

Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2020/2021

Af Pernille Nielsen, Jeppe Olsen og Mette Møller Nielsen

DTU Aqua-rapport nr. 373-2020





Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2020/2021

DTU Aqua-rapport nr. 373-2020

Af Pernille Nielsen, Jeppe Olsen og Mette Møller Nielsen

Kolofon

Titel:	Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og sø-stjerner i Lovns Bredning 2020/2021
Forfattere:	Af Pernille Nielsen, Jeppe Olsen og Mette Møller Nielsen
DTU Aqua-rapport nr.:	373-2020
År:	Det videnskabelige arbejde er afsluttet august 2020. Rapporten er udgivet september 2020
Reference:	Nielsen P, Olsen J & Nielsen MM. (2020). Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og sø-stjerner i Lovns Bredning 2020/2021 DTU Aqua-rapport nr. 373-2020. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 57 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:	978-87-7481-296-8

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 LOVNS 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	Sigtdybde og udbredelse af ålegræs	19
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	21
6	MAKROALGER	24
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	24
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	25
6.3	Data for makroalger	26
6.4	Makroalger og sigtdybde	29
6.5	Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri	30
6.6	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	31
7	BUNDFAUNA	32
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	32
7.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	32
7.3	Konsekvensvurdering af fiskeriets effekt på bundfauna	33
8	BLÅMUSLINGER	34
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger	34
8.2	Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Lovns (2006-2020)	34
8.3	Blåmuslinger og sigtdybde	36
8.4	Konsekvensvurderingen af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger	36
8.5	Biogene rev	37

9	SØSTJERNER	38
9.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner	38
9.2	Potentielle effekter af søstjernefiskeri	38
9.3	Undersøgelser af søstjernebestanden i Lovns Bredning (2013-2020)	39
9.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner	39
10	STILLEHAVSØSTERS	40
11	PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER	41
11.1	Black box	41
11.2	Black box resultater	41
11.3	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	42
11.4	Konklusion for kumulative effekter	45
12	ANDRE BESKYTTELSESHENSYN	46
12.1	Beskyttede fugle	46
12.2	Bilag IV-arter	47
13	REFERENCER	50
BILAG 1		58
BILAG 2		60
BILAG 3		63
BILAG 4		64

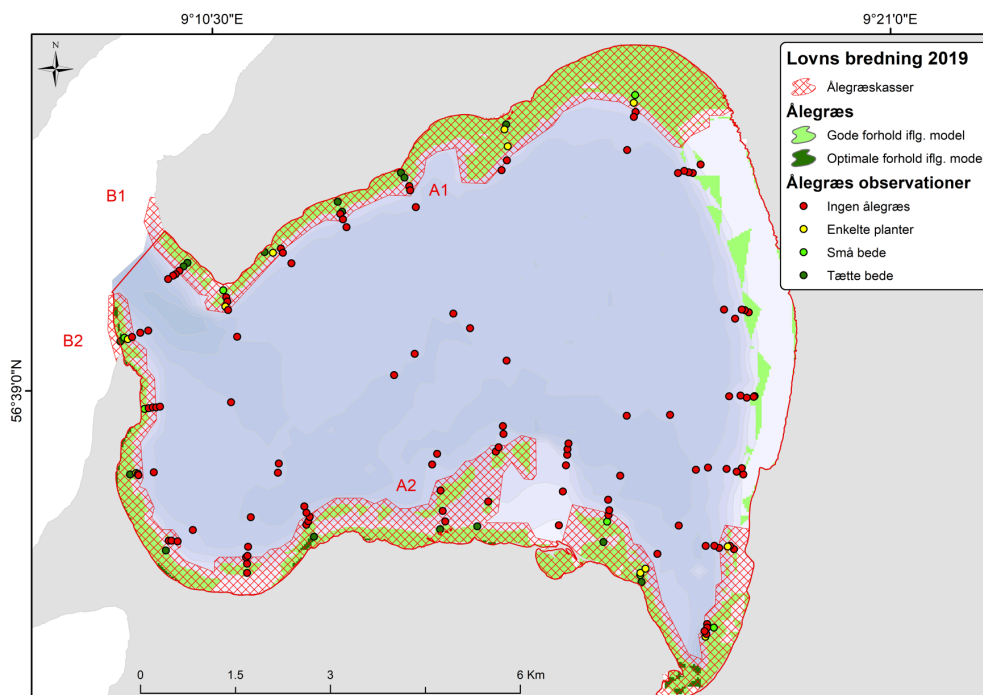
1 RESUMÉ

1.1 Konsekvensvurderingens grundlag

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri efter blåmuslinger og søstjerner i Habitatområde H30 og Fuglebeskyttelsesområde F14 Lovns Bredning og inkluderer naturtyperne 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe", 1150 "Kystlaguner og strandsøer", 1160 "Større lavvandede bugter og vige" og 1170 "Rev" samt de marine arter; sangsvane (*Cygnus cygnus*), Hvinand (*Bucephala clangula*), flodlampret (*Lampetra fluviatilis*), stavsild (*Alosa fallax*) odder (*Lutra lutra*) og spættet sæl (*Phoca vitulina*). I henhold til Naturstyrelsens kortlægning fra 2012 er der ikke identificeret stenrev i Lovns Bredning, men der er identificeret biogene rev (Miljøstyrelsen 2020).

På anmodning af Fiskeri (FK) i Miljø og Fødevarerministeriets departement skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger til konsum og omplantning og 100 t søstjerner. Der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinjer i muslingepolitikken og der er anmodet om, at der bliver udlagt ålegræskasser, hvor der er observeret ålegræs.

På baggrund af analyser af data for en række parametre vurderer DTU Aqua, at et fiskeri af 10.000 t muslinger og 100 t søstjerner udenfor 2 ålegræskasser (A1 og A2) indenfor habitatområdet og på vanddybder >2 m udenfor ålegræskasserne ikke i betydende grad vil påvirke udpegningsgrundlaget for habitatområdet ved at påvirke én eller flere af økosystemkomponenterne som defineret i Muslinge- og østerspolitikken eller de beskyttede arter.



Figur A. Konsekvensvurderingens grundlag. Den marine del af Natura 2000 område (H30) i Lovns Bredning. Ålegræskasserne A1-2 ligger indenfor habitatområdet og gældende for fiskerisæsonen 2020/2021, mens ålegræskasse B1 og B2 ligger udenfor habitatområdet. De grønne områder indikerer områder der i DTU Aquas model er identificeret som enten gode eller optimale for ålegræssets udbredelse i Lovns Bredning. Punkter indikerer de reelle observationer i maj 2019.

Bestanden af blåmuslinger i H30 var i 2020 på 40.056 ± 11.304 t blåmuslinger. Den gennemsnitslige biomassetæthed er estimeret til $2,56 \text{ kg m}^{-2}$ for områder, hvor der er observeret mere end 1 kg m^{-2} . Et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger vil reducere bestanden med 25%. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 10.000 t muslinger vil være bæredygtigt og ikke påvirke udpegningsgrundlaget, så længe kravene om max. antal fiskebåde på 10 i et område ad gangen fastholdes. Fiskeriet vil ikke påvirke forekomsten af biogene rev i betydende grad.

Der blev fundet ålegræs på 2,4 m i den nationale monitoring i 2019, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie fandt enkelte frøspirede planter ud til 4 m. Baseret på målte sigtgybder er den modellerede maksimale dybdegrænse 2,1 m i 2019. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse og resultaterne af DTU Aquas ålegræsmodel har DTU Aqua fastlagt 4 sammenhængende områder, hvor der er forekomst eller potentielle forekomster af ålegræs i spredte bede med en tilhørende 100 m bufferzone. Der er ved fastlæggelse af ålegræskasserne i alle tilfælde taget højde for enkelte frøspirede planter. Et fiskeri med muslingeskraber og søstjernevod udenfor de foreslåede ålegræskasser og i resten af bredningen på vanddybder >2 m vil ikke påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse. Resuspension i forbindelse med fiskeriet vurderes ikke at lede til en betydende udskygning af ålegræsset.

Ifølge data for den seneste nationale overvågning i 2017, blev der fundet makroalger på 4,3 m, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie i 2019 fandt ikke-opportunistiske makroalger ud til 4 m og opportunistiske makroalger på 6 m, som var den dybeste monitorerede dybde. Der blev fundet makroalger på alle transekterne i undersøgelsen og på alle vanddybder, dog med de tætteste forekomster på 1-4 m. Algesamfundet var generelt domineret af opportunistiske og filamentøse algegrupper med de største forekomster på 2-4 m. På de dybeste stationer var filamentøse rødalger mest dominerende, med forekomster på 75% og 38% af transekterne på henholdsvis 5 og 6 m vanddybde. Baseret på målte sigtgybder er den modellerede maksimale dybdegrænse i 2019 for brunalger 2,0 m og 2,5 m for andre arter. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri udenfor de 2 foreslåede ålegræskasser samt i resten af bredningen på vanddybder >2 m ikke vil overlape væsentligt med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger og generelt ikke vil påvirke makroalgernes udbredelse i betydende grad. Derudover vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 10 i hvert fiskeområde. Der blev landet 0,3 t sten i Lovns 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.

Bestanden af søstjerner i Lovns Bredning er estimeret til 130 t i foråret 2020, mens den samlede estimerede bestand af søstjerner er på 26.400 t for de undersøgte områder i den vestlige del af Limfjorden. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 100 t søstjerner i Lovns Bredning ikke vil påvirke bestanden af søstjerner i en grad, så det truer artens overlevelse eller tilstedeværelse i bredningen eller i Limfjorden.

Der er ikke observeret stillehavsøsters i Lovns Bredning i forbindelse med DTU Aquas blåmuslingebestands-togt i foråret 2020.

Der er bundfauna i hele Lovns Bredning om end denne vil være stærkt præget af de hyppige forekomster af iltsvind i området. Muslingeskraber inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. I Lovns Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at være 3 år.

Fødebehovet for hvinand i Lovns Bredning kan estimeres til 6.580 t blåmuslinger eller 16% af bestanden. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner ikke vil påvirke hvinand eller de andre beskyttede arter sangsvane, spættet sæl, stavsild, odder og flodlampret.

Arealet, der bliver direkte påvirket af et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger er på $6,0 \text{ km}^2$ svarende til 8,8% af arealet af H30 og er beregnet ud fra en gennemsnitstæthed af muslinger på $2,56 \text{ kg m}^{-2}$. I beregningen ind-

går, at den lette muslingeskraber har en effektivitet på 65%. Arealet, der bliver påvirket af det planlagte søstjernefiskeri, er angivet til at påvirke maksimalt 2%. Tidligere sæsoners arealpåvirkning ved muslingefiskeri er alle baseret på black box data, og den samlede kumulative arealpåvirkning for de enkelte økosystemkomponenter kan ses i Tabel A. Arealpåvirkningen for økosystemkomponenterne, blåmuslinger og bundfauna overskrider den maksimale tilladte arealpåvirkning på 15%, hvorfor DTU Aqua anbefaler, at der udlægges fiskekasser i fiskerisæsonen 2020/21, der maksimalt udgør 7,9% af arealet i Lovens Bredning.

Tabel A. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H30. Kumuleret arealpåvirkning for blåmuslinger, makroalger og bundfauna er angivet som procentdel af arealet, der påvirkes, og beregnet via black box data. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 3 år. Den kumulerede arealpåvirkning er beregnet i henhold til gendannelsestid ud fra de foregående års arealpåvirkning + estimeret påvirkning ved den kommende sæsons fiskeri af 10.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabede areal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 31% af arealet af blåmuslinger for 2016/17, 2018/18 og 2018/19, mens den er 77% for fiskerisæsonen 2019/20 og den kommende sæson. Derudover skal der for den kumulerede arealpåvirkning for makroalger lægges arealpåvirkningen af et fiskeri af 100 t søstjerner.

	Gendannelsestid (år)	2016/17 (%)	2017/18 (%)	2018/19 (%)	2019/20 (%)	2020/21 10.000 t blåmuslinger (%)	2020/21 100 t søstjerner (%)	Kumuleret (%)
Blåmusling	3			4,4	2,7	8,8	0	15,9
Makroalger	>5	0,4	1,1	1,4	2,1	6,8	2	13,7
Bundfauna	3			4,4	2,7	8,8	0	15,9
Ålegræs*	>20	0	0	0	0	0	0	0

2 INDLEDNING

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for et fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Natura 2000 området i Lovns Bredning (N30). Udgangspunktet for vurderingen er udpegningsgrundlaget, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F14 og habitatbeskyttelsesområde H30, muslingepolitikken samt konsekvensvurderingsanmodningen (Bilag 1), som Fiskeri (FK) i Miljø- og Fødevarerministeriets departement har fremsendt på baggrund af fiskeplanerne fremsendt 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. 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 udpegnings- og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Natura 2000 planen gældende for 2016-2021 for området i Lovns Bredning blev offentliggjort i april 2016. De forskellige marine naturtyper er delvist kortlagt i 2012, men der er ikke udarbejdet en vurdering af tilstanden af de marine naturtyper i basisanalysen for 2022-2027 for Natura 2000 området Lovns 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 beregnet måltal, som senest er blevet revideret i 2016 (Petersen et al. 2016a). De reviderede måltal er anvendt i konsekvensvurderingen. 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 Lovns 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- og søstjernefiskeriets påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder DTU Aquas egne undersøgelser, men analysen anvender også 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 for hvinand i Limfjorden (Clausen et al. 2009). I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H30, anvendes der i konsekvensvurderingen eksisterende data for det undersøgte område, videnskabelig litteratur og rapporter om påvirkning af fiskeri med skrabbende redskaber.

3 FORVALTNINGSGRUNDLAG

3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra FK

Danmarks Fiskeriforenings Producent Organisation og Centralforeningen for Limfjorden har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Natura 2000 området Lovns 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 10.000 t blåmuslinger og 100 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. Derudover vil der ikke blive fisket blåmuslinger på lavere vanddybder end 2 m. 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 muslingepolitikens målsætninger og præmisser samt anvendelse af den lette muslingeskraber, teknisk udstyr (black box), genudlægning af større sten, max 10 fartøjer pr. område samt fastsættelse af en dybdegrænse, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs.

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 gendannelsesperioder 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 10.000 tons ikke er bæredygtigt 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 søstjernefiskeri anmodes om følgende: *"Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingen. Dybdegrænsen er foreslås indtil to meter kurven"*.

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 at udpege sådanne områder. DTU Aqua bedes beregne arealpåvirkningen for dette fiskeri 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 nr. 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 bæredygtig 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.

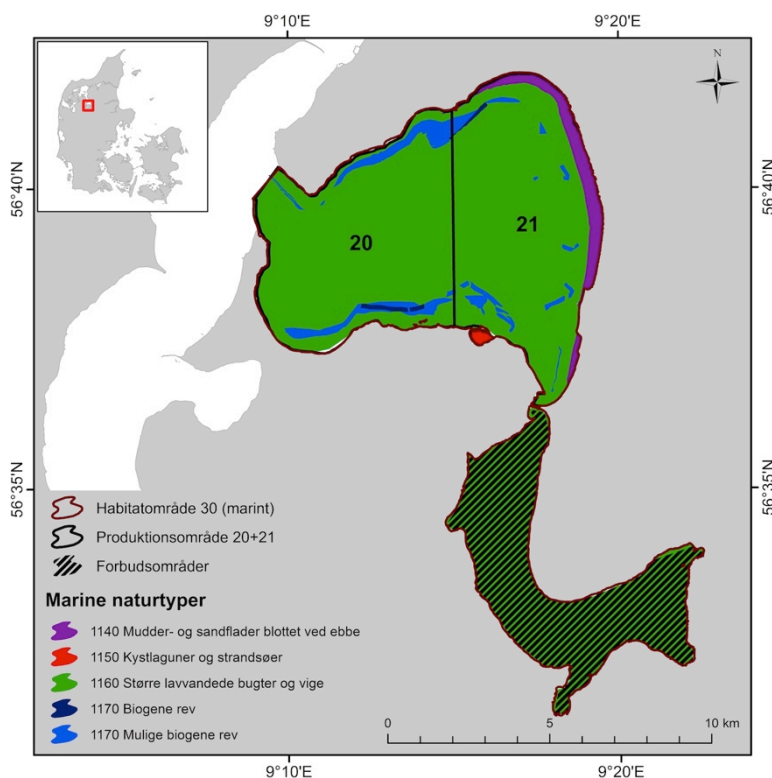
Forvaltningen skal være adaptiv og tage den bedst tilgængelige videnskabelige viden i anvendelse.

Der skal ske en videreudvikling af forvaltningen med fokus på arealpåvirkning.

Ved en bedømmelse af effekten af skrabende redskaber ved fiskeri af muslinger i Natura 2000 områder, skal der tages udgangspunkt i arealpåvirkning af økosystemkomponenterne ålegræs, makroalger, blåmuslinger og bundfauna.

4 GENERELT OM LOVNS BREDNING

Produktionsområderne 20 og 21 i Lovns Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Der indgår 2 fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdets marine del (Bilag 3). Ifølge seneste basisanalyse for habitatområdet indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget (Bilag 4): 1140 "Mudder- og sandflader", 1170 "Rev", 1150 "Kystlaguner og strandsøer", 1160 "Bugter og vige" og 1110 "Sandbanke" med et areal (inklusive Hjarbæk Fjord) på henholdsvis 3,6 km², 0,4 km², 0,6 km², 85,5 km² og 2,8 km² (Figur 1). Naturtyperne "Mudder- og sandflader" (1140) og "Kystlaguner og strandsøer" (1150) ligger på så lavt vand (Miljøstyrelsen 2020), at der ikke vil være en påvirkning af et muslingefiskeri. Disse naturtyper inddrages derfor ikke i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen "Rev" (1170) er kortlagt som biogene rev i Lovns Bredning, hvorfor der i konsekvensvurderingen præsenteres en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev (afsnit 8.5).



Figur 1. Lovns Bredning. Udbredelse af naturtyperne Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140), Kystlagune og Strandsøer (1150) og Større lavvandede bugter og vige (1160). Konsekvensvurderingen omfatter ikke de to første naturtyper. Naturtypen Rev (1170) udgøres af biogene rev. Der fiskes ikke i den andel af H30 som ligger i Hjarbæk Fjord, og denne del indgår derfor ikke i fiskeplanerne eller konsekvensvurderingen.

Nedenfor præsenteres de data, der er tilgængelige for Natura 2000 området i Lovns Bredning (N30). Data for nøgleorganismerne blåmuslinger, ålegræs, makroalger og søstjerner baserer sig hovedsageligt på DTU Aquas egne data samt historiske data, mens miljøtilstandsdata og data vedrørende beskyttede arter primært er indsamlet fra det nationale overvågningsprogram NOVANA.

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 et al. 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/mechanisk stress påvirke ålegræsset negativt. Fysisk/mechanisk stress kan forekomme fx i forbindelse med råstofudvinding eller ved fiskeri (se nedenfor), men kan ligeledes være biologisk afledt via aktivitet af bentisk makrofauna, 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 ålegræsbygningen, der i sig selv reducerede udbredelsen af ålegræs i Limfjorden betydeligt (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). Da Lovns Bredning er et af de områder, der er mest påvirket af eutrofieringen (Markager et al. 2006), kan det antages, at ålegræssets aktuelle tilstand i bredningen i høj grad er et resultat af eutrofieringen. En analyse af tilstanden 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 sigtddybde, foregår gennem asekuel, 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 $<30 \text{ cm år}^{-1}$ (Olesen & Sand-Jensen 1994). Spred-

ning 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 forering 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 forering er ikke fuldt ud belyste, 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 effekter: Direkte påvirkning af redskabet og indirekte som følge af resuspension af sediment.

Direkte effekter: Muslingskrab kan forårsage skade på ålegræsbestande gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayton et al. 1995, Barnette 2001, Morgan and 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 planternes død (Jolley 1972, Tarnowski 2006). Der er ikke foretaget studier af effekter af den lette muslingskraber på ålegræs. Et målrettet fiskeri med muslingskraber i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsynligt. For det første forekommer der sjældent større forekomster af muslinger i tætte ålegræsbede, 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 Lovns 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 sigtddybder 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 redskabstypen, og hvor dybt dette går under skrabning. Hollænderskraber er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Der er ingen dokumentation for, hvor dybt den lette muslingskraber går i sedimentet, og det er derfor ikke muligt præcist at forudsige effekterne af skrabning. Den lette skraber vejer mindre og samler mindre bundmateriale, og det kan derfor antages, at den vil have en generel mindre påvirkning og maksimalt vil skrabe i samme dybde som hollænderskraber. 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 således 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. Søstjernevodet 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 vil således forventeligt gøre mindre skade på ålegræsset. Det 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 rekoloniseringen af infauna (Robinson et al. 2005).

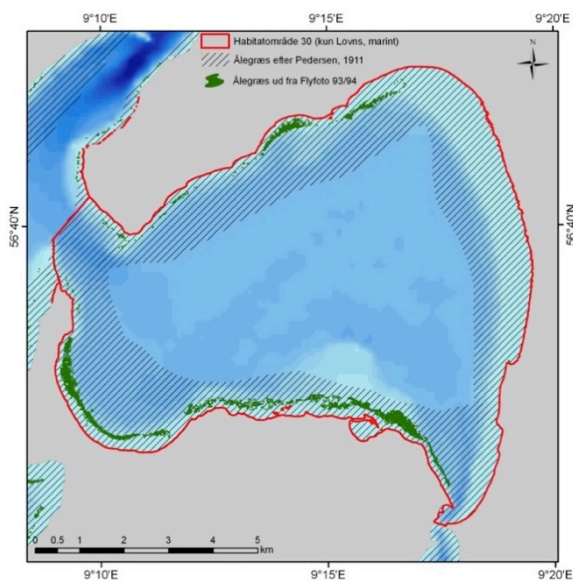
Sigtddybde er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996) og skrabning kan dermed på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Muslingeskrab vil generere resuspension af sediment 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 skrabe-posen. 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 hollænderkraberen. Begge skraber og især skraber, der anvendes til nedgravede muslinger, må forventes at medføre betydelig større resuspension end den lette muslingeskraber. Refererede resultater fra andre studier vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Lovns Bredning som beskrevet i FKs bestillingsskrivelse (Bilag 1). Ved brug af skraber til nedgravede muslinger er der fundet en sky af resuspenderet materiale i 20-40 m fra det skrabe område (Manning 1957, Haven 1979, Manzi et al. 1985, Spencer et al. 1997, Maier et al. 1998, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). For hollænderkraberen blev skyen af resuspenderet materiale på baggrund af målinger modelleret til at være på 0,055 km² (Dyekjær & Hoffmann 1999), baseret på en spredning på ca. 25 m på hver side af skrabe-sporet 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 skrabe 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 skrabe-sporet, 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 Lovns Bredning er det påbudt at bruge den lette muslingeskraber. Undersøgelser har vist, at denne skraber fanger 50% mindre mudder sammenlignet med hollænderkraberen (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 for nylig gennemført studier af resuspension ved brug af den lette muslingeskra-

ber i Limfjorden for at kvantificere betydningen af sedimentspredning yderligere. Studiet viste, at den sedimentfane, som dannes ved muslingefiskeri, generelt spredes 100-500 m og sedimentfanens varighed var på mindre end 1 time. Ændringerne i vandets klarhed udtrykt som lysdæmpningskoefficienten blev estimeret til $0,05-0,41 \text{ m}^{-1}$, mens den gennemsnitlige årlige naturlige baggrundsværdi er $0,62 \text{ m}^{-1}$. Selvom der er væsentlige ændringer i lysforholdene ved bunden, betragtes den samlede rumlig-tidsmæssige fiskeripåvirkning i undersøgelsesområdet som lav, og for Løgstør Bredning blev mindre en 1-2% af det samlede areal påvirket indenfor en fiskerisæson (Rollan et al. submitted). I en overordnet analyse af betydning af resuspension af sediment genereret ved stedspecifikke presfaktorer som fiskeri, klapping 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).

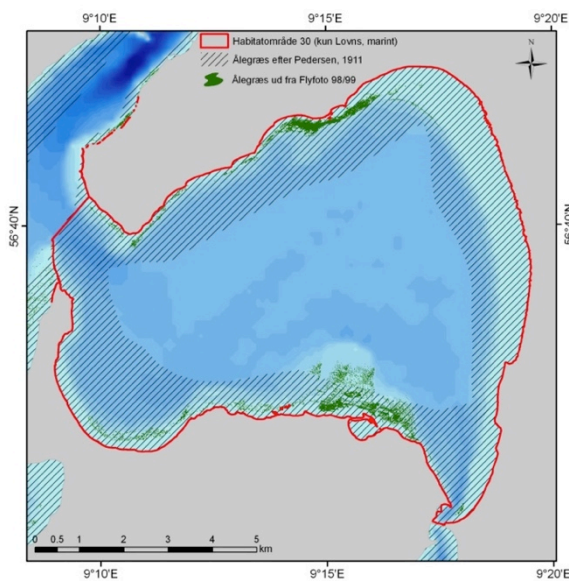
5.3 Data for ålegræs

I starten af forrige århundrede undersøgte CGJ Petersen udbredelsen af ålegræs i danske farvande (Petersen et al. 1911). Disse undersøgelser viste, at ålegræsset i 1911 var udbredt ned til 7-8 m dybde ved indløbet til Lovns Bredning (Figur 2 og Figur 3). Den beskrevne udbredelse kan i princippet betragtes som en upåvirket referencestatus for Lovns Bredning, om end der skal tages forbehold for metoder og dybdeopmålinger.

I årene 1993/94 og 1998/99 blev udbredelsen af ålegræs estimeret ved hjælp af flyfotos taget ved overflyvninger af Limfjorden. Dybdeudbredelsen observeret her er angivet i hhv. Figur 2 og Figur 3. 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.

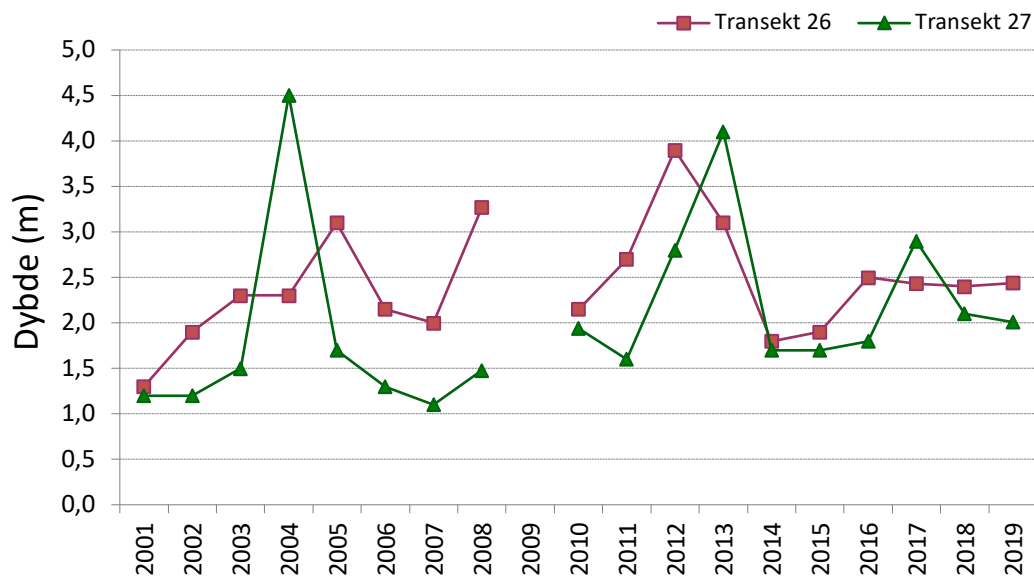


Figur 2. Historisk udbredelse af ålegræs. Sort skravering (Petersen et al. 1911). Ålegræssets udbredelse i 1993/94 er målt via flyfotos af DMU (grønt). Dybder er angivet med blå med skift i farvetone for hver 1 m dybdeændring.



Figur 3. Historisk udbredelse af ålegræs. Sort skravering (Petersen et al. 1911). Ålegræssets udbredelse i 1998/99 er målt via flyfotos af DMU (grønt). Dybder er angivet med blå med skift i farvetone for hver 1 m dybdeændring.

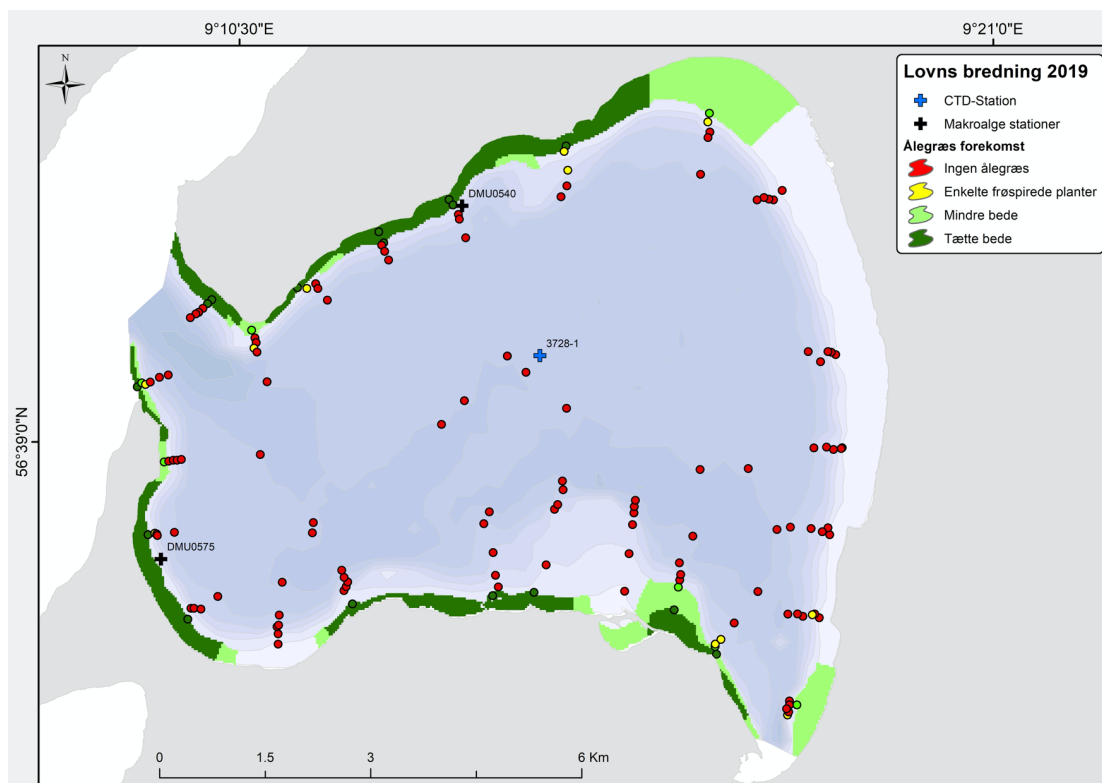
Dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på en række faste transekter og stationer. Relevant for Natura 2000 området Lovns Bredning er primært de to stationer/transekter Transekt 26 (DMU0540) og Transekt 27 (DMU0575) som er angivet på Figur 5.



Figur 4. Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse 2001-2019 på transekt 26 og 27 indenfor Natura 2000 området i Lovns Bredning (Data: NOVANA-programmet). Ålegræsset blev ikke monitoreret i Lovns Bredning i 2009.

Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Lovns Bredning i 2019 var 2,4 m på transekt 26 og 2,0 m på transekt 27, hvilket er hhv. en stabil og mindre stigning i forhold til 2016 (Figur 4).

DTU Aqua har foretaget videomonitoring af ålegræsset i Lovns Bredning siden 2009 (Poulsen et al. 2010). I 2019 omfattede videomonitoringen i alt 144 stationer fordelt på 24 transekter og omfattede 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 videomonitoringen 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 5 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 Lovns Bredning.



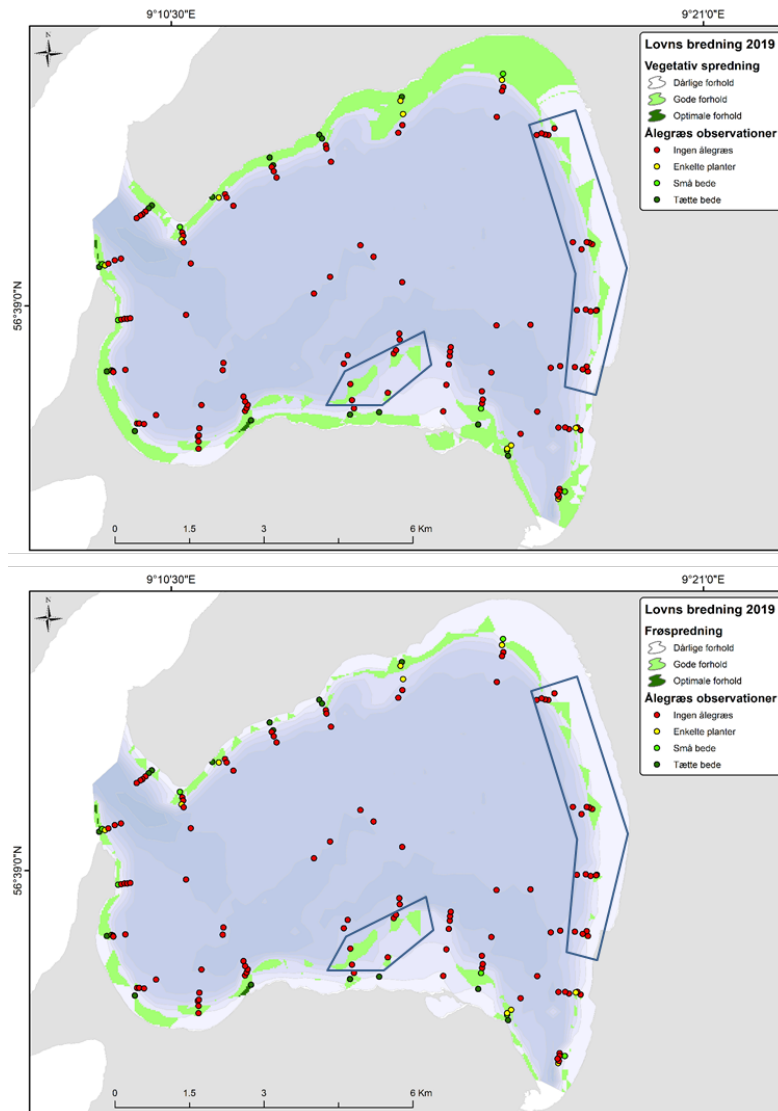
Figur 5. Forekomsten af ålegræs på 24 transekter i Lovns Bredning i 2019, hvert bestående af 6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for forekomst 2 (mindre bede) og 3 (tætte bede), men ikke 1 (enkelte frøspirede planter). Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m fjordbund. Billedbredden på videokameraet var ca. 50 cm. Blå og sorte kors indikerer hhv. DCE's CTD- og ålegræsstationer.

På 1, 2, 3, og 4 m vand blev der observeret ålegræs i en af de tre kategorier på henholdsvis 71%, 46%, 17%, 8% af transekterne i 2019. På 3 og 4 m var der udelukkende tale om enkeltstående frøspirede planter. På 5 og 6 m blev der ikke observeret ålegræs. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 4 m omend det gælder udelukkende for frøspirede planter med ringe chance for overlevelse (Valdemarsen et al. 2010). Dybdegrænsen for reelle ålegræsbede er 2 m.

Siden sidste konsekvensvurdering (fiskerisæson 2017/2018) har konsekvensvurderingen foruden de observerede forekomster af ålegræs inkluderet en vurdering af 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 via frøspredning, hvori der tages højde for en højere følsomhed hos frøspirede planter overfor visse miljømæssige parametre (Figur 7). En parameter, der ikke er inkluderet i modellen, grundet manglende pålideligt datagrundlag, er nedslag af muslingeyngel. DTU Aqua vurderer, at konkurrencen om plads fra muslingeyngel kan påvirke udbredelsen af ålegræs, hvor forekomsten af muslingeyngel er høj som fx i Lovns Bredning, og dette bør medtages ved tolkning af modelresultaterne.

Sammenholdes de observerede forekomster (Figur 5) med modelresultaterne (Figur 6) er der større afvigelser i to overordnede områder i bredningen (markeret med blå kasser i Figur 6). Her viser modelresultaterne gode forhold for ålegræssets re-kolonisering, mens der i DTU Aquas undersøgelser i 2019 ikke er observeret ålegræs. DTU Aquas bestandstogt i foråret 2020 viser, at der i begge områder er tætte nedslag af muslingeyngel (Figur 13), som vil kunne begrænse koloniseringen af ålegræsset, og derved forklare forskellen i modelresultatet og de observerede forekomster. Der er derfor foretaget en yderligere analyse i de to områder, hvor videoerne fra ålegræsmonitoreringen foretaget i 2019 er blevet gransket i forhold til observationer af sameksistens af blåmuslinger og ålegræs i områderne. Desuden er der foretaget drone-flyvning i det sydlige af de to områder i august 2020. I undersøgelserne har vi kigget på, om der i omkringliggende ålegræsbede er indikationer på om ålegræs og muslinger kan sameksistere eller om forekomsten af muslinger entydigt viser, at ålegræsset ikke koloniserer området.

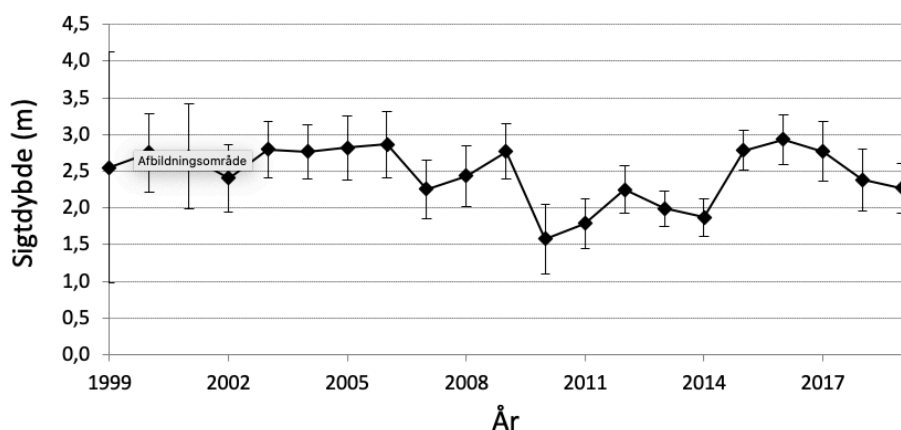
Resultaterne for video-analyserne viser, at der i de få nærtliggende ålegræsbede til det østlige af de to markerede områder i figur 6, ingen tydelige indikationer er på sameksistens mellem blåmuslinger og ålegræs, hvilket sammenholdt med afstanden til de eksisterende bede gør, at DTU Aqua vurderer, at området ikke i umiddelbar nær fremtid vil blive koloniseret af ålegræs. DTU Aqua anbefaler derfor at der for nuværende ikke etableres en ålegræskasse i dette område. Nær det andet område i den sydlige del af området (Figur 6), er der ålegræsforekomster, der tydeligt viser tegn på sameksistens på videoerne, hvilket de efterfølgende drone-undersøgelser bekræftede er gældende over et større område. DTU Aqua vurderer derfor, at lokale forhold i dette område muliggør sameksistens af blåmuslinger og ålegræs. DTU Aqua vurderer, at forskellen mellem de to områder kan være delvist forårsaget af det større fetch ved det østlige område, der genererer en større bølgepåvirkning og dermed mindre sandsynlighed for etablering af nye ålegræsbede. Dermed bliver den samtidige store forekomst af blåmuslingeyngel en for stor barriere for etablering af nye ålegræsbede. DTU Aqua anbefaler, at det sydlige område på figur 6 beskyttes af en ålegræskasse, for at sikre potentiel fremtidig ålegræs-kolonisering i området.



Figur 6. Modellering af ålegræssets mulighed for re-kolonisering i Lovns Bredning ved henholdsvis vegetativ spredning (øverst) og ved frøspredning (nederst). Modellen er baseret på i alt 9 miljøparametre, der er udslagsgivende for ålegræssets etablering. Mørkegrønne og lysegrønne områder markerer områder, der er henholdsvis optimale og gode for ålegræssets etablering. De blå rammer indikerer områder, hvor modellen afviger fra de reelle forekomster i bredningen baseret på videomonitoring i bredningen i maj 2019.

5.4 Sigtdybde og udbredelse af ålegræs

Siden slutningen af 1970'erne er sigtdybden i Limfjorden blevet målt på faste stationer af amter/miljøcentre/Naturstyrelsen/Miljøstyrelsen. Af disse ligger én station (3728-1) inden for Natura 2000 området i Lovns Bredning (se Figur 5 for placering), hvorfra der findes målinger af sigtdybde siden 1980. Figur 7 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 1999-2016 fra marts til oktober, som er vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor er den periode sigtdybden har betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002). I perioden 2017-2019 er sigtdybden kun målt fra juni til og med oktober i Lovns Bredning.



Figur 7. Den gennemsnitlige sigtdybde (± 2 S.E) i perioden marts-oktober ved målestation 3728-1 i perioden 1999-2016 og juni til oktober i perioden 2017-2019. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned ($n= 4-37$ per år) (Data: NOVANA-programmet).

Sigtdybden har generelt igennem perioden 1999-2009 ligget mellem 2-3 m, men faldt i 2010 til 1,6 m, hvilket er det laveste niveau målt siden 1999. I den efterfølgende periode frem til 2019 har sigtdybden generelt ligget over 2 m. I 2019 var den gennemsnitlige (± 2 S.E) sigtdybde (jun-okt) $2,3 \pm 0,5$ m.

Flere modeller baseret på empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtdybden og dybdegrænsen for ålegræs (Nielsen et al. 2002, Krause-Jensen et al. 2008). 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).

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

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

Sigtdybden i 2019 var i Lovns Bredning i gennemsnit 2,3 m i periode juni til oktober. På baggrund af denne sigtdybde kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til $2,1 (\pm 0,9)$ m (gennemsnitsdybde \pm standardafvigelse) ved at bruge ovenstående model (Tabel 1). Den observerede, maksimale udbredelse i 2019 for levende ålegræs var 2,4 m på NOVANA-stationer og 4 m i DTU Aquas undersøgelser, som dog kun gælder enkeltstående frøspirede planter, mens reelle bede findes ud til 2 m.

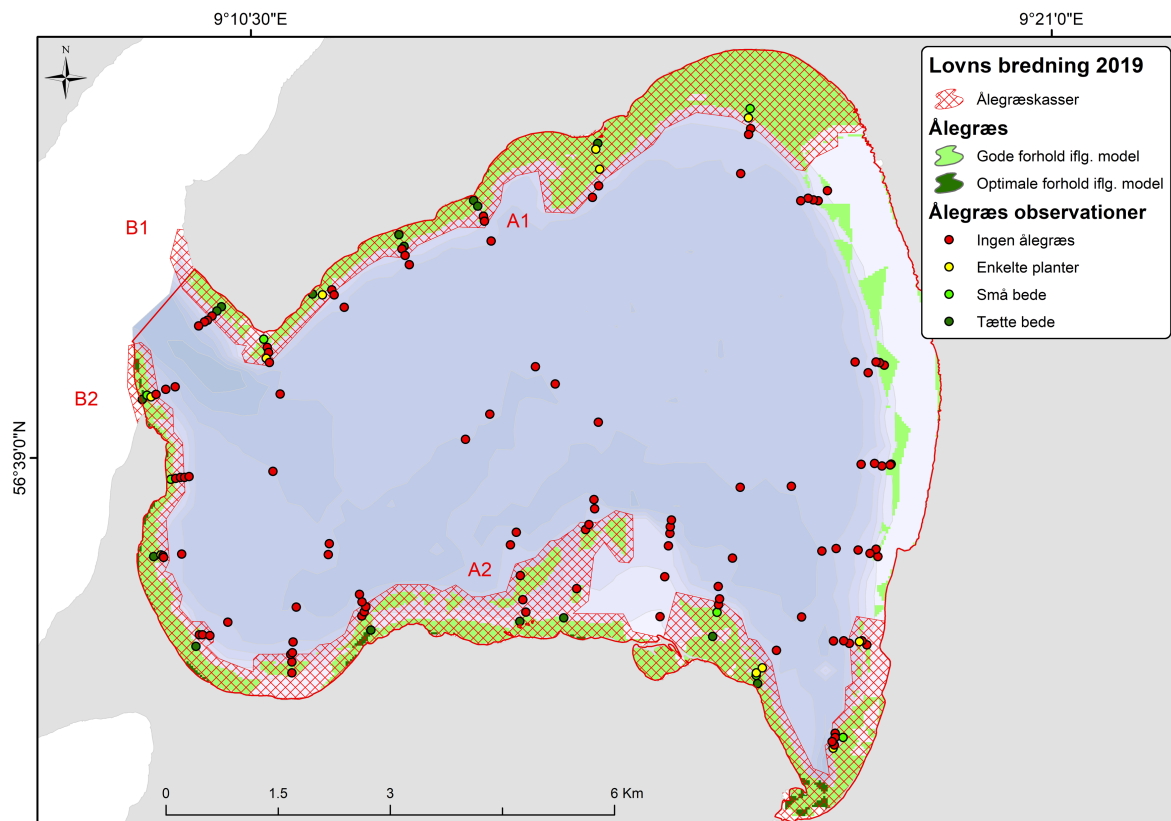
Tabel 1. Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Lovns Bredning i perioden 2013-2019. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)). Sigtdybdene for 2013-2019 er fra det nationale overvågningsprogram NOVANA. De observerede dybdegrænser er fra observationer på hhv. de nationale overvågningsstransekter i NOVANA-programmet 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)	2,0	1,9	2,8	2,9	2,8	2,4	2,3
Observeret dybdegrænse NOVANA (m)	4,1	1,7	1,9	2,5	2,9	2,4	2,4
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	6	6	4	6(3)*	-	3(2)*	4(2)*
Model-estimeret dybdegrænse (m)	1,9	1,8	2,5	2,6	2,5	2,2	2,1

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 modelberegnedede dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse. Endvidere har de observerede dybdegrænser i Lovns Bredning i alle år været større end de modelestimerede (Tabel 1).

5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs

I anmodningen om konsekvensvurdering af et fiskeri af blåmuslinger i habitatområde H30, Lovns Bredning, har FK lagt op til, at fiskeriet reguleres af ålegræskasser, hvor fiskeri er forbudt, mens fiskeri udenfor ålegræskasserne er reguleret af en dybdegrænse, hvor fiskeri er tilladt på vanddybder >2 m. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse har DTU Aqua fastlagt 2 sammenhængende områder (A1 og A2, Figur 8) indenfor habitatområdet, hvor der er forekomst eller potentiale for forekomst af ålegræs i spredte bede, med en tilhørende 100 m bufferzone omkring bedene. Imidlertid strækker ålegræskasserne sig også udenfor habitatområdet, hvorfor disse områder er angivet med to separate kasser (B1 og B2, Figur 8). Kasserne er valgt på baggrund af de af DTU Aqua observerede forekomster og modelanalyser (se afsnit 5.3) 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. DTU Aquas forslag til ålegræskasser indenfor habitatområdet fremgår af Figur 8.



Figur 8. Placering af de to ålegræskasser (A1 og A2) i habitatområdet i Lovns Bredning i fiskesæsonen 2020/21, hvor der af hensyn til ålegræsset foreslås forbud mod fiskeri. Ålegræskasse B1 og B2 ligger udenfor habitatområdet. De grønne områder indikerer områder der i DTU Aquas model er identificeret som enten gode eller optimale for ålegræssets udbredelse i Lovns Bredning. Punkter indikerer de reelle observationer i maj 2019.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med den lette muslingeskraber i Lovns Bredning på vanddybder >2 m og udenfor de angivne ålegræskasser (A1 og A2) ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i habitatområde H30. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse i 2019 vil således ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet med skrabbende redskaber 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 muslingeskraber, max. 10 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri efter blåmuslinger i 2 ålegræskasser samt på vanddybder >2 m udenfor ålegræskasserne.

DTU Aqua vurderer, at der med de omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Lovns 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 af 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 muslingeskra-ber. Resuspensionen ved brug af voddet er ikke kvantificeret, men redskabet er lettere, har ingen metal-ramme og går ikke ned i bunden. Det er DTU Aquas vurdering, at opfiskning af op til 100 t søstjerner ikke vil medføre resuspension af sedimentet i et omfang, der vil påvirke sigtddybden i Lovns Bredning.

Opfiskning af op til 10.000 t blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for sigtddybden i Natura 2000 områ-
det, da fiskeriet primært vil foregå i områder med meget store tætheder af muslinger, hvor en udtynding kan fremme udnyttelsen af muslingernes filtrationspotentiale. Det vurderes, at variation i forhold til muslingebe-standens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger ved den nuværende muslingebestand i Lovns 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 fremvækst 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 algeomatterne.

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 (Maze et al. 1993, Cuomo et al. 1995, Charlier et al. 2008), men også i Danmark har Solrød kommune fjernet opblomstrende alger 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 (*Sargassum muticum*) er en invasiv makroalgearart, der dominerer i Limfjorden og som kan være en potentiel trussel mod habitater og arter. Som udgangspunkt skal arten derfor fjernes fra habitatet og fiskeriet kan evt. bidrage i denne sammenhæng. I Lovns Bredning blev der i de detaljerede studier udført i 2012 og 2013 kun fundet sargassotang på ét transekt i den sydlige del af bredningen i 2012, hvorimod arten i 2016 blev fundet på 25% af transekterne. Forekomsten af sargassotang var i 2019 væsentligt reduceret ift. 2016 og der blev kun fundet forekomster på 13% af transekterne og primært enkelte mindre forekomster. Størstedelen af reduktionen af sargassotang kan tilskrives større forekomster i den sydøstlige del af bredningen i 2016, der ikke længere var at finde i 2019.

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 makroalge-dække 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 Lovns 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 Møhlenberg et al. 2008 for henvisninger). 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 kilde 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/m². 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 Limfjorden (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.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en permanent biomasse af makroalger på renskrabede 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 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. 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 skrabeede område, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrubes gentagne gange. Fjernelse af dele af den flerårige, fastsiddende makroalgebestand kan potentielt give hurtigtvoksende makroalgarter (herunder invasive arter) og planktonalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabil økosystem. Primærproduktionen i Lovns Bredning er i høj grad domineret af planktonalger og opportunistiske makroalger, så det er usikkert om en sådan effekt vil være betydende her. 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.

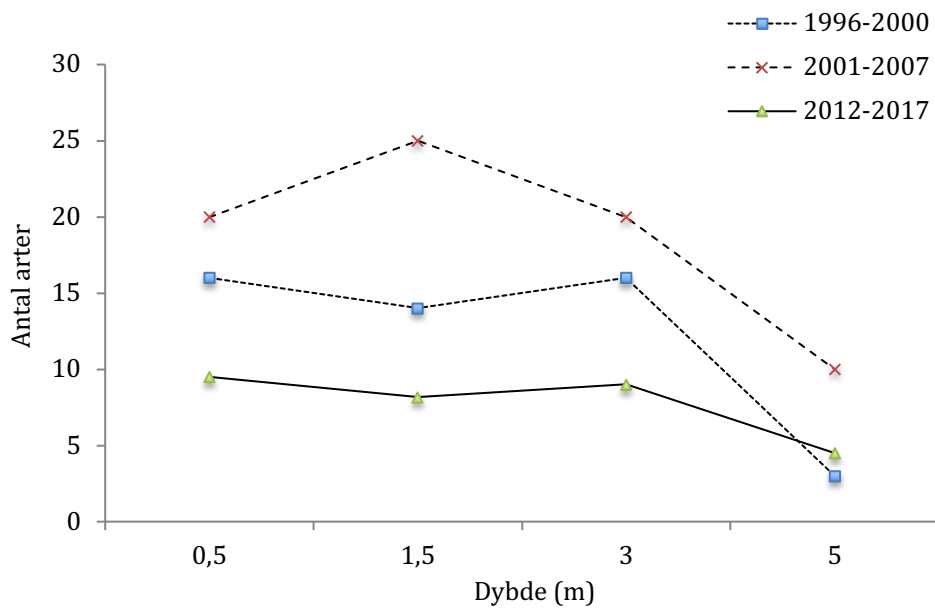
Der foreligger ikke systematiske undersøgelser af søstjernevoddets effekt på makroalger, men undersøgelser af bifangst har ikke kunnet påvise betydende effekter af voddet på makroalger (Petersen et al. 2016b). Det er dog en forudsætning, at der under fiskeriet ikke fanges større sten med påhæftede makroalger. 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 det område, hvor 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 sigtddybde 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).

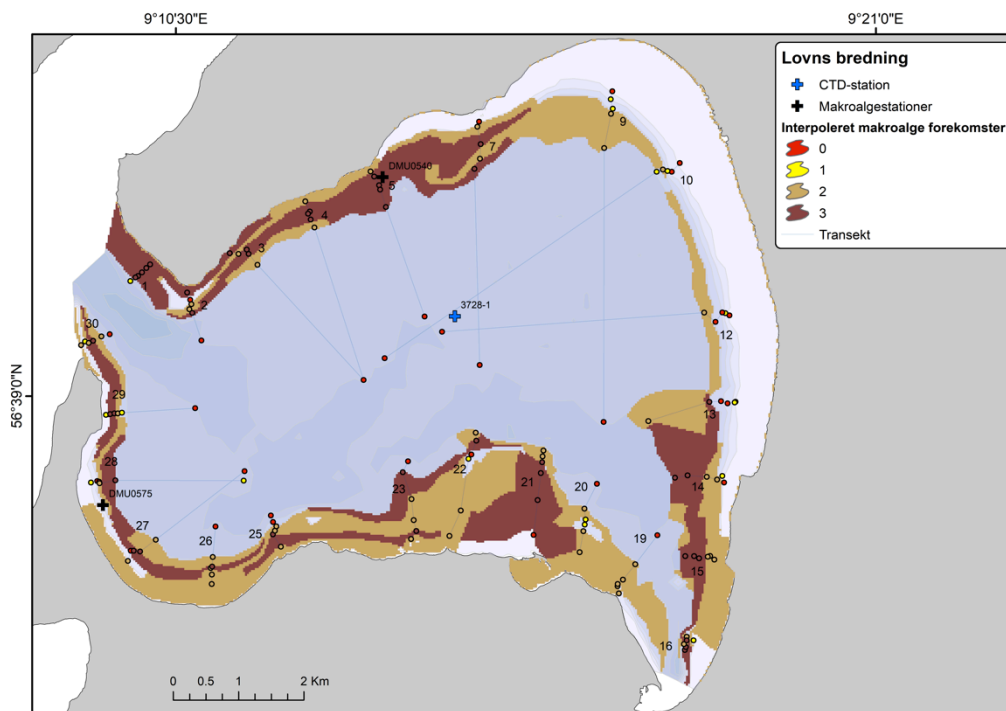
6.3 Data for makroalger

Forekomsten af makroalger i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på Transekt 25 (DMU0575) i Lovns Bredning. Data for makroalger indsamlet af miljøcentrene er repræsenteret i Figur 9 for følgende perioder 1996-2000, 2001-2007 og 2012-2017. Makroalger blev observeret ud til maksimalt 4,3 m i Lovns Bredning i 2017, mens den maksimale dybdegrænse for hele perioden 1996-2017 (ingen data 2009-2011) er 4,6 m.



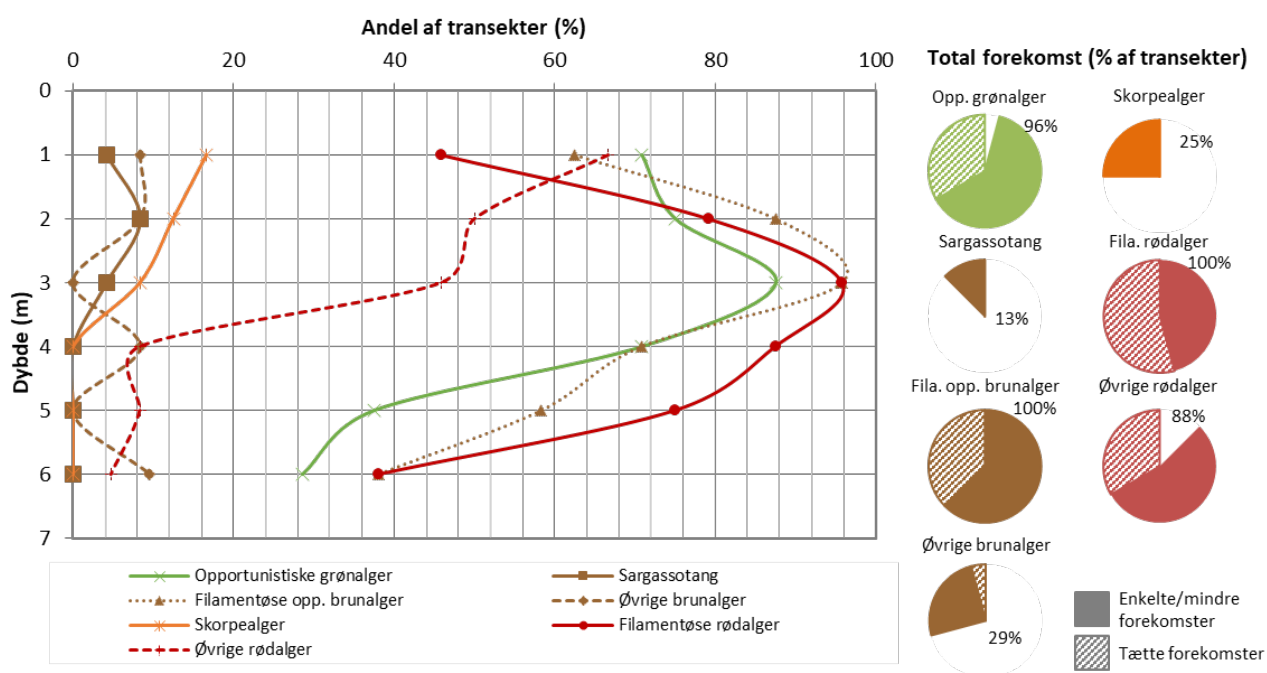
Figur 9. Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 25 (Station DMU0575) opdelt i tre tidsperioder: 1996-2000, 2001-2007 og 2012-2017. Dybdeangivelserne på X-aksen angiver den gennemsnitlige dybde for de undersøgte dybdeintervaller fx er dybdeintervallet 0-1 m angivet som 0,5 m.

DTU Aqua gennemførte i maj 2019 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Lovns Bredning. Der blev udlagt 24 transekter, hvor der på dybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m (stationerne er vist i Figur 10) blev trukket en slæde påmonteret et HD-videokamera ca. 90 m langs dybdekanturen 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, iv) øvrige brunalger (fx blære-, sav- og skulpetang), v) skorpealger, vi) filamentøse rødalger og vii) øvrige rødalger (fx carragentang og dumontalge). Tilstedeværelsen af makroalger indenfor hver af de beskrevne grupper blev kategoriseret 0-3 efter følgende kategorier: 0) ingen forekomst, 1) enkelte individer, 2) mindre forekomster, og 3) tætte forekomster.



Figur 10. Udbredelsen af makroalger på 24 transekter i Lovns Bredning i maj 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 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. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hver transekt for forekomst 2 og 3, men ikke 1. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m fjordbund.

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 meter (Figur 10). Figur 11 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. Algesamfundet var generelt domineret af opportunistiske og filamentøse algegrupper med de største forekomster på 2-4 m. På de dybeste stationer var filamentøse rødalger mest dominerende, med forekomster på 75% og 38% af transekterne på henholdsvis 5 og 6 m vanddybde.



Figur 11. Dybdespecifik og total forekomst af syv overordnede makroalgegrupper i Lovns Bredning maj 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 24 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.

Tilstedeværelse af makroalger kan være et mål for områdets miljøtilstand dog således, at ikke kun tilstedeværelse men også sammensætning af algesamfundene afspejler miljøtilstanden. Stor forekomst af opportunistiske makroalger afspejler således ofte forstyrrede eller eutrofe forhold. Af Figur 11. fremgår det, at algesamfundene i Lovns Bredning er domineret af opportunistiske arter, fx grønalger som søsalat og krølhårstang. Af karakteristiske habitatformende arter var der kun begrænsede forekomster af brunalger såsom sav-, blære- og skulpetang ("øvrige brunalger"). Derimod blev der, på vanddybder indtil 3 m, ofte observeret arter af rødalger som carragentang og dumontalge (øvrige rødalger) med tætte forekomster på 25% af transekterne (Figur 11). Den invasive sargassotang blev fundet på 13% af transekterne mod 25% i undersøgelserne fra 2016. Samlet set er makroalgesamfundet i Lovns Bredning en afspejling af et meget eutrofieret område.

6.4 Makroalger og sigtddybde

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

$$\text{Dybdegrænse (andre alger, m)} = -1,1 (\pm 1,01) + 1,568 (\pm 0,216) * \text{sigtddybde (m)}, (R^2 = 0,638)$$

$$\text{Dybdegrænse (brunalger, m)} = -1,252 (\pm 1,353) + 1,427 (\pm 0,133) * \text{sigtddybde (m)}, (R^2 = 0,584)$$

hvor \pm 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 sigtddybde (Tabel 2). Ved en gennemsnitlig sigtddybde i 2019 på 2,3 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 2,0 ($\pm 1,0$) m og for andre makroalger til at være 2,5 ($\pm 1,5$) m, hvilket er mindre end den af DTU Aqua i 2019 observerede udbredelse (Tabel 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 vandsøjleens 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). De faktiske lysforhold er ikke målt systematisk i Lovns Bredning, men området rammes hvert år af alvorligt iltsvind og det er ikke sandsynligt, at der findes ikke-opportunistiske, fastsiddende makroalger på vandybder >5 m.

Tabel 2. Estimerede og observerede dybdegrænser for makroalger i Lovns Bredning i perioden 2015-2019. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober) på baggrund af data fra NOVANA-overvågningen. Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Lovns Bredning er beregnet for brunalger efter Nielsen et al. (2002), mens den observerede er baseret på DTU Aquas transektstudier. * kun monitoreret til 4 m. ** kun monitoreret til 6 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2015	2016	2017	2018	2019
Sigtddybden (m)	2,8	2,9	2,8	2,4	2,3
Observeret dybdegrænse (ikke-opportunist, m)	3	6**	-	3	4
Observeret dybdegrænse (opportunist, m)	4*	6**	-	4*	6**
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	2,7	2,9	2,7	2,2	2,0
Estimeret dybdegrænse andre (m)	3,3	3,4	3,3	2,7	2,5

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.

Muslingeindustriene registrerer landinger af mindre sten, da sten ≥ 2 kg, skal genudlægges umiddelbart i det fiskede område jf. tilladelserne. Indrapporteringen af landinger af sten indsamles af Fiskeristyrelsen (Tabel 3). Der er blevet registreret landinger af 0,3 t sten i Lovns Bredning i sæsonen 2019/2020, hvilket er det højeste rapporteret i de sidste fem sæsoner, hvilket sandsynligvis skyldes, at der i sidste sæson både har været et fiskeri og omplantning af blåmuslinger fra Lovns Bredning, hvor der i de tidligere sæsoner typisk kun har været omplantning.

Tabel 3. Mængde sten landet i Lovns Bredning (produktionsområde 20 og 21) i de forskellige fiskerisæsoner i perioden 2015-2020.

Fiskerisæson	2015/16	2016/17	2017/18	2018/19	2019/20
Sten (tons)	0	0	0,013	0	0,3

6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et fiskeri som foreslået i fiskeplanen vil overlappende med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst i Lovns Bredning. Fiskeriet vil foregå udenfor de to ålegræskasser samt på vanddybder >2 m. Den største forekomst af makroalger i bredningen er på 1-4 m, men der er observeret forekomster af opportunistiske arter på vanddybder ud til 6 m (den største dybde hvorpå, der blev monitoreret).

Muslingeskrab 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 Lovns Bredning er den invasive sargassotang observeret flere steder, men artens udbredelse er reduceret til 13% af transekterne i 2019 mod 25% i undersøgelsen fra 2016. Det er uklart, om sargassotang 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.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber og søstjernevod udenfor de to ålegræskasser samt i resten af bredningen på vanddybder >2 primært vil påvirke opportunistiske makroalge-arter. Påvirkning ved fiskeri efter muslinger og søstjerner vil være af mindre betydning for disse algers udbredelse, da de har et meget højt genetableringspotentiale.

DTU Aquas vurdering bygger på en omfattende kortlægning af makroalger i Lovns 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 Lovns Bredning. I modsætning til ålegræs danner makroalger ikke nødvendigvis sammenhængende bestande og er 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 en vis usikkerhed forbundet med 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 benthiske 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 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 et al. 2019). Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2-2,0 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). 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, mens gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund (Newell et al. 1998). Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning og habitater med langlivede arter er mere følsom overfor bundtrawl end områder med kortlivede benthiske organismer (Hiddink et 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 jævnlige skrubes efter muslinger (Dinesen et al. 2015). Dette indikerer, at fiskeriet ikke er den væsentligste eller eneste presfaktor, som påvirker tilstanden af 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, som det vil kræve forskellige metoder at kvantificere retvisende 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 Natura2000 områder; Lovns Bredning, Løgstør Bredning, Nissum Bredning, Horsens Fjord og Lillebælt (Eigaard 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 N2000 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 N2000 områder viste analysen af effekten af muslingefiskeri på sammensætningen af bundfaunasamfundet, at dybde, længdegrad, iltkoncentration, organisk materiale og skalfragmenter i sedimentet bidrog i langt højere grad 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 N2000-områderne i højere grad er påvirket af de andre analyserede presfaktorer (iltkoncentration og organisk sedimentindhold) 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 N2000 områder i forhold til at estimere gendannelsestiden for bundfauna for hver af de fem områder. For Lovns Bredning er arterne identificeret i fire primære klynger (klustergrupper), hvor de lavvandede områder er kendetegnet ved at være artsrige og med en faldende artsrigdom med øget dybde. I de dybere områder dominerer arter, der er tilknyttet områder med høj organisk belastning og med maksimal livslængde på 3-10 år (benævnt livslængdekategori nedenfor), mens arterne i de lavvandede områder har maksimal livslængde på >10 år. Gendannelsestiden for hver klynge efter fiskeripåvirkning blev beregnet baseret på parameterverdier 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 gennemsnitlig gendannelsestid blev beregnet for hver af klyngerne, hvorefter der blev beregnet én samlet gendannelsestid per Natura2000 område (yderligere detaljer i Eigaard et al. 2020). Den samlede estimerede gendannelsestid baseret på bundfaunasamfundets sammensætning og dets livslængdekategorier i Lovns Bredning blev estimeret til 2,4 år, der rundes op til 3 år.

7.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets effekt på bundfauna

Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfauna, hvor fiskeriet pågår. I Lovns Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 3 år. Der vil forekomme bundfauna i hele Lovns Bredning i afhængighed af udbredelse af iltsvind. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse.

8 BLÅMUSLINGER

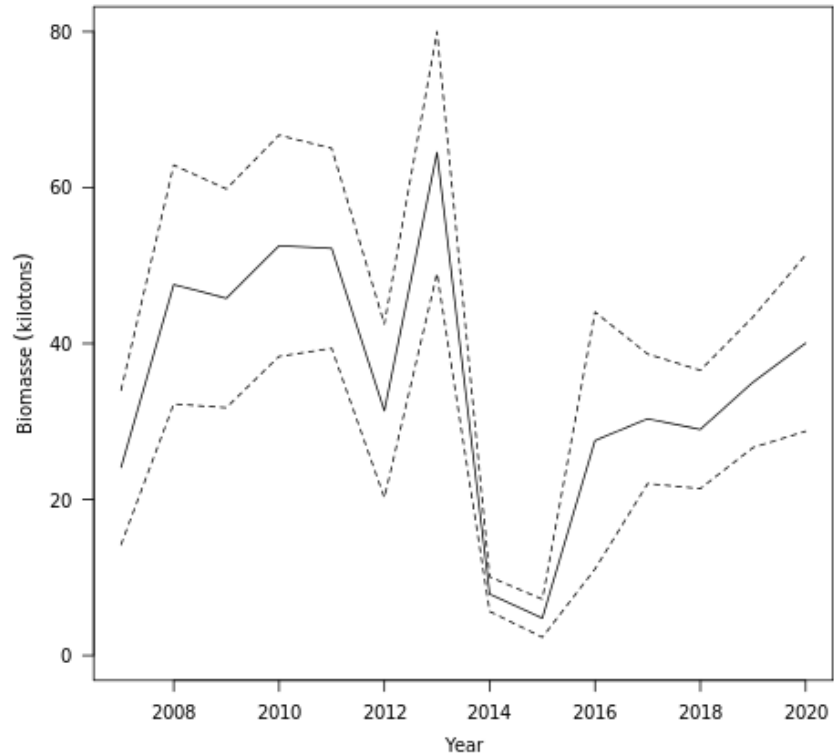
8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger

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 kan fungere som habitat for epibiontiske 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 ikke udpeget stenrev i Lovns Bredning i de områder, hvor fiskeriet foregår, men Naturstyrelsens kortlægning i 2012 har kortlagt flere potentielle biogene rev i Lovns Bredning (Figur 1), men er ikke blevet endeligt verificeret (Miljøstyrelsen 2020) i forhold til om de opfylder definitioner af biogene rev (Miljø- og Fødevarerministeriet 2018).

Udover at være habitatdannende har blåmuslinger stor betydning for lavvandede kystnære økosystemer gennem deres store filtreringspotentialer. Således har Petersen (2008) vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtddybde i en række bredninger i Limfjorden. Muslinger kan derfor påvirke strømme af materiale og energi kraftigt i disse områder og vil have betydning for en række andre indikatorer for miljøtilstanden, herunder koncentrationen af klorofyl. Et fiskeri efter blåmuslinger vil derfor potentielt ikke bare kunne påvirke bestanden af blåmuslinger, men også 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 filtrationspotentialer 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 betydningsfuld 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 sigtddybde.

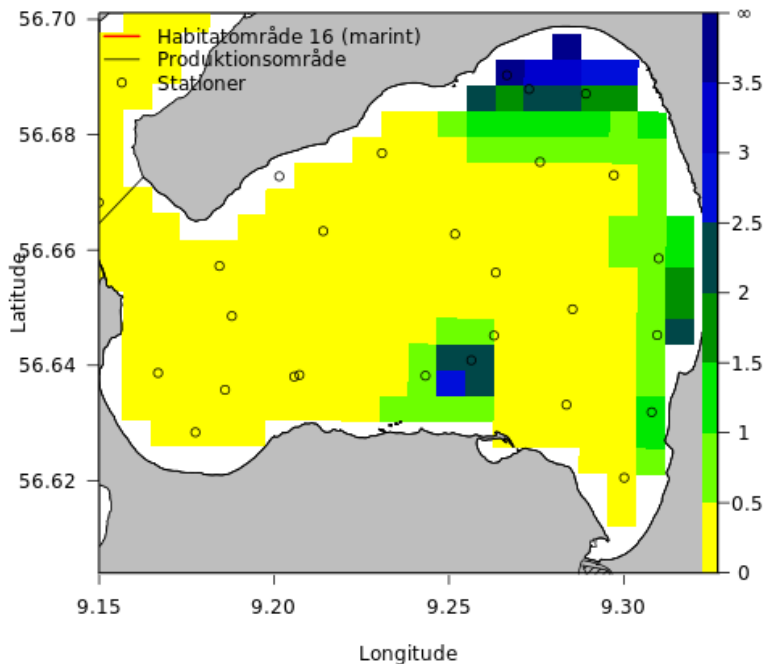
8.2 Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Lovns (2006-2020)

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i foråret 2020 angiver en bestand på 40.056 ± 11.304 t blåmuslinger i hele Lovns Bredning (Figur 12). Bestandsestimateret er beregnet via en geostatistisk model, der direkte inddrager bestandens rumlige struktur. Kun Lovns Bredning indgår i beregningerne, dvs. Hjarbæk Fjord er udeladt.



Figur 12. Blåmuslingebestandsudviklingen (kilotons) i Lovns Bredning i 2006-2020. Bestandsestimaterne \pm 95% konfidensintervaller er estimeret via den geostatistiske model og omfatter hele Lovns Bredning.

Muslingebestanden i Lovns Bredning er steget i forhold til 2019 (Figur 12). Udbredelsen af bestanden er vist på Figur 13. DTU Aqua har på baggrund af monitoringsstogterne estimeret biomassen i områder med en tæthed $>1 \text{ kg m}^{-2}$ til at være $2,56 \text{ kg m}^{-2}$.



Figur 13. Udbredelseskort, der viser fordelingen og tætheden af blåmuslinger i Lovns Bredning i 2020. Tætheden (kg m⁻²) af blåmuslinger er angivet på højre y-akse.

8.3 Blåmuslinger og sigtgybde

Petersen (2008) har vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtgybden i en række delområder af Limfjorden. For Lovns Bredning på dybder >3 m er der fundet en sammenhæng mellem biomasse af blåmuslinger (BM, i ton) og sigtgybde (SD i meter):

$$SD = 1,9 + 1,6 \times 10^{-5} BM \quad (R^2=0,38)$$

Modellen er udarbejdet for muslingebestanden i produktionsområde 20 og 21 for arealet på dybder >3 m (50,8 km²). Blåmuslingebestanden i Lovns Bredning inkl. områder <3 m er i foråret 2020 fastsat til 40.056±11.304 t (BM), og med denne biomasse vil den beregnede sigtgybde være på 2,5 m, hvilket stemmer overens med den monitorerede i overvågningsprogrammet (Tabel 1). Ved meget høje tætheder af muslinger vil deres filtrationspotentiale ikke blive fuldt ud realiseret, fordi muslingerne i et betydeligt omfang re-filtrerer vand filtreret andetsteds i banken.

8.4 Konsekvensvurderingen af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger

Et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger vil fjerne ca. 25% af den totale blåmuslingebestand i 2020, og DTU Aqua vurderer, at et sådant fiskeri ikke vil medføre betydende ændringer i forekomsten af blåmuslinger i habitatområdet H30, Lovns Bredning, da bestanden i Lovns Bredning har været relativt stabil i en årrække og generelt er kendetegnet ved stort yngelnedslag og en lille bestand af adulte muslinger – sandsynligvis som følge af stor mortalitet i forbindelse med hyppige iltsvind. Fiskeri af 10.000 t blåmuslinger vurderes dermed ikke at have betydning for fødegrundlaget for de muslingespisende fugle.

Ifølge fiskeplanen (Bilag 2) vil muslingefiskeriet blive begrænset til områder, hvor biomassen af blåmuslinger overstiger 1 kg m⁻². Den gennemsnitlige tæthed af blåmuslinger er bestemt til at være 2,56 kg m⁻² for stationer med biomasser > 1 kg m⁻². Den estimerede tæthed af muslinger er gældende både for fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsfiskeri.

Det er sandsynligt, at et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger kun vil have meget begrænset betydning for realisering af muslingernes filtrationspotentiale og derfor ikke i betydende omfang vil påvirke sigtgybden i habitatområdet.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 100 t søstjerner med søstjernevod udenfor ålegræskasserne samt i resten af bredningen på vanddybder >2 m ikke vil påvirke bestanden af blåmuslinger i Lovns 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. Ifølge Appendix 1 i "Marine Habitat definition (European Commission 2013) Manual of European Union habitats. EUR 28.) udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype rev (1170). I 2018 kom den første danske definition som indeholder fire kriterier som omfatter areal, dækningsgrad, stabilitet af revet og dets tilknyttede artssamfund. Den samlede definition for biogene rev bestående af blåmuslinger er defineret som sammenhængende arealer på minimum 2500 m² med en gennemsnitlig dækningsgrad af blåmuslinger på minimum 30% og tilstedeværelse af mindst tre kohorter af blåmuslinger (Miljø- og Fødevareministeriet 2018). Ifølge basisanalyserne, er der kortlagt to biogene rev i H30 samt flere mulige biogene rev (Figur 1). De to kortlagte biogene rev udgøres i begge tilfælde af blåmuslinger og associeret fauna. Begge rev ligger indenfor ålegræskasserne og vil derfor ikke blive påvirket af et fiskeri. Af de mulige biogene rev, ligger en stor del af dem indenfor ålegræskasserne, hvorfor DTU Aqua vurderer, at et fiskeri ikke i betydeligt omfang vil påvirke de mulige biogene rev i Lovns Bredning. Imidlertid mangler både de såkaldt verificerede og de mulige biogene rev egentlig verifikation i forhold til, om de opfylder den danske definition for biogene rev bestående af blåmuslinger, da kortlægningen i 2012 er foretaget før der forelå en dansk definition af biogene rev.

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 blåmuslinge-banker, hvor deres fødesøgning kan fortsætte til der ikke er flere byttedyr (Gallagher et al. 2008). Søstjernerens 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 stimuleres 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 nationale 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 af 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.

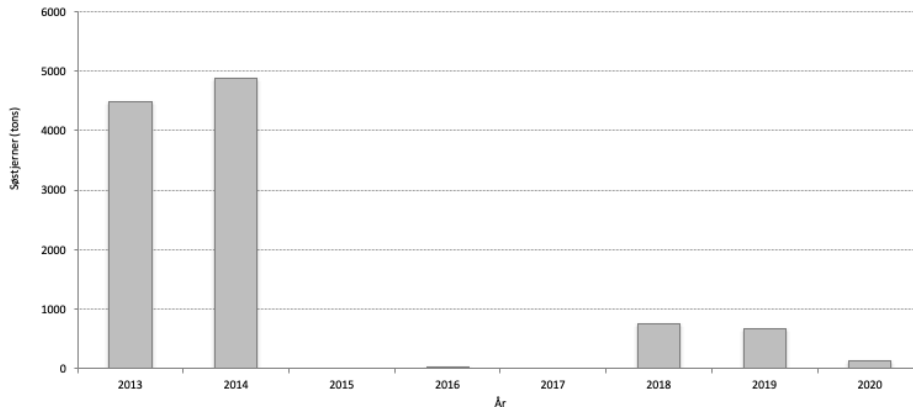
Søstjerner er ikke karakteriseret som en særligt beskyttelsesværdig organisme og kan tværtimod potentielt påvirke biogene rev negativt. Med deres dokumenterede prædation på banker af blåmuslinger (fx Gallagher et al. 2008, Agüera et al. 2012) kan søstjerner således potentielt være en trussel mod biogene 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 videnskabeligt fiskeri 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; 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. Det forudsætter imidlertid, at der ikke fanges større sten, hvilket er observeret ved forsøgsfiskeriet.

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

DTU Aqua har siden 2013 systematisk registeret vægten og antallet af søstjerner i det årlige blåmuslingebestandstogt. Bestanden af søstjerner er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H30 ganges med arealet af H30, der er dybere end 3 m, men med en redskabseffektivitet på 50%, kan bestanden af i Lovns Bredning i foråret 2020 estimeres til 130 t. Metoden til bestemmelse af søstjerner er ikke på samme måde valideret og dokumenteret som for blåmuslinger, hvorfor estimerterne er behæftet med en større usikkerhed end estimerterne af blåmuslinger. Under brug af denne metode er bestandsudviklingen af søstjerner i Lovns Bredning i perioden 2013-2020 vist i Figur 14.



Figur 14. Bestandsudviklingen af søstjerner i Lovns Bredning i 2013-2020 på dybder >3 m.

9.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner

Et fiskeri af 100 t søstjerner i perioden 2020/2021, som foreslået i fiskeplanen, vil udgøre 77% af bestanden af søstjerner estimeret for foråret 2020 i Lovns Bredning. I forhold til den samlede estimerede bestand af søstjerner på 26.400 t for de undersøgte områder vurderer DTU Aqua, at et fiskeri af 100 t plus et eventuelt fiskeri i Løgstør og Nissum Bredning på op til hhv. 200 t og 500 t samt 5.000 t søstjerner i områder udenfor Natura2000 områder 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 da søstjerne er en mobil organisme vil estimering af arealpåvirkningen ud fra biomassetætheder (kg m^{-2}) i forårets bestandstogt ikke være retvisende ved et fiskeri i 2020/21 sæsonen. Det kan imidlertid antages, at fiskeri efter søstjerner dels vil foregå på de største tætheder af søstjerner, dels vil finde sted på tætte forekomster af blåmuslinger, da muslinger er søstjernernes primære fødeobjekt.

Søstjernefiskeriet er bæredygtigt i forhold til bestanden i Limfjorden. Fjernelse af søstjerner fra Natura 2000 områder kan potentielt være et middel til bevarelse af biogene rev. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 100 t søstjerner vurderes af DTU Aqua til at påvirke mindre end 2% af arealet af Lovns Bredning H30.

10 STILLEHAVSØSTERS

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 Lovns Bredning, hvor der eventuelt kan foregå fiskeri efter den invasive stillehavsøsters. I forbindelse med DTU Aquas blåmuslingebestandstogt i foråret 2020 eller ved videomonitoringerne af ålegræs og makroalger i 2019 er der ikke blevet observeret stillehavsøsters i Lovns Bredning. Der er derfor ikke udpeget områder, hvor der kan foregå fiskeri efter stillehavsøsters i Lovns Bredning.

11 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

11.1 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 samler 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:

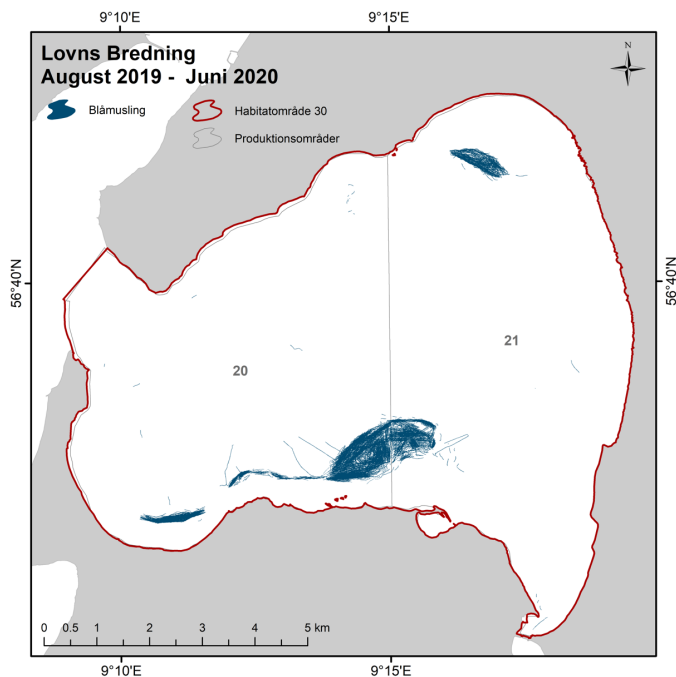
1. Fartøjet sejler med en hastighed i intervallet mellem 1,5-4 knob
2. Aktiviteten skal have en minimumslængde (fisketid) større end 80 sek. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give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

I sidste ende resulterer ovennævnte procedure i en liste over fiskeriaktiviteter, der indeholder start- og stop-tidspunkter. 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.

11.2 Black box resultater

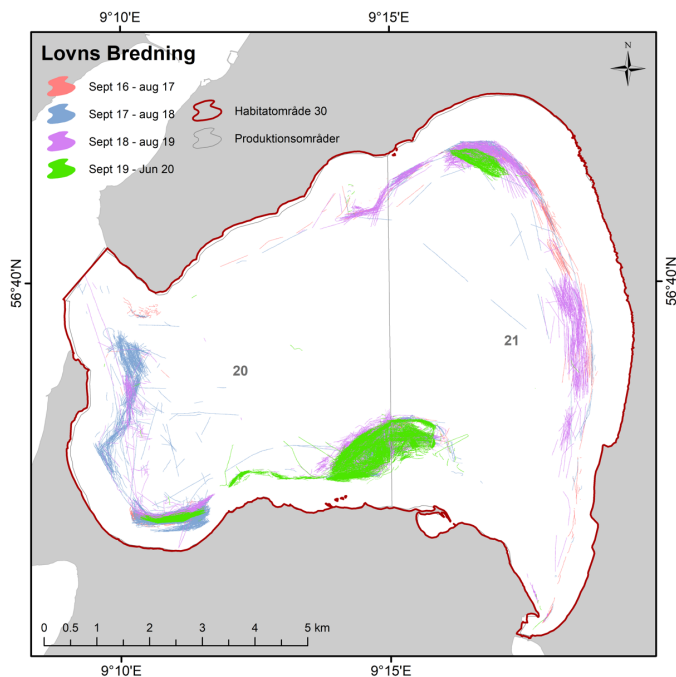
I sæsonen 2019/2020 (september 2019 til juni 2020, begge måneder inklusive) blev der fisket muslinger til både konsum og omplantning i Lovns Bredning. Det samlede påvirkede areal blev beregnet til 1,8 km², hvilket udgør 2,7% af arealet i Lovns Bredning (Figur 15).



Figur 15. Arealpåvirkning i fiskerisæsonen 2019/20 i Lovns Bredning. Arealet er genereret ud fra blackbox data.

11.3 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

Gentagende fiskeri af 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 arealpåvirkning. De faktiske arealpåvirkninger i de enkelte fiskerisæsoner er genereret ud fra black box data fra Lovns Bredning. Fiskeriet har i den samlede periode (2016-2020) påvirket 1,3-4,4% af den marine del af Natura 2000 området (Tabel 4) og den samlede arealpåvirkning for alle fire fiskerisæsoner er vist i Figur 16.



Figur 16. Total arealpåvirkning for fiskerisæsonerne 2016/17, 2017/18, 2018/19 og 2019/20 i Lovns 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, mens arealer påvirket imellem fiskerisæsoner indgår i hver enkelt sæsons arealpåvirkning. Den gennemsnitslige biomasse for områder med $>1 \text{ kg m}^{-2}$ er beregnet til $2,56 \text{ kg m}^{-2}$ i hele Lovns Bredning, hvorfor et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2020/2021 er estimeret til at påvirke $6,0 \text{ km}^2$, svarende til 8,8% af den marine del af Natura 2000 området i Lovns Bredning (Tabel 4). Arealpåvirkningen af et fiskeri af 100 t søstjerner er vurderet til at kunne foregå på 2% af arealet.

Tabel 4. Arealpåvirkning genereret ud fra black box data for fiskeriet/omplantning i Lovns Bredning i perioden 2016-2020. I fiskerisæsonerne 2016/2017 (*541 t konsum og 135 t omplantning), 2017/2018 (*1.332 t konsum og 700 t omplantning), 2018/2019 (*18 t konsum og 6.589 t omplantning) og 2019/2020 (*387 t konsum og 7.338 t omplantning) har omfattet både konsum- og omplantningsfiskeri. Biomassen i fisket område (kg m^{-2}) i foregående fiskerisæsoner er beregnet ud fra landet/omplantet mængde (t) og arealpåvirkning bestemt via black box (km^2), mens for fiskerisæsonen 2020/2021 er beregningerne baseret på et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger, en biomasse på $2,56 \text{ kg m}^{-2}$ og en effektivitet af muslingeskraberen på 65%. Der er i beregningerne anvendt et areal for habitatområde H30 på $68,9 \text{ km}^2$.

Fiskerisæson	Mængde ton	Biomasse i fisket område (kg m^{-2})	Arealpåvirkning (konsum + omplantning)	
			km^2	%
2016/2017	676*	0,8	0,9	1,3
2017/2018	2.032*	0,8	2,6	3,8
2018/2019	6.607*	2,2	3,0	4,4
2019/2020	7.725*	4,3	1,8	2,7
2020/2021	10.000	2,56	6,0	8,8

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 er derfor ikke medtaget i vurderingen. 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 muslinge- og østerspolitikken, 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 i Lovns Bredning 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 tidligere års fiskeri, og det fiskeri der konsekvensvurderes for fiskeriperioden 2020/2021. Undersøgelser af udbredelse af makroalger via transektundersøgelserne foretaget af DTU Aqua har tilvejebragt et fagligt grund-

lag, der har vist, at makroalgerne ikke er homogent fordelt i Lovns Bredning. 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, hvor der på videooptagelsen er observeret makroalger i forhold til samtlige stationer. Der er i denne andel ikke sondret mellem opportunistiske og ikke-opportunistiske makroalger, ligesom der heller ikke er taget højde for dækningsgrader. Det betyder at en dækningsgrad på 1% 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 i 2016 var der i gennemsnit makroalger på 31% af stationerne, som var placeret udenfor ålegræskasserne og på vanddybder >2 m. For beregningen af kumulative effekter betyder det, at arealpåvirkning for fiskerisæsonerne 2016/17 til og med 2018/19 for makroalger beregnes som = arealpåvirkningen på blåmuslinger x 0,31, mens arealpåvirkningen for fiskerisæsonen 2019/20 og den kommende sæsons fiskeri beregnes som = arealpåvirkningen på blåmuslinger x 0,77. På stationer >2 m og udenfor ålegræskasserne er der i 2019 kun observeret opportunistiske arter.

Arealberegningerne baserer sig på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning fra black box systemet. For den kommende sæsons fiskeri estimeres arealpåvirkning på baggrund af ansøgt kvote, biomassetætheden (2,56 kg m⁻²), en antagelse af, at 65% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrabbes 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.

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som den lette muslingeskraber. Undersøgelser (Petersen et al. 2016b) af søstjernevodets effekt på bundfauna og makroalger er blevet gennemført på forskellige bundtyper; muslingebanker, blødbund samt makroalger på hård bund. Undersøgelserne viser, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevodet 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 lille. 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 søstjernevodet for økosystemkomponenten makroalge er beregnet således, at der er korrigeret for makroalgernes ikke-homogene fordeling 0,31 for de tidligere fiskerisæsoner (2016/17-2018/19), 0,77 for fiskerisæsonen 2019/20 og den kommende sæson og den reducerede effekt (50%) af søstjernevodet i forhold til muslingeskraber (fx 5% x 0,5 x 0,31). Søstjernevodet er ikke antaget at påvirke ålegræs, da der er lagt to ålegræskasser indenfor produktionsområderne 20 og 21 i Lovns Bredning, hvor der ikke må foregå hverken muslinge- eller søstjernefiskeri.

I forhold til søstjernefiskeri viser dette års bestandsopgørelse i Lovns Bredning at bestanden af søstjerne var 130 t i foråret 2020. Et fiskeri af 100 t søstjerner i Lovns Bredning i løbet af fiskerisæsonen 2020/2021 er vurderet til at have en arealpåvirkning på maks. 2% og kan fx opgøres månedsvis ved analyser af Black box data. Anbefalingen er baseret på, at søstjerner ikke er sessile organismer som muslinger, hvorfor biomasseforekomsterne er dynamiske både rumligt og tidsligt. Søstjerneerne vil derfor variere i forhold til placering og mængde i løbet af året og påvirkes af miljøforhold som fx iltsvind.

De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i Tabel 5. Den samlede kumulerede påvirkning ved både blåmusling- og søstjernefiskeri i henhold til anmodningen fra FK fremkommer ved at lægge arealpåvirkningen for de tidligere sæsoner sammen med den kommende sæsons arealpåvirkning ved muslingefiskeri. For makroalger skal arealpåvirkningen for søstjernefiskeriet også lægges til.

Tabel 5. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H30. Kumuleret arealpåvirkning for blåmuslinger, makroalger og bundfauna angivet som procentdel af arealet, der påvirkes, er beregnet via black box data. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 3 år. Den kumulerede arealpåvirkning er beregnet i henhold til gendannelsestid ud fra de foregående års arealpåvirkning + estimeret påvirkning ved den kommende sæsons fiskeri af 10.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabeareal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 31% af arealet af blåmuslinger for 2016/17, 2018/18 og 2018/19, mens den for fiskerisæsonen 2019/20 og den kommende sæson er 77% (se tekst for detaljer). Til arealpåvirkning for makroalger skal lægges arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri af 100 t (se tekst).

	Gendannelsestid (år)	2016/17 (%)	2017/18 (%)	2018/19 (%)	2019/20 (%)	2020/21 10.000 t blåmuslinger (%)	2020/21 100 t søstjerner (%)	Kumuleret (%)
Blåmusling	3			4,4	2,7	8,8	0	15,9
Makroalger	>5	0,4	1,1	1,4	2,1	6,8	2	13,7
Bundfauna	2			4,4	2,7	8,8	0	15,9
Ålegræs*	>20	0	0	0	0	0	0	0

Den kumulative effekt for de enkelte økosystemkomponenter er beregnet ud fra de angivne gendannelsestider, som angiver den periode, som arealpåvirkningen skal kumuleres over for de forgangne sæsoners fiskeri, inklusiv den kommende sæsons fiskeri estimerede arealpåvirkning ved et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2020/2021 er estimeret til 15,9% for blåmuslinger og bundfauna, mens den er estimeret til 13,7% for makroalger (Tabel 6). Den samlede kumulerede arealpåvirkning for økosystemkomponenten blåmusling og bundfauna vil således for fiskerisæsonen 2020/2021 overstige den af muslinge- og østerspolitikken maksimale fastsatte grænse på 15%. DTU Aqua anbefaler derfor, at der udlægges fiskekasser som maksimalt må udgøre $(15 - (4,4 + 2,7)) = 7,9\%$, hvilket vil give en kumulativ arealpåvirkning på 15,0%, hvorved arealpåvirkningen ikke overskrider 15%.

11.4 Konklusion for kumulative effekter

Kumulative effekter af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusiv den kommende sæsons fiskeri af 10.000 t blåmuslinger, er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Hertil skal for makroalger lægges effekten af et fiskeri af 100 t søstjerner. 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.

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 fiskeriaktiviteter registeret via black box systemet.

12 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

12.1 Beskyttede fugle

Hele Lovns Bredning og dermed produktionsområde 20-21 er udpeget som fuglebeskyttelsesområde (F14). I udpegningsgrundlag indgår to arter: Hvinand og sangsvane (Bilag 3). De to fuglearter er trækfugle, der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

12.1.1 Muslingespisende fugle

Muslingespisende arter i udpegningsgrundlag udgøres af 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.

DCE har i vinteren 2016 udgivet revurderede måltal for dykænder i 6 danske fuglebeskyttelsesområder, herunder Lovns Bredning. For Lovns Bredning er antallet af hvinænder ikke ændret, hvorfor bestanden af hvinand i Lovns Bredning fortsat er 4.735 individer (Petersen et al. 2016a). DCE har tidligere beregnet den mængde blåmuslinger, der skal være til rådighed for en hvinand (Clausen et al. 2009). For en bestand på 4.735 individer i Natura 2000 området Lovns Bredning skal der således være ca. 6.580 t blåmuslinger til rådighed årligt for at sikre fødegrundlaget for hvinand i Lovns Bredning. 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 foråret 2020 angiver en bestand på 40.056 ± 11.304 t, hvoraf 16% er reserveret til hvinand. Et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger vil fjerne ca. 25% af den samlede bestand i 2020, hvorfor DTU Aqua vurderer, at et sådant fiskeri ikke vil medføre betydende ændringer i forekomsten af blåmuslinger i habitatområde H30, Lovns Bredning, og dermed have betydning for fødegrundlaget for de muslingespisende fugle. Søstjernefiskeri med søstjernevod vurderes til ikke at have negativ betydning for fødemulighederne for muslingespisende fugle i Lovns Bredning.

12.1.2 Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle

Forekomster af ålegræs er beskyttet af ålegræskasser, hvorfor ålegræsset ikke forventes at blive påvirket af det planlagte fiskeri. Et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger og 100 t søstjerner vil derfor ikke påvirke fødegrundlaget for sangsvane i Lovns Bredning.

12.1.3 Forstyrrelse af fugle

Basisanalysen for 2022-2027 angiver, at der er gode forudsætninger for en fortsat forekomst af hvinand i Natura 2000 området, at der ikke umiddelbart er nogen trusler for hvinand i området og at hvinand primært befinder sig i Hjarbæk Fjord (Miljøstyrelsen 2020). For hvinand er forstyrrelsen kritisk under fældning. I fiskeriet vil der maksimalt forekomme 10 fartøjer, og under fiskeri sejles der med en hastighed på maks. 4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end forstyrrelse end fx hurtigt sejllende surfere. I forhold til at fiskeriet starter i september forventes konflikten med fældende hvinænder at være minimeret. Et fiskeri hvor 10 fartøjer forekommer i samme produktionsområde vil sandsynligvis ikke virke forstyrrende for hvinanden.

12.1.4 Kumulative effekter

Muslingefiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med andre aktiviteter fx jagt på hvinand og andet sejllads i Lovns Bredning have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse fra muslingefiskeri.

Arten hvinand æder muslinger og skal have en mængde blåmuslinger på 6.580 t til rådighed svarende til 16% af den totale biomasse. For sangsvane vil fødegrundlaget heller ikke blive påvirket, da der ikke forekommer fiskeri i ålegræsbede, hvor sangsvanen ofte fouragerer. DTU Aqua vurderer derfor, at muslingefiskeriet ikke vil bidrage negativt til opretholdelse af bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget.

12.2 Bilag IV-arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV-arter). Særligt beskyttede fiskearter ifølge udpegningsgrundlaget for Lovns Bredning er bæklampret, flodlampret og stavsild. Bæklampret er en ferskvandsart, hvorfor den ikke forventes at findes i Lovns Bredning og derfor ikke inddrages i konsekvensvurderingen. Særligt beskyttede pattedyr i udpegningsgrundlaget for Lovns Bredning er spættet sæl og odder. Det samlede udpegningsgrundlag for habitatområde H30 kan ses i bilag 4 (Miljø- og Fødevarerministeriet 2016).

12.2.1 Fisk

Bevaringsstatus for havlampret og stavsild, er ukendt i Danmark og i Lovns Bredning. Arterne er omfattet af Habitatdirektivets bilag II.

Flodlampret: Flodlampretten er forholdsvis sjælden i Danmark, og er kun registreret i større antal ganske få steder. Der ses årlig optrækkende flodlampretter i Ribe Vesterå, hvor de gyder (Miljøstyrelsen 2020). Flodlampret er overvåget i området i perioden 2013-2015, men ikke fundet. Det vurderes dog, at områdets karakter giver gode muligheder for en forekomst af flodlampret i området og at der ikke er trusler for artens forekomst i området (Miljøstyrelsen 2020).

Stavsild: Stavsilden er en vandrefisk, der yngler i ferskvand og vokser op i havet, og der er ikke sikkert kendskab til, at arten nogensinde har ynglet i danske vandløb. Stort set alle danske registreringer af stavsild gøres i havet, og kun ganske få individer er truffet i vandløb, hvorfor de danske vandløbs tilstand vurderes til at have ingen direkte betydning for artens forekomst herhjemme (Miljøstyrelsen 2020). Arten er fundet i størst antal langs vestkysten, hvor arten sammen med andre fiskearter samler sig omkring havneanlæg fx ved sluserne i Hvide Sande og Thorsminde. Der er ikke foretaget overvågning af stavsild i området, hvorfor der ikke findes en nærmere beskrivelse af artens forekomst i området og dermed er det heller ikke foretaget en trusselsvurdering for arten i området (Miljøstyrelsen 2020).

Der er meget lidt bifangst af fisk i forbindelse med muslingefiskeri. Der er på nuværende tidspunkt ikke registreret bifangst af flodlampret og stavsild i forbindelse med monitoringsfiskeri efter blåmuslinger i Lovns Bredning. DTU Aqua har i forbindelse med forsøgsfiskeri efter søstjerner i 2012 og 2013 foretaget analyser af bifangster ved søstjernefiskeri. Der blev i analyserne fundet fisk i mindre end 1 ‰ af fangsterne, men ikke stavsild eller flodlampret. DTU Aqua vurderer, at fiskeri efter søstjerner ikke vil have en betydende effekt på de to fiskearter.

Muslingefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri af 10.000 t, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lovns Bredning fiskes på 8,8% og et søstjernefiskeri af 100 t kan fiskes på 2% af habitatområdet. Fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder, hvorfor DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri af 10.000 t muslinger og et søstjernefiskeri af 100 t ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for flodlampret og stavsild i Lovns Bredning (H30).

12.2.2 Havpattedyr

Spættet sæl og odder er på udpegningsgrundlaget for habitatområde H30 i Lovns Bredning.

Sæler: Basisanalysen for 2022-2027 angiver, at spættet sæl kan forekomme i den vestlige del af Lovns Bredning, men at der ikke findes faste hvilepladser. Der foreligger ingen observationer omkring forekomst og bestandsudvikling af spættet sæl i Lovns Bredning, da arten ikke overvåges indenfor området (Miljøstyrelsen

2020). Området formodes kun at have lille betydning for spættet sæl, hvorfor der ikke er behov for yderligere beskyttelse af spættet sæl i området (Miljøstyrelsen 2020).

Spættet sæl: er Danmarks almindeligste sæl og det samlede antal var ca. 13.000 i 2018. Den gennemsnitlige årlige tilvækst over de sidste fem år været -8% og -1% for hhv. vestlige Limfjorden og central Limfjorden. 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 vestlige Limfjorden men ikke i Lovns Bredning. Spættet sæl har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til at fiskere kan skyde nogle få dyr, hvis disse gør skade på faststående fiskeredskaber. 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. Spættet sæl yngler ikke i Lovns Bredning, og muslingefiskeriet i Limfjorden holder sommerpause, 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- 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 10 fartøjer der maksimalt vil være i et produktionsområde ad gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker fødegrundlaget for sæler i Lovns Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser, at sæler spiser 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- og søstjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H30 fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Lovns Bredning.

Skibstrafik er hyppig i habitatområdet Lovns Bredning, og der er en risiko for at dette stresser sæler i Lovns Bredning. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området. Generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al. 2010). Omfanget af garnfiskeri er ukendt i området. Forstyrrelser fra skibstrafik i området og bifangst fra garn- og rusefiskeri kan samlet set forstyrre og stresser sæler i habitatområdet i Lovns 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 i 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 H30, Lovns Bredning er der en stor og tæt odderbestand. Odderen er konstateret ved ekskrementer og/eller spor på 27 stationer i habitatområdet og er observeret i alle de store vandløb indenfor området (Miljøstyrelsen 2020). Bestanden vurderes til at være stor og stabil i området og at der ikke er trusler for artens forekomst i området (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 10 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 >2 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 skraberne.

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 muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H30 fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslinge- eller søstjernefiskeriet vil have en betydende effekt på odderens fødegrundlag i Lovns Bredning.

13 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. 44 pp + bilag.
- 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 farvande. 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, Basompierre M, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Tørring D, Gramkow M (2009). 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 testid-ium* 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* (Phaeophyta) 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.
- Dyckjær SM, JK Jensen, Hoffmann E (1995). Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Dyckjær S, Hoffmann E (1999). Muslingefiskeri i Limfjorden, *Havmiljøet ved årtusindskiftet*. ed. / B.Å. Lomstein. Fredensborg: Olsen & Olsen, Book chapter – Annual report year: 1999.
- 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.
- 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 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 skrabbende 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, Alnø 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, McCroarty S (2004). When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – *Proc. Royal Soc. Lond. B.* 271: 233-237.
- Greeve TM, Borum J, Pedersen O (2003). Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and oceanography* 48:210-216.
- 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.
- 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 bot-tom 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.
- Höföfle 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 MJ (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.

- 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. <http://www.dmu.dk/Pub/FR755.pdf>
- 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.
- Lynghy 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 A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. 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 næringsstofforsyning, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- 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 molluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K and 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. Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord, Simested og Nørre Ådal samt Skravad Bæk. Natura 2000-område nr. 30, Habitatområde H30, Fuglebeskyttelsesområde F14 og F24. Miljø- og Fødevareministeriet, Naturstyrelsen ISBN nr. 978-87-7091-725-4.

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. Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simested og Nørre Ådal, samt Skravad Bæk Natura 2000-område nr. 30, Habitatområde H30, Fuglebeskyttelsesområde F14 og F24. ISBN nr. 978-87-7091-043-9.

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. Arbejdsrapport 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, Pedersen MF (2004). Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.

Nielsen P, Nielsen MM, Geitner K, Petersen JK (2018). Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018. DTU Aqua-rapport nr. 330-2018. 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.

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 CGJ, Jensen P, Boysen (1911). Havets Bonitering I. Havbundens Dyreliv, dets Næring og Mængde (Kvantitative Studier). Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske biologiske Station.
- Petersen JK (2008). Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtddybe i Limfjorden. DMU-notat juni 2008.
- 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
- Petratis PS, Methratta ET (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, Buschbaum C (2008). Native pipefish *Entelurus aequor* 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 AWD, Orth RJ, Duarte CM. Chapter 24.
- Rasheed MA (1999). Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, 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.
- 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.
- Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005). North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.
- Stæhr P A, 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.
- 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.
- Udenrigsministeriet (2019). Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslinge- og østersskrab og øvrig muslinge- og østersproduktion i og udenfor Natura 2000 områder.
- Valdemarsen TB, 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: Abenchmark from near-pristine archipelago in Indonesia. *Marine Pollution 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.

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, 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

Ærtebjerg G, Andersen JH, 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, søstjerner og stillehavsøsters i Lovns Bredning for sæsonen 2020/2021

Miljø- og Fødevareministeriet har modtaget vedlagte fiskeplaner fra Danmarks Fiskeriforening PO (DFPO) angående fiskeri efter blåmuslinger og søstjerner i Natura 2000-området Lovns 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 i Lovns Bredning. Muslinge- og østerspolitikens 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 10.000 tons blåmuslinger netto. DFPO oplyser, at fiskeriet vil foregå, hvor tætheden for så vidt muligt er over 1 kg/m². Der er tale om en samlet kvote for fangst og omplantning fra produktionsområderne 20 og 21. Omplantningsfiskeriet foretages fortrinsvis i områder med tæthed på over 2,5 kg/m².

DTU Aqua anmodes om at vurdere, om den ansøgte kvote er bæredygtig for bestanden i området eller ift. arealpåvirkningen. Såfremt en kvote på 10.000 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.

Søstjerner

DFPO har ansøgt om et fiskeri efter 100 tons søstjerner i Lovns Bredning i områderne 21 og 22. Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingen. Dybdegrænsen foreslås indtil to meter kurven.

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.

Frist: 14 august 2020

BILAG 2



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 Lovns bredning 2020/2021

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforeningen Limfjorden og Danmark Fiskeriforening PO, der fremfører ønske om et muslingefiskeri i Natura 2000-området Lovns Bredning.

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aqua's bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Lovns Bredning i 2020 vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO foreslå et fiskeri af 10.000 tons muslinger netto, dels fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller, samt dels muslinger til brug for omplantning fra produktionsområde 20 og 21. 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 medio 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/m².

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/m².

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet efter blåmuslinger i Lovns Bredning er reguleret af gældende bekendtgørelser der definerer 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 kystlinje 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 at hver enkelt 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".

Det er afgørende for et fiskeri efter konsum muslinger i Lovns bredning at der åbnes op for at kunne fiske indtil 2 meter, da biomassen af muslinger i Lovns bredning, primært ligger på lavere vanddybde pga. de ofte optrædende iltsvind i bredningen. For at undgå, at der drives fiskeri i ålegræsområder, bør der etableres ålegræskasse der specifikt dækker de områder, hvor ålegræsset optræder. Det er vigtigt at dybdekurven følges når kasserne udformes, da fiskerne har brug for at kunne komme så langt ind som muligt og gerne ind til 2 meter hvor udbredelsen af ålegræs tillader dette. Det er vigtigt at dybdekurven følges og at en evt. bufferzone så tillægges denne. Bufferzonen bør ikke være større end 50 meter til de områder der indeholder leve dygtigt ålegræs.

Da alle fartøjer er udstyret med Blackbox systemet kan det nemt kontrolleres at fiskeriet faktisk foregår udenfor områder der indeholder ålegræs. 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 udsmitter 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 Lovns 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 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 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 10 fartøjer tilstede i hvert produktionsområde i Lovns Bredning. Fiskerne til- og framelder produktionsområder de fisker i hos NaturErhverv styrelsen, hvilket opretholder maks. 10 fartøjer i hvert produktionsområde.

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 gennemføre 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 gennemføres 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 monitoreres 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 Fugebeskyttelsesområde 14

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:

Y: Ynglende art.

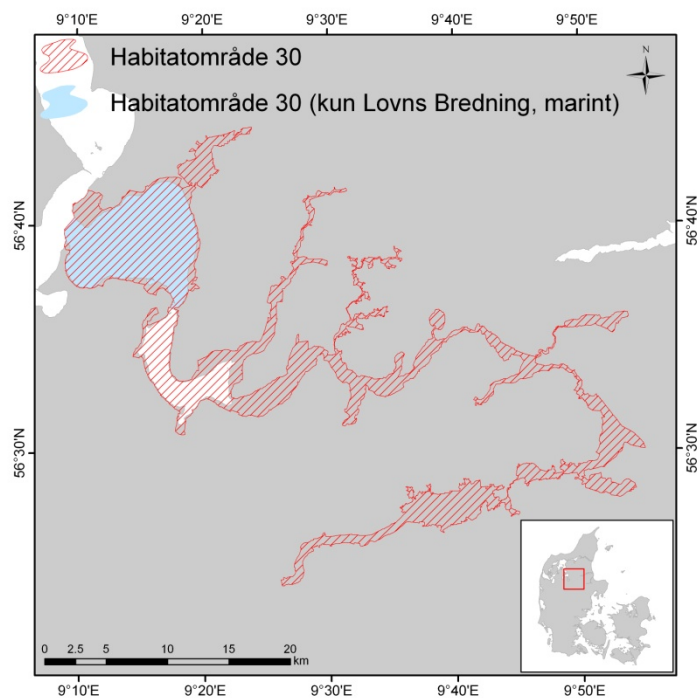
T: Trækfugle, der opholder sig i området i internationalt betydende antal.

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 14		
Fugle:	Sangsvane (T)	Hvinand (T)

Miljø- og Fødevarerministeriet (2016)

BILAG 4

Udpegningsgrundlag for Habitatområde 30



Kortet viser, hvilket areal der er omfattet af Natura 2000 område H30.

H 30 Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simested og Nørre Ådal, samt Skravad Bæk

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 30		
Naturtyper:	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)	Klithede* (2140)
	Søbred med småurter (3130)	Kransnålalge-sø (3140)
	Næringsrig sø (3150)	Brunvandet sø (3160)
	Vandløb (3260)	Våd hede (4010)
	Tør hede (4030)	Enekrat (5130)
	Tørt kalksandsoverdrev* (6120)	Kalkoverdrev* (6210)
	Surt overdrev* (6230)	Tidvis våd eng (6410)
	Urtebræmme (6430)	Nedbrudt højmoser (7120)
	Hængesæk (7140)	Tørvelavning (7150)
	Kildevæld* (7220)	Riggær (7230)
	Bøg på mor (9110)	Bøg på muld (9130)
	Ege-blandskov (9160)	Stilkeke-krat (9190)
	Skovbevokset tørvemose* (91D0)	Elle- og askeskov* (91E0)
Arter:	Kildevældsvindelsnegl (1013)	Grøn kølleguldsmed (1037)
	Stor kærguldsmed (1042)	Bæklampret (1096)
	Flodlampret (1099)	Stavsild (1103)
	Stor vandsalamander (1166)	Damflagermus (1318)
	Odder (1355)	Spættet sæl (1365)
	Blank seglmos (1393)	Gul Stenbræk (1528)

Miljø- og Fødevarerministeriet (2016)

Danmarks
Tekniske
Universitet

DTU Aqua
Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby

www.aqua.dtu.dk