri efter søstjerner dels vil foregå på de største tætheder af søstjerner, dels vil finde sted på tætte forekomster af muslinger, da muslinger er søstjernernes primære fødeobjekt, da fiskeri ved lavere tætheder næppe vil være økonomisk bæredygtigt. Fjernelse af søstjerner fra habitatområde H16 kan potentielt være et middel til bevarelse af biogene rev i området.

Søstjernefiskeriet er bæredygtigt i forhold til bestanden i Løgstør Bredning. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 200 t søstjerner kan ikke estimeres, hvorfor DTU Aqua anbefaler, at arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri opgøres månedsvis via black box data og at arealpåvirkningen for søstjernefiskeriet er vurderet til at kunne gennemføres indenfor 2% arealpåvirkning i fiskerisæsonen 2020/2021 i Løgstør Bredning.

10 EUROPÆISK ØSTERS

10.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af europæisk østers

Europæisk flad østers (*Ostrea edulis*) er på OSPAR-listen over truede og/eller arter i tilbagegang (Haelters & Kerckhof 2009), hvilket bl.a. skyldes overudnyttelse og infektioner med parasitten *Bonamia* spp. som har været med til at reducere bestandene af europæisk østers kraftigt (Korringa 1952, Edwards 1997). Bestanden af europæisk østers i Limfjorden er i et europæisk perspektiv unik, da der kun findes ganske få naturlige bestande tilbage i Europa (Haelters & Kerckhof 2009). Bestanden af europæisk østers i Limfjorden er hovedsagligt lokaliseret i den vestlige del af Limfjorden, hvor de største og kontinuerte forekomster i nyere tid er blevet lokaliseret i Nissum Bredning, mens forekomster i Venø Bugt og Kås Bredning har været mindre og mere varierende. Aktuelt har der etableret sig en bestand af europæisk østers i Løgstør Bredning. Konsekvensvurdering tager udgangspunkt i fiskeriets betydning i forhold til udpegningsgrundlaget for Natura 2000 området N16 og hvor fiskeriet vurderes bæredygtigt i forhold til bestandsstørrelsen.

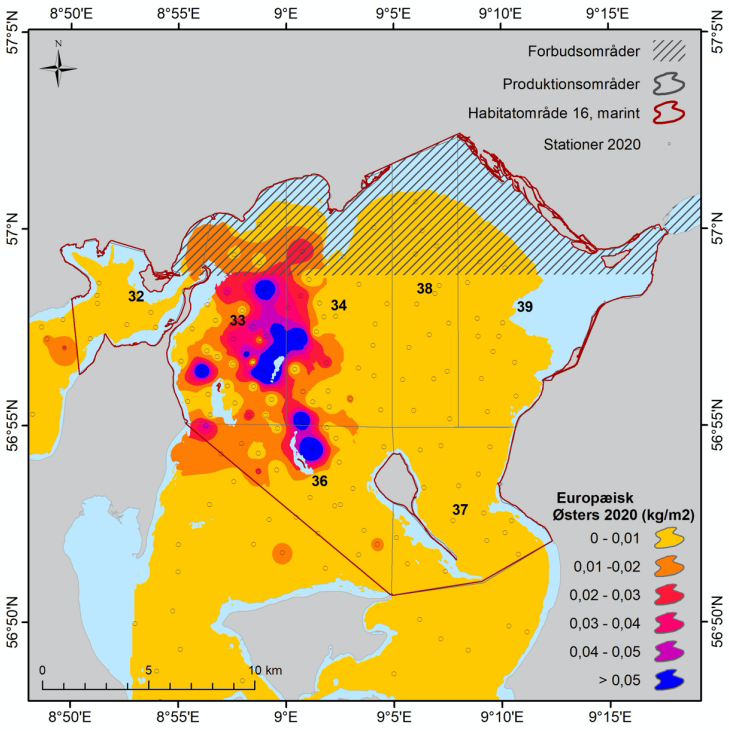
Bestanden af europæisk østers i Limfjorden har varieret betydeligt indenfor de sidste 165 år og en af de væsentligste parametre for den fluktuerende udvikling i østersbestanden er manglende rekruttering (Nielsen og Petersen 2019). Årsagerne til svigtende rekruttering er ikke fuldt ud belyste, men der er indikationer på, at sommervandtemperaturen er medvirkende, da østers kræver min. tre uger med vandtemperaturer >19°C for at udvikle tilstrækkeligt med levedygtig yngel, at en årrække med flere varme somre i træk vil have betydning for stor succesfuld rekruttering (Spärck 1950) og at der er en positiv sammenhæng mellem sommervandtemperatur og øgede landinger af europæisk østers ≥5 år senere (Nielsen og Petersen 2019). Det er således ikke udsædvanligt, at der kan gå en årrække uden succesfulde rekrutteringer (Smyth et al. 2009, Kamphausen et al. 2011, Nielsen og Petersen 2019).

Den aktuelle bestand i Limfjorden har været karakteriseret af primært gamle individer med lav vækstrate, hvorfor dødeligheden har overgået rekrutteringen og dermed reduceres bestanden løbende, da den naturlige dødelighed som følge af alder til stadighed er høj (Nielsen og Petersen 2019). Imidlertid har de seneste to års bestandsopgørelser vist succesfuld rekruttering, særligt i områder udenfor Nissum Bredning, og specielt i Natura 2000 området i Løgstør Bredning er der blevet registreret større forekomster. I forhold til tilstedeværelsen af parasitten *Bonamia ostrea*, som blev observeret i Limfjorden i efteråret 2014 i produktionsområde 5 og 13 (akvakultur), viser de seneste analyser af europæisk østers indsamlet i Nissum Bredning i 2017, at *B. ostrea* er fundet i produktionsområde 1 og 4 i Nissum Bredning (pers. kom, L. Madsen, DTU Aqua). En samlet status for udbredelse og dødelighed forårsaget af *Bonamia* er fortsat ukendt for hele Limfjorden og data for indsamlede prøver er under oparbejdning.

Fiskeri af europæisk østers foregår i Limfjorden med den lette østersskraber og det antages, at østersfiskeriet vil have samme eller mindre effekt på bundfauna og makroalger som blåmuslingefiskeriet. Dette skyldes, at den lette østersskraber er både mindre og lettere og der generelt fiskes med færre redskaber end i muslingefiskeriet.

10.2 Undersøgelser af bestanden af europæisk østers i Løgstør Bredning

I foråret 2020 har DTU Aqua i forbindelse med bestandstogtet for blåmuslinger og østers i Limfjorden inkluderet flere stationer i Natura 2000 området i Løgstør Bredning således, at det har været muligt at estimere bestanden af den hjemhørende europæiske østers og den invasive stillehavsøsters i området. Fordelingen af europæisk østers i foråret 2020 er vist i Figur 14, hvor den samlede bestand i Natura 2000 området i Løgstør Bredning er estimeret til ca. 2.000 t. Bestanden af europæisk østes er hovedsageligt (>97%) lokaliseret i område 33, 34, og 36.



Figur 14. Udbredelseskort, der viser tætheden (kg m-2) af europæisk østers i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i foråret 2020.

10.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af europæisk østers

Et fiskeri af 150 t europæisk østers i Natura 2000 området i Løgstør vil fjerne ca. 7,5% af den samlede bestand på vanddybder >3 m i området. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 150 t er bæredygtigt i forhold til bestanden af europæisk østers i Løgstør Bredning. Derudover er det DTU Aquas vurdering, at fiskeri af europæisk østers i Løgstør Bredning også vil være bæredygtigt i forhold til den samlede bestand af europæisk østers i den vestlige del af Limfjorden på ca. 4.700 t også ved et eventuelt fiskeri af 50 t i områderne udenfor Natura 2000 områder.

11 STILLEHAVSØSTERS

11.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner

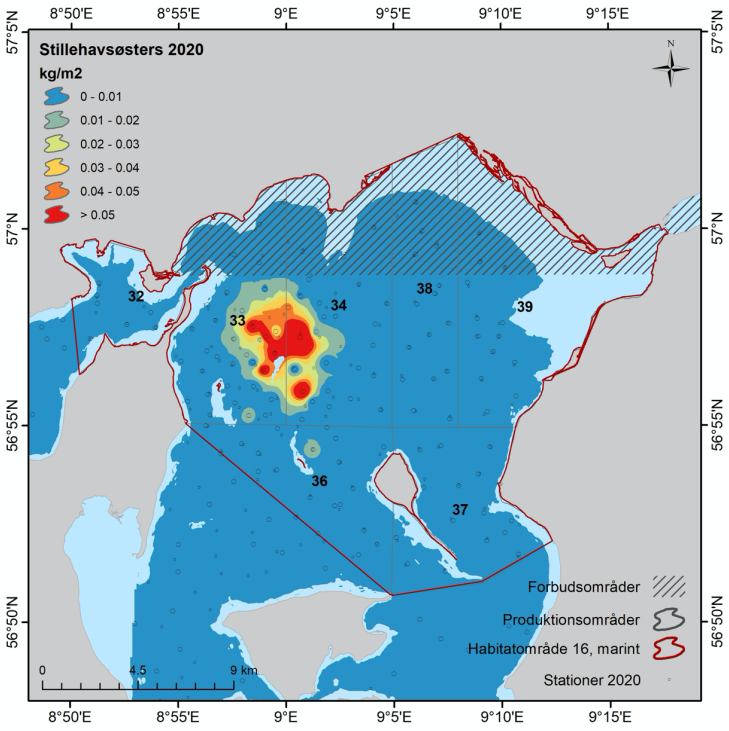
Stillehavsøsters har de senere år bredt sig fra området omkring Agger Tange til store dele af Limfjorden og findes nu også på større vanddybder, hvor de kan fiskes med skraber. I anmodningen fra FK (Bilag 1) er DTU Aqua blevet bedt om at udpege eventuelle områder i Løgstør Bredning, hvor der eventuelt kan foregå fiskeri efter den invasive stillehavsøsters. Invasive arter er ikke reguleret af en kvote, hvorfor et bæredygtigt fiskeri af stillehavsøsters hovedsageligt baserer sig på vurderinger af afledte miljøeffekter ved fiskeriet. Fjernelse af stillehavsøsters med skrabende redskaber vil således have en betydning for bundfauna, herunder andre muslingearter samt makroalger.

Stillehavsøsters påvirker de kystnære økosystemer, fordi de både skaber struktur, påvirker stofomsætningen og konkurrerer med andre hjemhørende arter både i forhold til føde og plads. Således udviser stillehavsøsters en høj grad af aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være revdannede, men er ikke omfattet af den danske definition for biogene rev, da det er en invasiv art. Stillehavsøstersrev vil fungere som habitat for epibentiske organismer herunder en række fastsiddende dyr og planter (Kochmann et al. 2008, Markert et al. 2010, Lejart & Hily 2011, Green & Crowe et al. 2014, Zwerschke et al. 2018). Imidlertid er det ikke entydigt hvad effekterne er ved etablering af stillehavsøsters i et område, da det ofte er område specifikt. Stillehavsøsters kan således forårsage en forandring af artsammensætningen, men ikke nødvendigvis en reduktion i artsrigdom (Kochmann et al. 2008, Markert et al. 2010, Zwerschke et al. 2016, Zwerschke et al. 2018). Andre hjemmehørende muslingearter påvirkes, men primært ved at blive færre og mindre, men de forsvinder ikke helt (Markert et al. 2010, Troost 2010). Udover at være habitatdannende har stillehavsøsters betydning for lavvandede kystnære økosystemer gennem deres store filtreringspotentiale og de konkurrerer med hjemhørende arter som fx europæisk østers og blåmuslinger, da de har overlappende føde-nicher (Vismann et al. 2016, Nielsen et al. 2017).

Stillehavsøsters er en invasiv art, og kan derfor antages ikke at være en særligt beskyttelsesværdig organisme og kan tværtimod potentielt påvirke hjemhørende arter negativt (Markert et al. 2010, Troost 2010, Herbert et al. 2016), hvorfor stillehavsøsters således potentielt være en trussel mod biogene rev.

11.2 Undersøgelse af bestanden af stillehavsøsters i Løgstør Bredning

DTU Aqua har i de senere år i forbindelse med blåmuslinge- og europæisk østersbestandstogterne registreret forekomst af stillehavsøsters i muslingeproduktionsområde 33-34, og 36-37 i foråret 2020, hvoraf de fleste forekomster blev observeret i muslingeproduktionsområde 33 og 34. I begge områder er stillehavsøsters fundet i relativt lave tætheder på op til 0,01 kg m^{-2} (Figur 15) eller en samlet biomasse på 1.200 t i hele bredningen beregnet med metoder udviklet for blåmuslinger. Bestanden af stillehavsøsters i Løgstør Bredning er således stort set halveret i forhold til 2019 (2.450 t), men bestanden i Løgstør Bredning udgør stadig >85% af den samlede estimerede bestand (1.400 t) af stillehavsøsters i Limfjorden i foråret 2020 på vanddybder >3 m.



Figur 15. Udbredelseskort, der viser tætheden (kg m-2) af stillehavsøsters i områder >3 m i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i foråret 2020.

11.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af stillehavsøsters

DTU Aqua vurderer på baggrund af de lave tætheder og det forhold, at de generelt findes sammen med enten europæisk østes eller blåmuslinger, vil det ikke være muligt at udpege særlige områder, hvor der specifikt kan foregå fiskeri efter stillehavsøsters i Løgstør Bredning. Et fiskeri af stillehavsøsters vil reducere bestanden af stillehavsøsters i området, hvilket formodentligt vil være til gavn for andre hjemhørende muslingearter i området som fx europæisk østers og blåmuslinger.

12 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

12.1 Black box

Muslingefiskeriet har haft black box monteret siden fiskerisæsonen 2012/2013. Black box systemet logger informationer om position, sejlhastighed og evt. bevægelse i spillet hvert 10. sek. Dette resulterer i meget store datamængder, idet loggerne også sampler under sejlads til og fra fiskepladserne og mens fartøjerne ligger i havn. For at vurdere hvilke datapunkter, der er omfattet af faktisk fiskeri og ikke fx sejlads, bliver fiskeriaktiviteter vurderet gennem en analyse af de retningsbestemte bevægelser, der registreres i data for skibets spil. Hvis data for spillet indikerer bevægelse i den samme retning (med eller mod uret) i et foruddefineret tidsrum (som standard er dette sat til 30 sek.) bliver dette brugt som en indikation for forberedelse til fiskeri. Denne information anvendes i kombination med den nuværende fiskeristatus for at afgøre, om en fiskeriaktivitet lige er begyndt eller er blevet afsluttet. Fundne fiskeriaktiviteter filtreres baseret på to generelle kriterier:

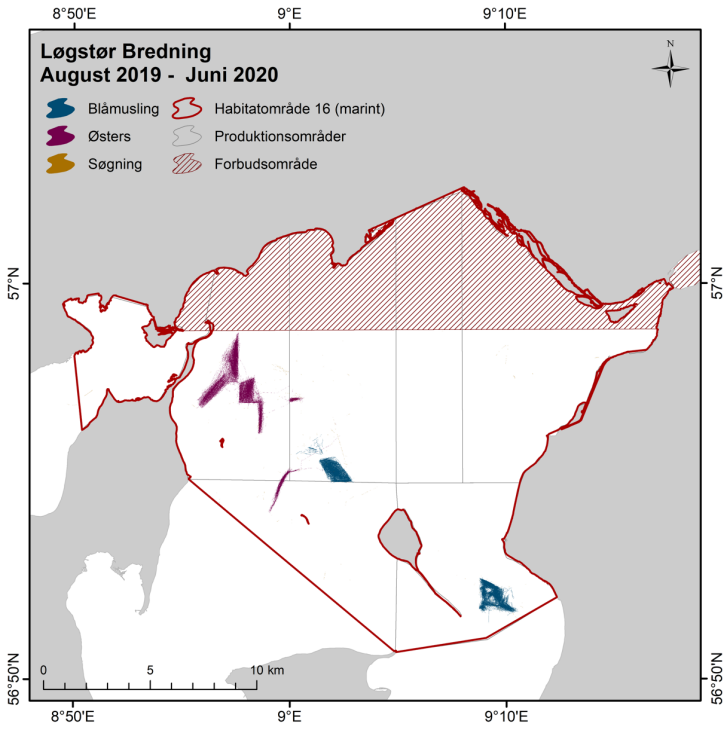
1. Fartøjet sejler med en hastighed i intervallet mellem 1,5-4 knob
2. Aktiviteten skal have en minimumslængde (fisketid) større end 80 sek. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give et enkelt sæt af fiskeriaktiviteter.

I sidste ende resulterer ovennævnte procedure i en liste over fiskeriaktiviteter, der indeholder start- og stoptidspunkter. Aktiviteter, der er defineret som fiskeri, tilknyttes desuden et id der kan bruges til at definere hvilke punkter der udgør et samlet skrab. En algoritme, der kan styre automatisk oparbejdning af alle loggede data efter ovennævnte kriterier er udarbejdet, i gang med at blive kvalitetssikret, og vil blive brugt i den fremtidige oparbejdning af data.

Ud fra de modtagne punkter genereres linjer ved at forbinde punkterne der tilhører samme skrab med en lige linje. Tilhørsforhold afgøres ud fra trækid-kolonnen der er en del af punkt-datasættet. De fremkomne linjer fra black box data anvendes til at generere arealer ved at lægge en buffer omkring dem, der dækker det skrabede areal. Bredden af bufferne er sat individuelt for hvert træk. På baggrund af fartøjets id samt antallet og bredden af skraberne i de forskellige typer fiskerier (blåmuslinger, østers og søstjerner) beregnes bredden af bufferen via logbogsdata.

12.2 Black box resultater

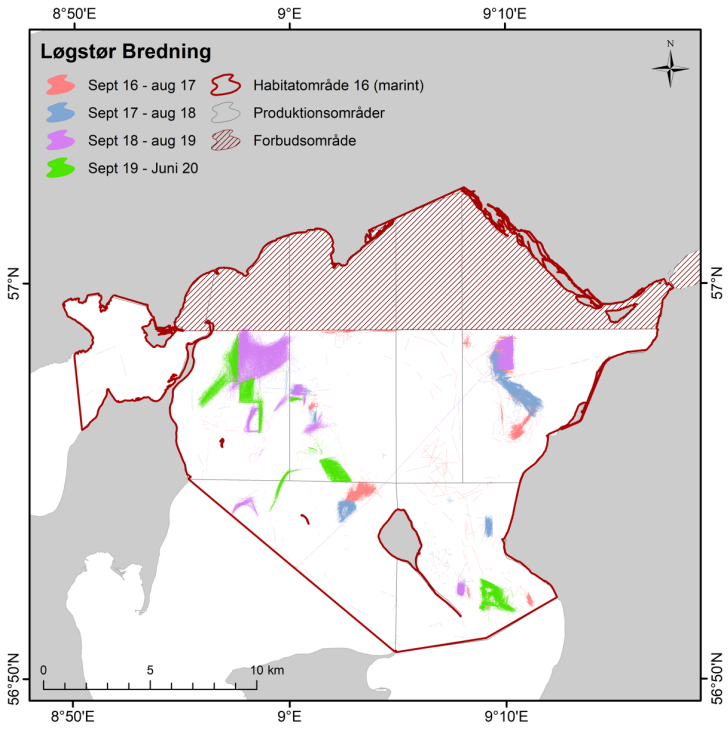
I fiskerisæsonen 2019/2020 (data fra september 2019 til juni 2020, begge måneder inklusive) er det samlede påvirkede areal ved blåmuslingefiskeri beregnet til 2,46 km^2, mens østersfiskeri har påvirket 2,73 km^2, hvilket udgør hhv. 0,8% og 0,9% af arealet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning (Figur 16). Der har ikke været foretaget søstjernefiskeri indenfor Natura 2000 områder i Løgstør Bredning i fiskerisæsonen 2019/2020.



Figur 16. Arealpåvirkning i fiskerisæsonen 2019/20 i Løgstør Bredning ved fiskeri efter blåmuslinger (mørke blå) og østers (lilla). Det har ikke været muligt at identificere, hvilket redskab, der er blevet anvendt til søgning (brun-gul), hvorfor denne er sat til maksimal arealpåvirkning med 4 skraber af 1,5 m bredde. Arealet er genereret ud fra black box data.

12.3 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

Gentaget fiskeri efter blåmuslinger kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme Natura 2000 område. Formålet med dette afsnit er at vurdere omfanget af den kumulative påvirkning. De faktiske arealpåvirkninger i de enkelte fiskerisæsoner er generet ud fra black box dat fra Løgstør bredning. Fiskeriet i de enkelte fiskerisæsoner har i den samlede perioden (2015-2020) påvirket 1,1-9,4% af den marine del af Natura 2000 området (Tabel 4), og den samlede arealpåvirkning for alle fire fiskerisæsonser er vist i Figur 17.



Figur 17. **Arealpåvirkning for fiskerisæsonerne 2016/17, 2017/18, 2018/19 og 2019/20 i Løgstør Bredning. Arealerne er genereret ud fra black box data.**

De kumulative effekter for de enkelte økosystemkomponenter blåmuslinger, bundfauna og makroalger tager hensyn til om det samme areal er blevet påvirket flere gange således, at arealer der allerede er påvirket én gang indenfor den samme fiskerisæson, ikke tæller to eller flere gange i den samlede arealpåvirkning. Arealer påvirket imellem fiskerisæsoner indgår i hver enkelt sæsons arealpåvirkning, hvorfor der ikke regnes med reduceret overlap mellem sæsoner. Den gennemsnitslige biomasse for områder med >1 kg m^{-2} er beregnet til 1,19 kg m^{-2} i hele Løgstør Bredning, hvorfor et fiskeri af 5.500 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2020/2021 maksimalt vil påvirke 7,1 km^2, svarende til 2,3% af den marine del af Natura 2000 området i Løgstør Bredning (Tabel 4). På baggrund af black box data fra fiskeriet i 2019/2020 kan det påvirkede areal ved fiskeri af flad østers for fiskerisæson 2020/2021 beregnes for den ansøgte kvote (150 t) ved at antage, at fiskeriet vil foregå på samme præmisser og tætheder (kg m^{-2}) i 2020/2021 som i 2019/2020. Arealpåvirkningen for fiskerisæsonen 2020/2021 er beregnet således: Det samlede fiskeri af 91 t flad østers i Løgstør Bredning i fiskerisæsonen 2019/2020 har påvirket 2,7 km^2 (Tabel 4), hvorfor 1 t har påvirket (2,7/91) 0,03 km^2. Denne faktor anvendes nu til at beregne, hvor stort et areal det ansøgte fiskeri af 150 t i fiskerisæsonen 2020/2021 vil påvirke, hvilket svarer til 4,5 km^2 eller 1,4% af arealet af H16. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 200 t søstjerner estimeres til at have en arealpåvirkning på 2%.

Tabel 4. Arealpåvirkning genereret ud fra black box data for fiskeri/omplantning i Løgstør Bredning i perioden 2015-2020. De landede mængder er baseret på landingsstatistik fra Fiskeristyrelsen for hver fiskerisæson i perioden (2015-2020). Biomassen i fisket område (kg m-2) er beregnet for foregående fiskerisæsoner ud fra landet mængde (t) og arealpåvirkning bestemt via black box (km2). Fiskerisæsonen 2020/2021 baserer sig på beregninger baseret på et fiskeri af 5.500 t blåmuslinger, biomasse på 1,19 kg m-2 samt en effektivitet af muslingeskraberen på 65% og den marine del af Natura 2000 området i Løgstør, hvor arealet for habitatområde H16 er 316 km2. For beregningen for europæisk østers beregnet ud fra ansøgt kvote og en gennemsnitslig arealpåvirkning på 0,03 km2 per tons østers baseret på sidste års fiskeri i Løgstør Bredning (se tekst for yderligere forklaring).

Fiskerisæson	**Mængde (ton)**	**Muslingebiomasse i fisket område (kg m^{-2})**	**Arealpåvirkning (konsum + omplantning)**	
			km^2	**%**
2015/2016 Blåmuslinger/søstjerner	14.282	0,5	29,8 / 0,07	9,4 / 0,02
2016/2017 Blåmuslinger/søstjerner	5.580	1,6	3,4 / 1,06	1,1 / 0,3
2017/2018 Blåmuslinger/søstjerner	7.346 / 11.7	1,8	4,2 / 0,28	1,3 / 0,08
2018/2019				
Blåmuslinger	4.190	2,2	1,89	0,6
Europæisk østers	260		6,17	2,0
Søstjerner			0,01	0,004
Total			**8,1**	**2,6**
2019/2020				
Blåmuslinger	2.707		2,46	0,78
Europæisk østers / stillehavsøsters	91 / 6,7		2,73	0,86
Total			**5,19**	**1,64**
2020/2021 Blåmuslinger (anbefalet)	5.500	1,19	7,1	2,3
		Enhed: km^2/tons		
2020/2021 Europæisk østers	150	0,03	4,5	1,4

I de tidligere afsnit i konsekvensvurderingen er muslingefiskeriets effekt på muslingebestand, forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna undersøgt, og det er angivet hvor lang gendannelsestiden er for de enkelte økosystemkomponenter.

Gendannelse af ålegræs kan vare fra 2-100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm og er som rettesnor estimeret til at vare >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i denne periode og forvaltningen har følgelig ikke taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen, giver derfor ikke mening. Siden 2008/2009 har en faglig vurdering godtgjort, at ålegræsset ikke er blevet påvirket af det tilladte fiskeri. Det er endvidere en helt klar forudsætning i muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

Gendannelse af makroalger, blåmuslinger og bundfauna er vurderet til at vare henholdsvis 5, 3 og 3 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. På baggrund af black box data, ansøgt kvote og biomassetæthed samt gendannelsestiderne er det muligt at beregne hvor store områder, der vil blive påvirket, eller vil være i en tilstand af gendannelse i forhold til de senere års fiskeri, og

det fiskeri der konsekvensvurderes for fiskeriperioden 2020/2021. Undersøgelser af udbredelse af makroalger via transektundersøgelser foretaget af DTU Aqua har tilvejebragt et fagligt grundlag, der har vist, at makroalgerne ikke er homogent fordelt i Løgstør Bredning og i høj grad er knyttet til fx stenede substrater. Ved en beregning af de kumulative effekter skal der tages højde for den ikke homogene fordeling. I denne konsekvensvurdering er det gjort ved at beregne andelen af stationer på de enkelte transekter, hvor der på videooptagelsen er observeret makroalger i forhold til samtlige stationer. Der er i denne andel ikke sondret mellem invasive og ikke-invasive makroalger, ligesom der heller ikke er taget højde for dækningsgrader. Det betyder at en dækningsgrad på 1% eller mindre tæller lige så meget som en dækningsgrad på fx 30%. Endelig er der ikke skelnet mellem dybder, og stationer på fx 2 m dybde med høj sandsynlighed for forekomst af makroalger tæller lige så meget som stationer på fx 6 m. Dermed er der sikret forsigtighed i estimatet. På alle stationer af hver 90-100 m for årene 2009-2015 var der i gennemsnit makroalger på 74% af punkterne, mens der i 2016 var makroalger på 75% af stationerne, som var placeret udenfor ålegræskasserne og på vanddybder >5 m. Det betyder, at for fiskerisæsonerne 2016/2017, 2017/2018 og 2018/2019 beregnes arealpåvirkningen for makroalger som arealpåvirkningen ved blåmuslinge- og østersfiskeri 0,75. For 2019 var der makroalger på 78% af de stationer, som ligger udenfor ålegræskasserne og på vanddybder >5 m, hvorfor arealpåvirkning for fiskerisæsonen 2019/20 og den kommende fiskerisæson er = arealpåvirkningen på blåmuslinger og østersfiskeri x 0,78.

Arealberegningerne baserer sig på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning fra black box systemet. For den kommende sæsons blåmuslingefiskeri estimeres arealpåvirkning på baggrund af anbefalet kvote, biomassetætheden (1,19 kg m^{-2}), en antagelse af, at 65% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrabes én gang i løbet af sæsonen, mens for fiskeri af flad østers i den kommende sæson estimeres arealpåvirkningen på baggrund af arealpåvirkningen fra den foregående fiskerisæson (0,03 km^2/t), ansøgt kvote og at et areal kun skrabes én gang i løbet af sæsonen. For de kumulative beregninger antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet, hvorfor arealer der påvirkes af fiskeri over flere sæsoner, indgår i hver enkelt sæsons arealpåvirkning.

De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i Tabel 5. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri i henhold til DTU Aqua anbefalede kvote for blåmuslinger (5.500 t) og de anmodede kvoter for flad østers (150 t) og søstjerner (200 t) fremkommer ved at lægge arealpåvirkningen for den kommende sæson sammen med de foregående sæsoners beregnede arealpåvirkning.

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som den lette muslingeskraber. Undersøgelser (Petersen et al. 2016b) af søstjernevoddets effekt på bundfauna og makroalger er blevet gennemført på forskellige bundtyper så som muslingebanker, blødbund samt makroalger på hård bund. Undersøgelserne viser, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevoddet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk henover en bund med makroalger, hvilket indikerer, at voddets effekt på makroalger er begrænset. Dette forudsætter imidlertid, at der ikke fanges større sten, hvilket er observeret ved forsøgsfiskeriet. Det er imidlertid ikke sandsynligt, at der vil foregå søstjernefiskeri i områder, hvor der er flere større sten idet det kan ødelægge voddet og da der her ikke vil være tætte forekomster af blåmuslinger og dermed søstjerner. Baseret på ovenstående undersøgelser anbefaler Petersen et al. (2016b), at der ved beregning af kumulative effekter regnes med en påvirkning på 0 for økosystemkomponenten bundfauna, mens voddets effekt på makroalger sættes til 30-50% af effekten af den lette muslingeskraber, da der er observeret afrevne makroalger, men dog ikke signifikante forskelle i udbredelse i forhold til kontrolområdet (ingen fiskeri med søstjernevod). For beregningerne betyder det, at arealpåvirkningen af søstjernevoddet for økosystemkomponenten makroalge er beregnet således, at der er korrigeret for makroalgernes ikke homogene fordeling i 2019 (0,78) og den reducerede effekt (50%) af søstjernevoddet i forhold til muslingeskraberen (2% x 0,5 x 0,78 =0,78). Søstjernevoddet er ikke antaget at påvirke ålegræs, da der er lagt fem ålegræskasser indenfor Natura 2000 området i Løgstør Bredning, hvor der ikke må foregå hverken muslinge- eller søstjernefiskeri.

I det tilfælde, at der vil forekomme et fiskeri af 200 t søstjerner i Løgstør Bredning i løbet af fiskerisæsonen 2020/2021, vil DTU Aqua anbefale, at arealpåvirkningen opgøres månedsvis vha. black box data og der maksimalt må være en arealpåvirkning på 2%. Anbefalingen er baseret på, at søstjerner ikke er sessile organismer som muslinger, hvorfor biomasseforekomsterne er dynamiske både rumligt og tidsligt. Søstjernerne vil derfor variere i forhold til placering og mængde i løbet af året og påvirkes af miljøforhold fx iltsvind.

Tabel 5. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H16 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 3 år. Den kumulerede effekt er beregnet de foregående år i henhold til gendannelsestid + påvirkning ved det anbefalet fiskeri (5.500 t blåmuslinger, 150 t europæisk østers, 200 t søstjerner). For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabede areal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 75% af arealet af blåmuslinger og flad østers i den forgangne sæson og 78% i den kommende sæson (se tekst). I fiskerisæsonerne

	Gendannelsestid (år)	2016/17 (%)	2017/18 (%)	2018/19 (%)	2019/20 (%)	2020/21 5.500 t blåmusling (%)	2020/21 150 t flad østers (%)	2020/21 200 t søstjerner (%)	2020/21 Kumuleret (%)
Blåmusling	3			2,6	1,6	2,3	1,4	0	7,9
Makroalger	>5	0,9	1,0	1,9	1,3	1,8	1,1	2	10,0
Bundfauna	3			2,6	1,6	2,3	1,4	0	7,9
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0	0	0

Den kumulative effekt for de enkelte økosystemkomponenter er beregnet ud fra de gendannelsestiderne, som angiver den periode, som arealpåvirkningen skal kumuleres over for de forgangne sæsoners fiskeri, inklusiv den kommende fiskerisæsons estimerede arealpåvirkning ved et fiskeri af 5.500 t blåmuslinger, 150 t europæisk østers og 200 t søstjerner. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri af 5.500 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2020/2021 er estimeret til 7,9% for både blåmuslinger og bundfauna, mens makroalger har en kumuleret arealpåvirkning på 10,0% (Tabel 5), Dette vil betyde, at den kumulerede arealpåvirkning inklusiv et søstjernefiskeri ikke overskrider den maksimale fastsatte værdi på 15%

12.4 Konklusion for kumulative effekter

Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusive den kommende sæsons fiskeri efter 5.500 t blåmuslinger og 150t europæisk østers, er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Hertil skal lægges effekten af et fiskeri på 200 t søstjerner, men kun til økosystemkomponenten makroalger. I beregningen er gendannelsestiden efter et fiskeri for de tre økosystemkomponenter anvendt til at vurdere, hvor langt tilbage i tiden fiskeriets påvirkning skal kumuleres over. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt med en max. 15% arealpåvirkning (tabel 5).

Der er ved beregningerne af påvirket areal for den kommende sæson foretaget antagelser om effektivitet af redskaberne, tæthed af bestandene mm. som vil resultere i usikkerheder, mens arealpåvirkningen fra de tidligere sæsoner er baseret på fiskeri aktiviteter registeret via black box systemet.

13 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

13.1 Beskyttede fugle

Hele Løgstør Bredning og dermed produktionsområde 32-34 og 36-39 er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde F12 (Bilag 3). I udpegningsgrundlaget er fem arter (hvinand, toppet skallesluger, kortnæbbet gås, lysbuget knortegås og havterne) som alle forekommer i det marine område. Hovedparten af de fuglearter, der udgør udpegningsgrundlaget, er trækfugle der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

13.1.1 Muslingespisende fugle

Af arterne i udpegningsgrundlaget er det kun hvinand, der fouragerer på muslinger. Hvinanden har et bredt fødevalg, som både omfatter plantedele, insekter, krebsdyr, bløddyr og fisk (Madsen 1954, Jepsen 1976). Andelen af blåmuslinger kan lokalt udgøre op til 60% af fødevalget, når forekomsten af andre fødekilder er begrænset (Pehrsson 1976). Hvinand fouragerer på muslinger med størrelser op til 12 mm (Madsen 1954). Muslinger af kommerciel interessant størrelse har et mindstemål på 45 mm, og er således ikke størrelsesmæssigt tilgængelige for hvinanden.

Hvinanden overvintrer i Danmark. Den ankommer i september og især oktober måned, og forlader landet igen i april og maj måned. Fiskeriet af blåmuslinger fra de syv produktionsområder i Løgstør Bredning vil foregå i samme periode, som ænderne er ankommet for at overvintre i. Hvinand søger føde om dagen, hvor arten dykker fra vandoverfladen og tager føde dels på bunden og dels i den mellemste del af vandsøjlen. Ænderne dykker på mellem 1-6 m, sjældent dybere. Hvinændernes dybdefordeling i Limfjorden er ikke undersøgt systematisk, men danske undersøgelser fra omegnen af Nysted Vindmøllepark ved Lolland viser, at henholdsvis 74% og 21% af 7.500 hvinænder fordelt på 707 flokke optalt i dybdeintervallerne 0-2 m og 2-4 m. Af de resterende blev 5% noteret på dybder mellem 4-8 m, og 0,5% på dybder mellem 8-22 m (Petersen et al. 2006).

DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) har opdateret fugletallene for 6 danske Natura 2000 områder, herunder Løgstør Bredning. Måltallet for hvinand er blevet justeret fra 12.000 individer til 1.732 individer (Petersen et al. 2016a). DCE har tidligere beregnet den mængde muslinger, der skal være til rådighed i Natura 2000 området i Løgstør Bredning for hvinand ved en bestand på 12.000 individer (Clausen et al. 2009). Med de nye måltal (1.732) bliver mængden af muslinger, der skal være til rådighed på ca. 2.407 t blåmuslinger årligt. Heri er indregnet, at ikke alle muslinger vil være tilgængelige som føde for hvinanden på baggrund af undersøgelse af Goss-Custard et al. (2004). DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i 2020 angiver en bestand på 26.834±5.463 t i fuglebeskyttelsesområde F12 i Løgstør Bredning. Fødebehovet for hvinand udgør ca. 9% af muslingebestanden i 2020. Et fiskeri af op til 5.500 t, som anbefalet af DTU Aqua vil fjerne op til 20% af bestanden i området.

13.1.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle

Fødegrundlag for fiskespisende arter, der indgår i udpegningsgrundlaget (toppet skallesluger og havterne) kan blive påvirket af muslingefiskeri, hvis naturtyperne, der indgår i Natura 2000, forringes i forhold til at producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Ifølge basisanalyserne for 2022-2027 er levested for havternen er ”moderat” i Løgstør Bredning, mens der ikke er angivet status for levested for toppet skallesluger. Ifølge DCE er bevaringsprognosen for Løgstør Bredning ukendt for både havterne og toppet skallesluger, men har begge gunstig national bevaringsstatus (Therkildsen et al. 2013). Det konsekvensvurderede muslinge-, østers og søstjernefiskeri forventes ikke at forringe de to fuglearters status.

13.1.3 Forstyrrelse af fugle

Basisanalysen for Løgstør Bredning angives prædation samt bortskylning af reder i forbindelse med ekstreme højvander i yngletiden (Miljøstyrelsen 2020). En dybdegrænse på 5 m kan sikre, at ynglende og rastende fugle, fx havterne, ikke vil blive forstyrret. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen ske i en afstand på 200-400 m fra vigtige fuglelokaliteter herunder Feggeklit.

For toppet skallesluger er der sket en markant reduktion i antallet af fældende fugle, og det kan ikke udelukkes, at dette kan skyldes øget rekreativ sejladsaktivitet (Miljøstyrelsen 2020). Ved muslinge, østers- og søstjernefiskeri vil der maksimalt forekomme 15 fartøjer i et produktionsområde ad gangen, og under fiskeri sejles der med en hastighed på maks. 4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end andre mere hurtigsejlende fartøjer.

13.1.4 Kumulative effekter for fugle

Muslinge-, østers- og søstjernefiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med jagtaktiviteter på hvinand og toppet skallesluger samt øvrige aktiviteter i Løgstør Bredning have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse ved fiskeri. Den muslingeædende art, hvinand, skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 2.407 t blåmuslinger, hvilket svarer til ca. 9% af den totale muslingebiomasse. Fiskeædende arter (toppet skallesluger og havterne) vil ikke få forringet adgang til føde, idet fødegrundlaget for disse fugle ikke forringes grunde lav bifangst af fisk i muslinge-, østers- og søstjernefiskeriet. DTU Aqua vurderer derfor, at de ansøgte fiskerier ikke vil bidrage negativt til bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men fiskeriet kan medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, hvis >15 fartøjer udfører fiskeri i samme produktionsområde.

13.2 Bilag IV-arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV-arter). Der er ikke udpeget nogle fiskearter for H16. Særligt beskyttede pattedyr i udpegningsgrundlaget for Løgstør Bredning er spættet sæl og odder. Det samlede udpegningsgrundlag for habitatområde H16 kan ses i bilag 4 (Miljø- og Fødevareministeriet 2016).

13.2.1 Havpattedyr

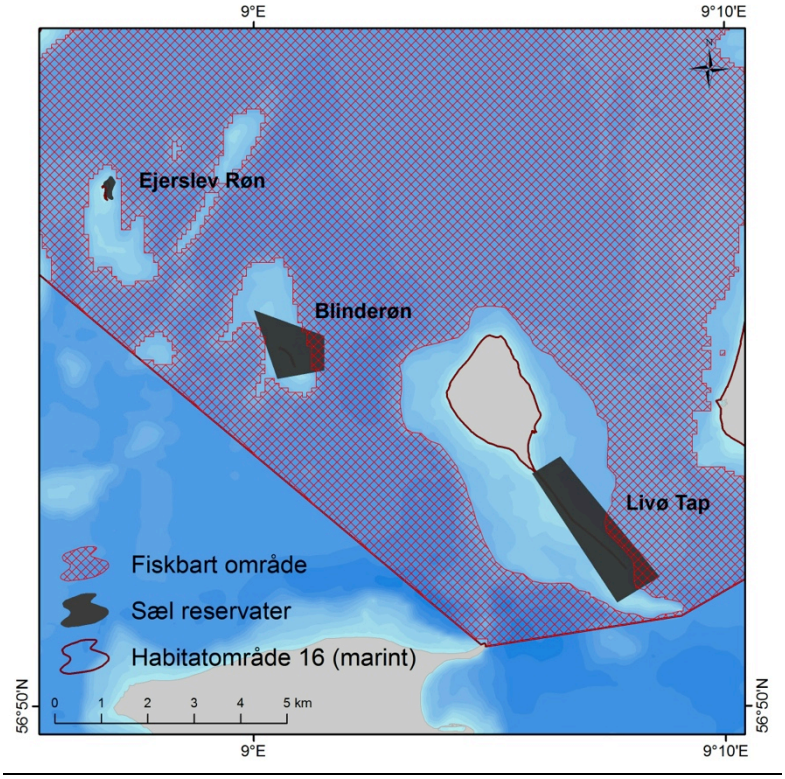
Sæler: Der er udpeget tre sælreservater i Natura 2000 området i Løgstør Bredning: Livø Tap, Blinde Røn og Ejerslev Røn (Figur 18) erhvervsfiskeri er tilladt i reservaterne. Spættet sæl vides med sikkerhed at fælde og yngle på Blinde Røn og Ejerslev Røn, og findes på Livø Tap. Alle tre lokaliteter bruges hele året som hvilepladser. De årlige tællinger viser store svingninger i antallet af spættede sæler på de tre lokaliteter, men generelt har antallet i området været stabil eller faldende. Først og fremmest kan det skyldes et dårligere fødegrundlang. Muligvis kan sejllads for tæt på rastepladserne udgøre et problem, hvorfor DCE anbefalet at fiskerifartøjer ikke bør undtages for forbud mod færdsel på søterritoriet og adgangsforbuddet bør til 500 m fra land (Miljøstyrelsen 2020).

Spættet sæl er Danmarks almindeligste sæl og det samlet antal var ca. 13.000 i 2018. Den gennemsnitslige årlige tilvækst over de sidste fem år været -8% og -1% for hhv. vestlige Limfjord og central Limfjord. De negative vækstrater indikerer, at spættet sæl nærmer sig den økologiske bæreevne i disse områder, og bevaringsstatus for spættet sæl i Danmark er vurderet som gunstig (Miljøstyrelsen 2020).

Spættet sæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser herunder det vestlige Limfjorden. Spættet sæl har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til, at fiskere kan skyde nogle få dyr. I dag er det derfor hovedsageligt forstyrrelse på yngle- og hvilepladser, og begrænsninger i føden og jagt i nogle få områder der begrænser antallet af spættet sæl. Spættet sæl er følsom over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni–juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning. Muslingefiskeriet i Limfjorden holder typisk sommerpause i juli-august, mens østersfiskeriet er lukket fra 15. maj til 31. august og vil derfor ikke forstyrre i denne periode.

Bifangster af sæler i Danmark ses hovedsageligt i garnfiskeriet og i ruser. Der er ikke registreret bifangst af sæler i muslinge-, østers- og søstjernefiskeri. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at sæler har en veludviklet høresans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberen.

Skibstrafik kan forstyrre sælerne, men generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al. 2010). Dette er påvist i studier i forbindelse med opførelsen af Øresundsbroen. De 15 fartøjer der maksimalt vil være i ét produktionsområde ad gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder. Dybdegrænsen for fiskeri på 5 m i 2020/2021 sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen på >5m ske i en afstand på 200-400 m fra rev og banker NV for Livø, herunder Ejerslev Røn. Dybdeforholdene omkring Livø Tap reservatet er anderledes, dybdegrænsen på 5-6 m vil medføre at afstanden på det tætteste sted er ca. 180 m og den største afstand er ca. 1,8 km omkring Livø Tap.



Figur 18. Sælreservater i habitatområdet Løgstør Bredning (H16). Det Fiskbare område er defineret som dybder over dybdegrænsen på 5 m og >6 m omkring Livø Tap ifølge anmodningen fra FK. Sælreservaterne er ikke lukkede for erhvervsfiskeri.

Det er ukendt i hvilket omfang musling-, østers og søstjernefiskeri påvirker fødegrundlaget for sæler i Løgstør Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser, at sæler æder mange forskellige fiskearter, hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Det er kun, når bestandene for alle fiskearter falder eller forsvinder, som det er set i Limfjorden i de senere år, at sælerne er nødt til at søge væk (Lauersen 2001). Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslinge-, østers- og søstjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H16 (tabel 4) fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at de ansøgte fiskerier vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Løgstør Bredning.

Skibstrafik er hyppig i habitatområdet Løgstør Bredning, og der er en risiko for at dette stresser sæler i Løgstør Bredning. Muslingefiskeriet vil bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området. Forstyrrelser fra skibstrafik, herunder muslinge- og søstjernefiskeri i området kan forstyrre og stresse sæler i habitatområdet i Løgstør Bredning.

Odder: Den seneste landsdækkende overvågning af odderens udbredelse i Danmark foretaget af i 2017 og viser, at odderen øger sin udbredelse over de sidste 15 år og har etableret egentlige ynglebestande på både Fyn og Vestsjælland (Miljøstyrelsen 2020). Odderen lever i både salt- og ferskvand som fx uforstyrrede vandløb, søer, moser og fjordområder, hvor der er gode skjulmuligheder i form af vegetation. Føden består hovedsageligt af fisk i størrelsen 10-15 cm, men også frøer, små pattedyr, fugle og krebsdyr kan indgå i føden. Odderen er nataktiv og opholder sig derfor hovedsageligt i sin hule om dagen. De fleste unger bliver født om sommeren eller i efteråret, selvom odderen kan føde unger på alle tidspunkter af året. For at odderen yngler, skal der være skjul i form af fx rørskov og krat. Tilstrækkeligt skjul gør også odderen mere tolerant overfor menneskelige forstyrrelser som fx færdsel, lystfiskeri og jagt (Miljø- og Energiministeriet 1996).

I habitatområdet H16, Løgstør Bredning er odderen vidt udbredt især i søer og åer i den nordlige del af H16 (Miljøstyrelsen 2020).

Odderen er følsom over for forstyrrelse, specielt i yngleperioden. Muslingefiskeriet foregår hele året, men typisk i god afstand til kysten, hvor odderen skjulested findes. Skibstrafik, herunder muslingefiskeri kan forstyrre odderne. De 15 fartøjer, der maksimalt vil være i ét produktionsområde ad gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af odderen lokalt i kortere perioder og dybdegrænsen for fiskeri på >5 m vil sikre, at der opretholdes en afstand til oddernes skjulesteder. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil imidlertid bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området.

Der er ikke registreret bifangst af oddere i muslingefiskeriet. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at oddere hovedsagelige er nataktive, hvorfor der er begrænset tidsligt overlap med muslingefiskeri, som kun må foregå fra solopgang til solnedgang. Derudover er odderen en god svømmer, som derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberen.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker fødegrundlaget for odder. Imidlertid består odderens føde af mange forskellige fiskearter (Miljø- og Energiministeriet 1996), hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslingefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H16 fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslinge-, østers- eller søstjernefiskeriet vil have en betydende effekt på odderens fødegrundlag i Løgstør Bredning.

REFERENCER

Agüera A, Trommelen M, Burrows F, Jansen JM, Sechellekens T, Smaal A (2012) winterfeeding activity of the common starfish (*Asteria rubens* L.): The role of temperature and shading. Journal of sea Research 72:106-112.

Barnette MC (2001) A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.

Bergamasco A, De Nab L, Flindt MR, Amos CL (2003) Interactions and feedbacks among phytobenthos, hydrodynamics, nutrient cycling and sediment transport in estuarine ecosystems. Continental Shelf Research 23: 1715–1741.

Borum J (1985) Development of epiphytic communities in eelgrass (*Zostera marina*) along nutrient grading in a Danish estuary. Marine Biology 87:211-218.

Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW (2007) Seagrasses and eutrophication. Journal of experimental biology and ecology. 350:46-72.

Buschbaum C, Chapman AS, Saier B (2006) How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. Mar. Biol. 148: 743-754.

Canal-Vergés P, Vendel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010) Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. Hydrobiologia 649:69–76.

Canal-Vergés P, Petersen JK (2015) Faglig understøttelse af nye forvaltningsprincipper for muslingefiskeri. Kortlægning af makroalger og ålegræs i Natura 2000-områder i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 304-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 44 pp.

Cardoso PG, Pardal MA, Lillebø AI, Ferreira SM, Raffaelli D, Marques JC (2004) Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 302:233-148.

Carstensen J, Krause-Jensen D, Dahl K, Henriksen P (2008) Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90 pp. - NERI Technical Report No. 683. http://www.dmu.dk/Pub/FR683.pdf

Carstensen J, Krause-Jensen D (2009) Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvende. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf

Carstensen J, Krause-Jensen D. (2012) Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34.

Charlier RH, Morand P, Flinkl CW (2013) How Brittany and Florida coasts cope with green tides. International Journal of environmental studies 65:2, 191-208.

Churchill, AC (1983) Field studies on seed-germination and seedling development in *Zostera marina* L. Aquat. Bot. 16(1):21-29.

Clausen P, Laursen K, Petersen KI (2009) Muslingebanker versus fugleliv i den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Clausen P, Bassompierre M, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Tørring D, Gramkow M. Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 212-2009.

Cuomo V, Perretti A, Palomba I, Verde A, Cuomo A (1995) Utilisation of ulva rigida biomass in the Venice lagoon (Italy): Biotransformation in compost. Journal of applied Phycology 7:479-485.

Dawes CJ, Andorfer J, Rose C, Uranowski C, Ehringer N (1997) Regrowth of the seagrass *Thalassia testidium* into propeller scars. Aquatic Botany 58:139-155.

Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995) Environmental effects of marine fishing. Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst 5:205-232.

Den Hartog C (1997) Is *Sargassum muticum* a threat to eelgrass beds? Aquatic Botany 58, 37–41.

De Wreede RE (1978) Phenology of *Sargassum muticum* (Phaephyta) in the Strait of Georgia, British Columbia. Syesis 11, 1–9.

Dinesen GE, Canal-Vergés P, Nielsen P, Filrup K, Geitner K, Petersen JK (2015) Effekter af blåmuslingefiskeri på bundfauna. DTU Aqua-rapport nr. 305-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 31 pp.

Dolmer, P (2000a) Algal Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. J sea Res 43:113-119.

Dolmer, P (2000b) Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. J sea Res 44:221-231.

Duarte CM (2000) Marine biodiversity and ecosystem services: Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 250:117-131.

Dyekjær SM, JK Jensen, Hoffmann E (1995) Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.

Dyekjær S, Hoffmann E (1999) Muslingefiskeri i Limfjorden. Havmiljøet ved årtusindskiftet. Ed. Lomstein BÅ. Fredensborg Olsen & Olsen.

Edrén SMC, Andersen SM, Teilmann J, Carstensen J, Harders PB, Dietz R, Miller LA (2010) The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul—out behavior. Marine Mammal Science 26(3):614-634.

Edwards E (1997) Molluscan fisheries in Britain. In The History, Present Condition, and Future of the Molluscan Fisheries of North and Central American and Europe, vol. 3, Europe, (ed. CL MacKenzie Jr., VG Burrell, Jr., A Rosenfield, WL Hobart). National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA Technical Report NMFS 129.

Eigaard OR, Frandsen RP, Andersen B, Jensen KM, Poulsen LK, Tørring D, Bak F, Dolmer P (2011) Udvikling af skånsomt redskab til muslingefiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 238.

Eigaard OR, McLaverty C, Olsen J, Dinesen GE, Brooks ME, Kristensen K, Gislason H, Nielsen P, Petersen, JK, (2020) Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskeri med skrabende redskaber. DTU Aqua-report No. 363-2020.

Engelen AH, Primo AL, Cruz T, Santos R (2013) Faunal differences between the invasive Brown macroalgae *Sargassum muticum* and competing native macroalgae. Biol Invasions 15:171-183.

European Commission (2013) Manual of European Union habitats. EUR 28.

Flindt MR, Pardal MA, Lillebø AI, Martins I, Marques JC (1999) Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: a brief review. Acta Oecologica 20 (4), 237–248.

Frederiksen S, Christie H, Sæthre BA (2005) Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. Marine Biology Research, 1:1, 2-19.

Fredshavn J, Nygaard B, Ejrnæs R, Damgaard C, Therkildsen OR, Elmeros M, Wind P, Johansson LS, Alnøe AB, Dahl K, Nielsen EH, Pedersen HB, Sveegaard S, Galatius A, Teilmann J (2019) Bevaringsstatus for naturtyper og arter - 2019. Habitatdirektivets Artikel 17-rapportering. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 340. http://dce2.au.dk/pub/SR340.pdf

Gallagher T, Richardson CA, Seed R, Jones T (2008) The seasonal movement and abundance of starfish *Asterias Rubens* in relation to mussel farming practice a case study from the Menai strait, UK. Journal of Shellfish Research 27 (5):1209-1215.

Geertz-Hansen OG, Sand-Jensen K, Hansen DF, Christiansen A (1993) Growth and grazing control of abundance of the marine Macroalga, *Ulva lactuca* L., in a eutrophic Danish estuary. Aquatic Botany 46, 101–109.

Godcharles MF (1971) A study of the effects of a commercial hydraulic clam dredge on benthic communities in estuarine areas. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 64:51 p.

Goodwin L, Shaul W (1980) Studies of mechanical clam harvest on an intertidal beach near Port Townsend, Washington. WA. Dep. Fish. Prog. Rep. 119:26 p.

Goss-Custard JD, Stillman RA, West AD, Caldow RWG, Triplet P, Durell SEA, McCrorty S (2004) When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – Proc. Royal Soc. Lond. B. 271: 233-237.

Green D, Crowe T (2014) Context- and density-dependent effects of introduced oysters on biodiversity. Biological Invasions. Springer International Publishing; 16: 1145–1163. doi:10.1007/s10530-013-0569-x

Greeve TM, Borum J, Pedersen O (2003) Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). Limnology and oceanography 48:210-216.

Haelters J, Kercjhof F (2009) Background document for *Ostrea edulis* and *Ostrea edulis* beds. OSPAR Commision. Biodiversity Series. ISBN 978-1-906840-68-6.

Hansen JCR, Reidenbach MA (2012) Wave and tidal driven flows in eelgrass beds and their effect on sediment suspension. Marine Ecology Progress series. 448:271-287.

Hansen JW, Høgslund S (red.) (2019) Marine områder 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 156 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 355

Harrison PG (1993) Variations in demography of *Zostera marina* and *Z. noltii* on an intertidal gradient. Aquat. Bot. 45, 63–77.

Haven DS (1979) A study of hard and soft clam resources of Virginia. US Fish Wildl. Serv., Comm. Fish. Res. Devel. Act Final Report Contract Nos. 3-77-R-1, 3-77-R-2, 3-77-R-3:69 p.

Herbert RJH, Humphreys J, Davies CJ, Roberts C, Fletcher S, Crowe T (2016) Ecological impacts of non-native Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) and management measures for protected areas in Europe. Biodivers Conserv. 1–31. doi:10.1007/s10531-016-1209-4

Hiddink JG, Jennings S, Sciberras M, Bolam SG, Cambiè G, McConnaughey RA, Mazor T, Hilborn R, Collie JS, Pitcher CR, Parma AM, Suuronen P, Kaiser MJ, Rijnsdorp AD (2019) Assessing bottom trawling impacts based on the longevity of benthic invertebrates (V Trenkel, Ed.). J Appl Ecol 56:1075–1084

Holmer M, Wirachwong P, Thomsen MS (2010) Negative effects of stress-resistant drift algae and high temperature on a small ephemeral seagrass species. Conference abstract.

Holtegaard LE, Gramkow M, Petersen JK, Dolmer P (2008) Biofouling og skadevoldere: Søstjerner. Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Hootsmans MJM, Vermaat JE, & Vierssen Wvan (1987) Seed bank development, germination and early seedling survival of two eelgrass species from the Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. Aquatic Botany, 28: 275-285.

Höffle H, Wernberg T, Thomsen MS, Holmer M (2012) Drift algae, an invasive snail and elevated temperature reduces the ecological performance of a warm-temperate seagrass through additive effects. Marine Ecology Progress Series, 450: 67–80.

Jennings S, Kaiser M J (1998) The effects of fishery on marine ecosystems. Adv Mar Biol 34: 201-352.

Jepsen PU (1976) Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 10 (4): 1-23.

Johnson KA (2002) A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-57:72 pp.

Jolley JW (1972) Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in northwest Florida. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 67:42 p.

Kamphausen L, Jensen A, Hawkins L (2011) Unusually high proportions of males in a collapsing population of commercially fished oyster (*Ostrea edulis*) in the Solent, United Kingdom. J. Shellfish Res. 30: 217-222.

Kochmann J, Buschbaum C, Volkenborn N, Reise K (2008) Shift from native mussels to alien oysters: Differential effects of ecosystem engineers. J Exp Mar Biol Ecol. 364: 1–10. doi:10.1016/j.jembe.2008.05.015

Korringa P (1952) Recent advances in oyster biology. Quarterly Review of Biology, 27, 266-308 & 339-365.

Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Stjernholm M, Christensen PB, Nielsen SL (2008) Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA. Projekttitel: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse.

Krause-Jensen D, Rasmussen MB (2009) Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr.755.

Lambert GI, Murray LG, Hiddink JG, Hinz H, Lincoln H, Hold N, Cambiè G & Kaiser MJ (2017) Defining thresholds of sustainable impact on benthic communities in relation to fishing disturbance. Sci. Rep. 7, 5440. https://doi.org/10.1038/s41598-017-04715-4

Laursen K (Red.) (2001) Overvågning af fugle, sæler og planter 1999-2000, med resultater fra feltstationerne. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 350.

Lejart M, Hily C (2011) Differential response of benthic macrofauna to the formation of novel oyster reefs (*Crassostrea gigas*, Thunberg) on soft and rocky substrate in the intertidal of the Bay of Brest, France. J Sea Res. 65: 84–93. doi:10.1016/j.seares.2010.07.004

Lyngby JE, Mortensen SM (1996) Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. Marine Ecology, 17(1-3):345-354.

Madsen FJ (1954) On the food habits of the diving ducks in Denmark. – Dan. Rev. Game Biol. 2 (3): 157-266.

Mai H, Fotedar R, Fewtrell J (2010) Evaluation of *Sargassum* sp as a nutrient sink in an integrated seaweed-prawn (ISP) culture system. Aquaculture 310:91-98.

Maier PP, Wendt PH, Roumillat WA, Steele GH, Levisen MV, Van Dolah R. (1998) Effects of subtidal mechanical clam harvesting on tidal creeks, SCDNR-MRD:38 p.

Majland P (2005) Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialerapport, Århus Universitet 1-96.

Manning JH (1957) The Maryland softshell clam industry and its effects on tidewater resources. Md. Dep. Res. Educ. Resour. Study Rep.11:25 p.

Manzi JJ, Burrell VG, Klemanowicz KJ, Hadley NH, Collier JA (1985) Impacts of a mechanical harvester on intertidal oyster communities in South Carolina. Final Report: Coastal Energy Impact Program Contract # CEIP-83-06. Governor's Office, Columbia (SC):31p. + tables and figures.

Marbá N, Holmer M, Gacia E, Barrón C (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM. Chapter 6.

Markager S, Sand-Jensen K (1992) Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. Mar Ecol Prog Ser 88(1):83-92.

Markager S, Storm LM, Stedmon CA (2006) Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstoftilførsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. http://faglige-rapporter.dmu.dk

Markert A, Wehrmann A, Kroencke I (2010) Recently established *Crassostrea*-reefs versus native *Mytilus*-beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden Sea of Lower Saxony, southern German Bight). Biological Invasions. Springer Netherlands; 12: 15–32. doi:10.1007/s10530-009-9425-4

Mazé J, Morand P, Potoky P (1993) Stabilization of "green tides" *Ulva* by method of composting with a view to pollution limitation. Journal of applied phycology 5:183-190.

Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011) Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of moluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.

Middelboe AL, Sand-Jensen K, Krause-Jensen D (1998) Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. Journal of Phycology, 34: 457–466.

Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000) Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. Phycologia: May 2000, Vol. 39, No. 3, pp. 245-257.

Miljø- og Energiministeriet (1996) Forvaltningsplan for odder (*Lutra lutra*) i Danmark. ISBN: 87-7279-006-7.

Miljø- og Fødevareministeriet (2016) Natura 2000-plan 2016-2021. Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg Natura 2000-område nr. 16. Habitatområde H16 Fuglebeskyttelsesområde F8, F12, F13, F19 og F20. Miljø- og Fødevareministeriet, Naturstyrelsen ISBN nr. 978-87-7091-711-7.

Miljø- og Fødevareministeriet (2018) Dahl K, Petersen JK (eds). Definition af biogene rev. Miljøprojekt nr. 1992. ISBN: 978-87-7175-612-8.

Miljøstyrelsen (2020) Natura 2000-basisanalyse 2022-2027. Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg Natura 2000-område nr. 16 Habitatområde H16, Fuglebeskyttelsesområde F8, F12, F13, F19 og F20. Miljø- og Fødevareministeriet. ISBN: 978-87-7038-757-6.

Morgan LE, Chuenpagdee R (2003) Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.

Møhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008) Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.

Naturstyrelsen (2011) Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdspapir fra Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet.

Neckles HA, Short FT, Barker S, Kopp BS (2005) Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impact and habitat recovery. Mar Ecol Prog Ser 285: 57-73.

Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock D R (1998) The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review, 36: 127–178.

Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002) Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, Estuaries 25(5):1025-1032.

Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004) Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academis publishers. Aquatic Ecological series 303 p.

Nielsen M, Hansen BW, Vismann B (2017) Feeding traits of the European flat oyster, *Ostrea edulis*, and the invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. Mar Biol. 164. doi:10.1007/s00227-016-3041-5

Nielsen P, Petersen JK (2019) Flat oyster fishery management during a time with fluctuating population size. Aquatic Living Resources, 32, [22]. https://doi.org/10.1051/alr/2019020

Nielsen, P., Nielsen, M.M., Geitner, K. & Petersen, J.K. (2018) Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018. DTU Aqua-rapport nr. 330-2018. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 58 pp. + bilag

North WJ (1973) Regulating Marine Transplantations. Science, 179, 1181.

Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. Marine Ecology Progress Series 106:147-156.

Olesen B (1996) Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. MEPS 134: 187-194.

Olesen B, Krause-Jensen D, Christensen PB (2009) Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*. Abstract from ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters! Nice, Frankrig.

Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. BioScience. 56:12.

Ostenfeld CH (1908) Ålegræssets (Zostera marina's) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den danske biologiske station XVI. Centraltrykkeriet, Kjøbenhavn 1908.

Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999) Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) Havmiljøet ved årtusindeskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg.

Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004) Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.) Plant, cell and environment 27: 595-602.

Pehrsson O (1976) Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – Ornis scand. 7: 91-112.

Petersen JK (2008) Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtdybde i Limfjorden. DMU notat juni 2008.

Petersen IK, Christensen TK, Kahlert J, Desholm M, Fox AD (2006) Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report. DONG Energy and Vattenfall A/S.

Petersen JK, Maar M, Ysebart T, Hermann PMJ (2013) Near-bed gradients in particles and nutrients above a mussel bed in the Limfjorden: influence of physical mixing and mussel activity. Marine Ecology Progress Series 490: 137-146.

Petersen IK, Clausen P, Nielsen RD, Laursen K (2016a) Tilvejebringelse af måltal for dykænder i seks danske Fuglebeskyttelsesområder. Notat fra DCE Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.

Petersen JK, Gislason H, Fitridge I, Saurel C, Degel H, Nielsen CF (2016b) Fiskeri efter søstjerner i Limfjorden. Fagligt grundlag for en forvaltningsplan. DTU Aqua-rapport nr. 308-2016. 35 pp + bilag.

Petersen JK, Brooks ME, Edelvang K, Eigaard OR, Göke C, Hansen FT, Kuhn J, Mohn C, Maar M, Olsen J, Pastor A, Stæhr PA, Svendsen JC (2020) Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af stedspecifikke presfaktorer på det marine kvalitetselement ålegræs. DTU Aqua-rapport nr. 361-2020. 49 pp. + bilag

Petraitis, P.S. & Methratta, E.T. (2006) Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. Jour Exp Mar Bio Ecol 338:222-232.

Polte P and Buschbaum C (2008) Native pipefish Entelurus aequorus are promoted by the introduced seaweed *Sargassum muticum* in the northern Wadden Sea, North Sea. Aquat.Biol. 3: 11-18.

Poulsen LK, Dolmer D, Geitner K, Tørring D, Petersen JK, Nielsen CF, Christoffersen M, Kristensen PS (2010) Supplerende bestandsundersøgelser af blåmuslinger, ålegræs og makroalger på lavt vand i Lovns og Løgstør Bredning. DTU Aqua-rapport nr. 226-2010.

Ralph PJ, Tomasko D, Moore K, Seddon S, Macinnis-Ng CMO (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 24.

Rasheed MA (1999) Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass measow, Queensland, Australia. Journal of experimental marine biology and ecology 235:183-200.

Rasmussen JR, Olesen B, Krause-Jensen D (2012) Effects of filamentous macro-algae mats on growth and survival of eelgrass, *Zostera marina*, seedlings. Aquatic Botany 99, 41-48.

Rheault RB (2008) Review of the environmental impacts related to the mechanical harvest of cultured shellfish, prepared for Cashin Associates for the Suffolk County Shellfish Aquaculture Environmental Impact Study, 24 p.

Rieman B, Carstensen J, Dahl K, Fossing H, Hansen JW, Jakobsen HH, Josefson AB, Krause-Jensen D, Markager S, Stæhr PA, Timmermann K, Windolf J, Andersen JH (2016) Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach. Eustaries and Coasts 39:82-97.

Riemann B, Hoffmann E (1991) Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. Mar Ecol Prog Ser 69:171-178.

Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (2005) Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. Marine environmental research 60: 51-68.

Rollan AP, Larsen J, Mohn C, Saurel C, Petersen JK, Maar M. Sediment transport model quantifies plume size and light conditions from mussel dredging. Submitted to Frontiers in Marine Science.

Rubal M, Veiga P, Vieira R, Sousa-Pinto I (2011) Seasonal patterns of tidepool macroalgal assemblages in the north of Portugal. Consistence between species and functional group approaches. Journal of Sea Research 66(3):187-194.

Ruffin KK (1995) The effects of hydraulic clam dredging on nearshore turbidity and light attenuation in Chesapeake, MD, University of Maryland. MS Thesis:97 p.

Salomonsen J, Flindt MR & Geertz-Hansen O (1997) Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. Ecological Modelling. 102: 129-132.

Salvaterra T, Green DS, Crowe TP, O´Gorman EJ (2013) Impacts of the invasive alga *Sargassum muticum* on ecosystem functioning and food web structure. Biological invasions 15(11):2563-2576.

Sand-Jensen K, Borum J (1991) Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. Aquatic botany 41(1-3):137-176.

Smyth D, Roberts D, Browne L (2009) Impacts of unregulated harvesting on a recovering stock of native oysters (*Ostrea edulis*). Mar. Poll Bul. 58: 916-922.

Spencer BE, Kaiser MJ, Edwards DB (1997) Ecological effects of intertidal Manila clam cultivation: Observations at the end of the cultivation phase. J. Appl. Ecol. 34(2):444-452.

Spärck R (1950) Undersøgelser over østersens biologi XII. Om den nordvesteuropæiske østersbestands svingninger. Beretning til Fiskeriministeriet fra Den danske biologiske Station. Nr. 52:43-45.

Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005) North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.

Stæhr PA, Nielsen MM, Göke C, Petersen JK (2019) Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af sargassotang på den øvrige marine vegetation. DTU Aqua-rapport, No. 353-2019.

Svane, I, Setyobudiandi, I (1996) Diversity of associated fauna in beds of blue mussel *Mytilus edulis* L.: Effects of location, patch size, and position within a patch. Ophelia 45: 39-53.

Tarnowski M (2006) A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. Fish. Tech. Rep. Ser. 48:30 p.

Therkildsen OR, Andersen SM, Clausen P, Bregnballe T, Laursen K, Teilmann J. (2013) Vurdering af forstyrrelsestrusler i NATURA 2000-områderne. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 52. http://www.dmu.dk/Pub/SR52.pdf

Troell M, Rönnbäck P, Halling C, Kautsky N, Buschman A (1999) Ecological engineering in aquaculture: use of seaweed for removing nutrients from intensive mariculture. Journal of Applied Phycology 11:89-97.

Troost K (2010) Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. J Sea Res. 64: 145–165. doi:10.1016/j.seares.2010.02.004

Udenrigsministeriet (2019) Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslinge- og østersskrab og øvrig muslinge- og østersproduktion i og udenfor Natura 2000 områder.

Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010) Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. Marine Ecology Progress Series 418, 119e130.

Valdemarsen, T. B, Wendelboe, K, Egelund, JT, Kristensen, E. & Flindt, M. (2011) Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 410, s. 45-52.

Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr PJ, Hersh D, Foreman K (1997) Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. Limnology and Oceanography 42, 1105e1118.

Van Katwijk MM, Van der Welle MEW, Lucassen ECHET, Vonk JA, Christiansen WK, Inayat al Hakim I, Arifin A, Bouma TJ, Roelofs JGM, Lamers LPM (2011) Early warning indicators for river nutrient and sediment loads in tropical seagrass beds: Abencmark from near-pristine archipielago in Indonesia. Marine Pollutions Bulletin 62:1512-1520.

Veiga P, Rubal M, Vieira R, Arenas F, Sousa-Pinto I (2012) Spatial variability to intertidal macroalgal assemblages on the north Portuguese coast: Consistence between species and functional group approaches. Helgol Mar Res (2013) 67:191–201.

Vismann B, Holm MW, Davids JK, Dolmer P, Pedersen MF, Blanda E, Christensen HT, Nielsen P, Hansen BW (2016) Field clearance of an intertidal bivalve bed: relative significance of the co-occurring blue mussel *Mytilus edulis* and Pacific oyster *Crassostrea gigas*. Aquat Biol. 25: 107–119. doi:10.3354/ab00661

Vining R (1978) Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hardshell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour., 55 p.

Wade PM (1993) The influence of vegetation pre-dredging on the post dredging community. Journal of Aquatic Plant Management 31:141–144.

Walker DI, Kendrick GA and McComb AJ (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM. Chapter 23.

Wernberg T, Thomsen MS, Strær PA, Pedersen MF (2000) Comparative phenology of *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* (Phaeophyceae; Fucales) in Limfjorden, Denmark. Botanica marina, 43;31-39.

Williams SL (1988) Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. Mar Ecol Prog Ser 42:63-71. DOI: 10.3354/meps042063.

Zwerschke N, Emmerson MC, Roberts D, O'Connor N (2016) Benthic assemblages associated with native and non-native oysters are similar. Mar Pollut Bull. 111: 305–310. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.06.094

Zwerschke N, Hollyman P, Wild R, Strigner R, Turner J, King J (2018) Limited impact of an invasive oyster on intertidal assemblage structure and biodiversity: the importance of environmental context and functional equivalency with native species. Mar Biol. 2nd ed. Springer Berlin Heidelberg; 165: 89. doi:10.1007/s00227-018-3338-7

Ærtebjerg G, Andersen JH and Hansen OS (eds) (2003) Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. National Environmental Research Institute, 126 pp

BILAG 1

NOTAT

Miljø- og Fødevareministeriet
Departementet

Fiskeri
J.nr. 2020-11568
Ref. madlar
18. juni 2020

Anmodning om rådgivning – Blåmuslinger, europæisk østers, søstjerner og stillehavsøsters i Løgstør Bredning

---

Miljø- og Fødevareministeriet har modtaget vedlagte fiskeplaner fra Danmarks Fiskeriforening PO (DFPO) og Limfjordsfiskernes Østersforening (LØF) angående efter fiskeri af blåmuslinger, europæiske østers, søstjerner og stillehavsøsters i Natura 2000-området Løgstør Bredning for den kommende sæson 2020/2021.

DTU Aqua anmodes om, i henhold til køreplanen for flerårige konsekvensvurderinger, at udarbejde en konsekvensvurdering for det ansøgte fiskeri efter blåmuslinger, europæisk østers, søstjerner og stillehavsøsters i Løgstøt Bredning. Muslinge- og østerspolitikkens målsætninger og præmisser skal anvendes i notatet – særligt niveauet for acceptabel kumulativ påvirkning, som er fastsat til 15 pct.

GPS data for den forgangne sæson skal anvendes i opgørelsen af kumulative påvirkninger.

Generelle krav til fiskeriet er anvendelse af teknisk udstyr (Black Box), anvendelse af den lette skraber, genudlægning af større sten, max antal fartøjer pr. område, beskyttelse af kortlagte stenrev og kortlagte biogene rev samt og fastsættelse af dybdegrænse, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs, samt ikke påvirker ålegræssets potentielle muligheder for udbredelse.

DTU Aqua anmodes om at anvende de gendannelsestider for bundfauna, som fremgår af DTU Aquas rapport "Påvirkning af økosystemkomponenten bundfauna i Natura 2000-områder ved fiskeri med skrabende redskaber".

Blåmuslinger
DFPO har ansøgt om et fiskeri efter 6.500 tons blåmuslinger netto. DFPO oplyser, at fiskeriet vil foregå, hvor tætheden for så vidt muligt er over 1 kg/m^2. Der er tale om en samlet kvote for fangst og omplantning fra produktionsområderne 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39. Omplantningsfiskeriet foretages fortrinsvis i områder med tæthed på over 2,5 kg/m^2.

DTU Aqua anmodes om at vurdere, om den ansøgte kvote er bæredygtig for bestanden i området eller ift. arealpåvirkningen. Såfremt en kvote på 6.500 tons ikke er bæredygtig for bestanden og eller ikke er i overensstemmelse med arealpåvirkningen, anmodes DTU Aqua om at fastsætte en bæredygtig kvote, som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt i.

Europæisk østers
DFPO og LØF har ansøgt om et fiskeri af 150 tons europæisk østers i Natura 2000-området Løgstør Bredning. Der ansøges om et fiskeri på 50 tons uden for Natura 2000-områderne i Limfjorden.

Miljø- og Fødevareministeriet • Slotsholmsgade 12 • 1216 København K
Tlf. 38 14 21 42 • Fax 33 14 50 42 • CVR 12854358 • EAN 5798000862005 • mfvm@mfvm.dk • www.mfvm.dk

DTU Aqua anmodes om at vurdere, om den ansøgte kvote er bæredygtig for bestanden i området. Såfremt en kvote på 150 tons ikke er bæredygtig for bestanden, bedes DTU Aqua fastsætte en bæredygtig kvote, som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt i.

Kumulativ påvirkning af fiskeriet
Hvis fiskeri efter de ansøgte kvoter af hhv. østers og blåmuslinger vil medføre for stor kumulativ arealpåvirkning, bedes DTU Aqua foreslå en bæredygtig kvote for de to arter, som notatet dermed skal tage udgangspunkt i.

Søstjerner
DFPO har ansøgt om et fiskeri efter 200 tons søstjerner i Løgstør Bredning i områderne 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39. Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingen. Dybdegrænsen fastsættes til samme dybdegrænse som for muslingefiskeriet.

Uden for Natura 2000-områderne i Limfjorden ansøges der om et fiskeri på 5.000 tons søstjerner.

Stillehavsøsters (Crassostrea gigas)
DTU Aqua bedes vurdere, om et fiskeri efter stillehavsøsters inden for Natura 2000 området vil kunne gennemføres i udpegede områder med tætte forekomster af stillehavsøsters. DTU Aqua bedes om muligt udpege sådanne områder.

DTU Aqua bedes beregne arealpåvirkning af dette fiskeri separat, og ikke medtage påvirkning ift. de 15 % kumuleret arealpåvirkning, da fiskeriet medvirker til reduktion af udbredelsen af en invasiv art.

Frist: 14 august 2020

BILAG 2

DANMARKS FISKERIFORENING
Producent Organisation

Nordensvej 3, Taulov
7000 Fredericia
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax. +45 75 45 19 28

H. C. Andersens Boulevard 37
1553 København V
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax +45 33 32 32 38

mail@dkfisk.dk
www.dkfisk.dk

Fiskeplan for muslingefiskeri i Løgstør Bredning 2020/2021

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforening Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening PO side, der fremfører ønske om et muslingefiskeri i Natura 2000-området Løgstør Bredning.

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aqua's bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Løgstør Bredning i 2020 vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO foreslå et fiskeri af 6.500 tons muslinger netto, dels fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller samt dels muslinger til brug for omplantning fra produktionsområde 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39. Omplantningsfiskeriet skal kunne foregå året rundt, så længe gældende regler overholdes.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. september 2020 – 1. juli 2021. I perioden vil fiskeriet højst sandsynligt holde en vinterlukning i en kortere eller længere periode i tidsintervallet midt december til 1. marts.

Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO vil følge DTU-Aquas anbefaling vedrørende rammerne for bæredygtigt muslingefiskeri.

Med henblik på at minimere området der påvirkes af muslingefiskeri, vil fiskeri af blåmuslinger i Lovns Bredning finde sted i de områder, hvor tætheden af fangstbare muslingerne for så vidt muligt er over 1 kg/m^2.

Fiskeriet af blåmuslinger til omplantning vil foregå i de områder hvor dette kan udføres så effektivt som muligt og gerne i områder med tætheder på over 2,5 kg/m^2.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet efter blåmuslinger i Løgstør Bredning er reguleret af gældende bekendtgørelser der definere de krav der stilles til et muslingefiskeri i Limfjorden. Der er i disse bekendtgørelser ikke opstillet begrænsning i fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinie i Natura 2000-området.

Siden 2012 er alle muslingefartøjer blevet udstyret med et GPS system (Blackbox system), der logger fartøjets position hvert 10. sekund under fiskeri. Det nye system betyder af hver enkel fisker har en fuldstændig dokumentation for sit fiskeri og at selve fiskeriet efter muslinger i bredningen vil kunne kortlægges præcis og derved dokumentere, hvor der fiskes og effekter heraf.

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110/"Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/"Større lavvandede bugter og vige". Der vil ikke blive fisket på lavere vanddybder end 4 meter.

I Løgstør Bredning er der intet overlap mellem fiskeriområdet og ålegræssets udbredelse jf. DTU-Aquas oplysninger. Ved tilvejebringelse af oplysninger omkring ålegræs på vanddybder over 4 meter foreslår erhvervet at disse delområder lukkes med kasser, der specifikt omkranser ålegræsset udbredelse, samt bufferzone der følger dybdegrænsen. Ålegræsset beliggende sydøst for Livø Tap bør beskyttes mere specifikt og ikke føre til en generel beskyttelse af hele Livø Tap følgende 6 meter kurven. Fiskeri efter muslinger kan ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra NaturErhverv styrelsens side for forekomst af ålegræs i fangster.

I forbindelse med fiskeri udsmider fiskerne for så vidt muligt, de sten på 2-5 kilo der måtte være i fangsten. Foreningen Muslingeerhvervet vil i samarbejde med industrierne systematisk registrere mængden af sten, der landes fra Løgstør Bredning. Hvis denne mængde overstiger 100 tons i tilladelsesperioden, vil der for efterfølgende år blive lavet en handlingsplan i samarbejde med Miljøministeriet for genudlægning af sten.

Centralforeningen selvforvalter muslingefiskeriet, så der i områder med store forekomster af muslingeyngel eller lav kødprocent i muslingerne (< 14 %) ikke tages åbningsprøver til kontrol af algetoxiner, så områderne således ikke åbnes for fiskeri. Ligeledes vil fiskeriet blive indstillet i områder med en iltkoncentration i fiskeområdet på mindre end 4 mg ilt pr. liter i mere end 2 uger. Desuden køres der med et rotationsfiskeri i områderne, der dels forhindrer at fiskeriindsatsen bliver samlet i mindre områder af fjorden, og dels minimerer den visuelle påvirkning ved at drive muslingefiskeri i Limfjorden. Dette rotationsfiskeri regulerer indsatsen, så der maksimalt kan være 15 fartøjer tilstede i hvert produktionsområde i Løgstør Bredning. Fiskerne til- og framelder produktionsområder, de fisker i hos NaturErhverv styrelsen, hvilket opretholder maks. 15 fartøjer i hvert produktionsområde.

DANMARKS FISKERIFORENING
Producent Organisation

Nordensvej 3, Taulov
7000 Fredericia
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax. +45 75 45 19 28

H. C. Andersens Boulevard 37
1553 København V
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax +45 33 32 32 38

mail@dkfisk.dk
www.dkfisk.dk

Fiskeplan for forsøgsfiskeri af østers i Limfjorden 2020/2021

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforeningen Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening PO, der fremfører ønske om et østersfiskeri i Natura 2000-området Nissum Bredning.

Mængde og områder

Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO foreslå et fiskeri i Løgstørbredning på 150 tons østers. Udenfor Natura2000 områderne foreslås et fiskeri af 50 tons østers, så den samlede mængde for Limfjorden lander på 200 tons. Der ønskes ligeledes et fiskeri af Gigas i Limfjorden hvor der i natura2000 områderne, søges om rabat på arealpåvirkningen i forhold til artssammensætningen. Der søges om 100% dækning af udgifter til prøvetagning.

Kontrollen af fiskeriet kan foregå vha. data fra Blackbox, der derudover vil kunne levere data for opgørelse af arealpåvirkningen samt udregning af CPUE. Fiskeriet vil finde sted i perioden oktober 2020 – maj 2021.

Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO vil følge DTU-Aquas anbefaling vedrørende rammerne for bæredygtigt østersfiskeri.

Med henblik på at minimere området der påvirkes af østersfiskeri, vil fiskeri af østers i Limfjorden som udgangspunkt kun finde sted i områder, hvor tætheden af østers er størst og kvaliteten bedst.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet på østers i Limfjorden er reguleret på baggrund af gældende bekendtgørelser der udstikker rammerne for motorkraft, redskabets størrelse, lukkede perioder, dybdegrænser, ugekvoter og mindstemål.

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110/"Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/"Større lavvandede bugter og vige". Der vil ikke blive fisket på naturtypen 1170/Rev og på lavere vanddybder end 3 meter.

I forbindelse med fiskeriet sorteres fangsten hurtigst muligt og sten, skaller eller østers af en forkert størrelse, genudlægges for så vidt muligt i det samme område, hvor de blev fisket.

Ålegræs findes i Limfjorden ud til omkring 3 meter. Med henblik på at hindre påvirkning af ålegræsområder, vil fiskeriet foregå uden for områder, hvor udbredelsen af levende ålegræs overstiger fiskeriets dybdegrænse. DTU-Aqua udpeger disse områder samt laver passende beskyttende bokse for områderne. Fiskeri efter østers kan ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra NaturErhverv styrelsens side for forekomst af ålegræs i fangster.

Centralforeningen Limfjorden vil håndhæve, at foreningens medlemmer lever op til ovenstående fiskeplan. Fiskerne til- og framelder produktionsområder, de fisker i hos Direktoratet, hvilket opretholder maks. antal fartøjer i hvert produktionsområde.

DANMARKS FISKERIFORENING
Producent Organisation

Nordensvej 3, Taulov
7000 Fredericia
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax. +45 75 45 19 28

H. C. Andersens Boulevard 37
1553 København V
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax +45 33 32 32 38

mail@dkfisk.dk
www.dkfisk.dk

Fiskeplan for søstjernefiskeri i Limfjorden 2020-21

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforening Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening PO, der fremfører ønske om et søstjernefiskeri i Natura 2000-områderne Lovns, Løgstør, samt Nissum Bredning. Søstjerne har vist sig at udgøre et stadig større problem, da de er blevet i stand til at æder utroligt store mængder af blåmuslinger i Limfjorden. Bestanden af søstjerner ønskes reduceret, så denne ikke er unaturlig høj.

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aqua's estimat samt erfaringer fra det søstjernefiskeri der er gennemført i 2013-2019 i Limfjorden vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO gerne foreslå et fiskeri af 200 tons søstjerner i Løgstør Bredning i produktionsområderne 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39 samt 500 tons søstjerner i Nissum Bredning i produktionsområderne 1, 2, 3, 4 og 5. Der ønskes ligeledes mulighed for at gennemfører et fiskeri i Lovns Bredning i områderne 21 og 22 på 100 tons ind til 2 meter kurven. Udenfor natura2000 områderne ønskes der mulighed for at fiske 5.000 tons.

Fiskeriet vil finde sted i perioden oktober 2020 – maj 2021

Med henblik på at minimere området der påvirkes af søstjernefiskeriet, vil fiskeri af søstjerner altid finde sted i de områder, hvor tætheden af søstjerner er størst mulig ud fra det vidensgrundlag der opbygges under fiskeriet.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeri af søstjerner ønskes at kunne gennemførers ind til 2 meter i alle bredninger, da søstjerne især findes på lavere vanddybde i tætte koncentrationer under og umiddelbart efter iltsvind. Det bør sikres med bokse at der ikke finder fiskeri sted i områder med ålegræs. Fiskeriet vil kunne moniteres vha. Blackbox systemet så udbredelsen af fiskeriet i områderne vil kunne kortlægges præcis og derved dokumentere, hvor der fiskes og effekterne heraf. Til fiskeriet vil blive anvendt de godkendte søstjernevod.

BILAG 3

Udpegningsgrundlag for F12

Udpegningsgrundlaget omfatter de arter, for hvilke det skal sikres, at de kan overleve og formere sig i deres udbredelsesområde. For at en art kan indgå i udpegningsgrundlaget skal arten være angivet på EF-fuglebeskyttelsesdirektivet bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1 eller regelmæssigt forekomme i antal af international eller national betydning, jf. artikel 4, stk.2. For de arter der opfylder betingelser efter artikel 4, stk. 1 og/eller stk. 2 er det angivet i hvilke perioder af artens livscyklus denne forekommer i de udpegede beskyttelsesområder:

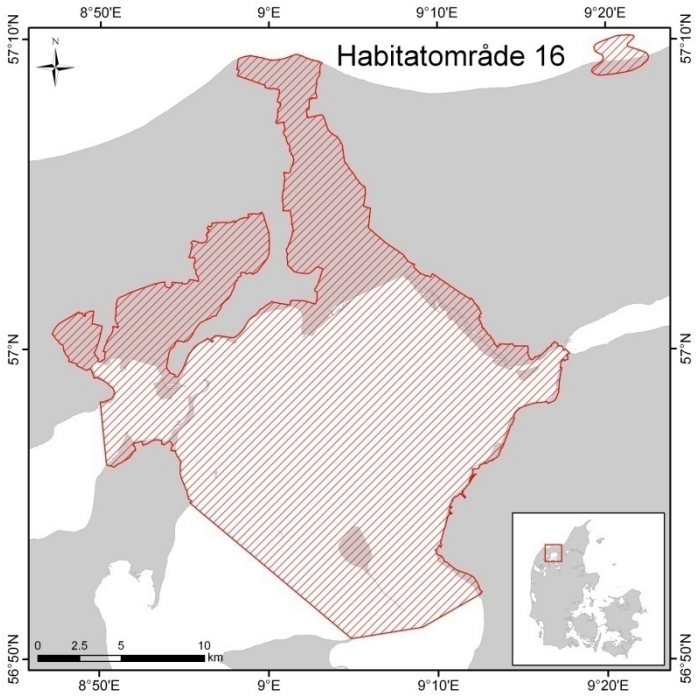
T: Trækfugle, der opholder sig i området i internationalt betydende antal.

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 12		
Fugle:	kortnæbbet gås (T)	lysbuget knortegås (T)
	hvinand (T)	toppet skallesluger (T)
	dværgterne (Y)	

Miljø- og Fødevareministeriet (2016)

BILAG 4

Udpegningsgrundlag for Habitatområde 16 - Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg



Kortet viser, hvilket areal der er omfattet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning. For opdeling i naturtyper se Figur **1**

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 16		
Naturtyper:	Sandbanke (1110)	Vadeflade (1140)
	Lagune* (1150)	Bugt (1160)
	Rev (1170)	Strandvold med enårige planter (1210)
	Strandvold med flerårige planter (1220)	Kystklint/klippe (1230)
	Enårig strandengsvegetation (1310)	Strandeng (1330)
	Forklit (2110)	Grå/grøn klit (2130)
	Klithede* (2140)	Havtornklit (2160)
	Gråriskklit (2170)	Klitlavning (2190)
	Søbred med smårter (3130)	Kransnålalge-sø (3140)
	Næringsrig sø (3150)	Brunvandet sø (3160)
	Vandløb (3260)	Våd hede (4010)
	Tør hede (4030)	Enekrat (5130)
	Kalkoverdrev* (6210)	Surt overdrev* (6230)
	Tidvis våd eng (6410)	Hængesæk (7140)
	Kildevæld* (7220)	Rigkær (7230)
	Bøg på mor (9110)	Stilkege-krat (9190)
	Skovbevokset tørvemose* (91D0)	Elle- og askeskov* (91E0)
Arter:	Stor vandsalamander (1166)	Damflagermus (1318)
	Odder (1355)	Spættet sæl (1365)

Miljø- og Fødevareministeriet (2016)

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk