

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2013/2014

Canal-Vergés, Paula; Poulsen, Louise K.; Geitner, Kerstin; Christoffersen, Mads; Holm, Nina; Petersen, Jens Kjerulf

Publication date:
2013

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Canal-Vergés, P., Poulsen, L. K., Geitner, K., Christoffersen, M. O., Holm, N., & Petersen, J. K. (2013). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2013/2014. Charlottenlund: Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer - Dansk Skaldyrcenter. (DTU Aqua-rapport; Nr. 270-2013).

DTU Library

Technical Information Center of Denmark

General rights

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

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

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

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2013/2014



DTU Aqua Report No. 270-2013
Af Paula Canal-Vergés, Louise K. Poulsen,
Kerstin Geitner, Mads Christoffersen,
Nina Holm og Jens Kjerulf Petersen

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2013/2014

DTU Aqua-rapport nr. 270-2013

Af Paula Canal-Vergés, Louise K. Poulsen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen, Nina Holm og Jens Kjerulf Petersen

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ	3
1.1	Konsekvensvurderingens omfang	3
1.2	Konsekvensvurderingens grundlag	3
1.3	Areal der direkte påvirkes af fiskeriet	4
1.4	Fiskeplanens påvirkning på udpegningsgrundlag og naturtyper	4
1.5	Kumulative effekter	13
2	INDLEDNING	16
3	RESUME AF FISKEPLAN OG ANMODNING OM KONSEKVENSVURDERING	18
3.1	Fiskeplan fra fiskeriets organisationer	18
3.2	Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen	18
4	GENERELT OM LOVNS BREDNING	22
4.1	Forvaltningen af muslingefiskeriet	25
5	DATAGRUNDLAG FOR KONSEKVENSANALYSEN	26
5.1	Iltforhold	27
5.2	Sigtdybde	28
5.3	Ålegræs	29
5.4	Makroalger	35
5.5	Blåmuslinger	40
5.6	Fiskeri i området	44
5.7	Søstjerner	45
6	FUGLEBESKYTTELSESOMRÅDE F14	50
6.1	Fødegrundlag for muslingespisende fugle	51
6.2	Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle	51
6.3	Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle	51
6.4	Forstyrrelse af fugle	52
6.5	Kumulative effekter	52
6.6	Konklusion	52
7	HABITATOMRÅDE H30	53
7.1	Sigtdybde og ophvirvling af bundsediment	54
7.2	Påvirkning af substrat	57
7.3	Muslingebestanden	59

7.4	Søstjerner	60
7.5	Ålegræs	63
7.6	Makroalger	71
7.7	Bundfauna	76
8	BILAG IV-ARTER OG ANDRE ARTER	80
8.1	Fisk	80
8.2	Havpattedyr	80
8.3	Konklusion	83
9	PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER	84
9.1	Påvirket areal ved gentaget fiskeri	84
9.2	GPS-data	88
9.3	Eutrofiering	89
9.4	Bifangst af sten	90
9.5	Forstyrrelse	90
10	REFERENCER	91
	BILAG 1 UDPEGNINGSGRUNDLAG FOR HABITATOMRÅDE 30	98
	BILAG 2 UDPEGNINGSGRUNDLAG FOR FUGEBESKYTTELSESOMRÅDE 14	100
	BILAG 3 FISKEPLAN	101
	BILAG 4 ANMODNING FRA NATURERHVERVSTYRELSEN	103
	BILAG 5 MARINE HABITATTYPEDEFINITIONER	106

1 Resumé

1.1 Konsekvensvurderingens omfang

Område	Beskyttelser	Naturtyper og fuglebeskyttelser
Lovns Bredning	Habitatområde 30 (H30)	Naturtyper: 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe 1150 Kystlaguner og strandsøer 1160 Større lavvandede bugter og vige 1170 Rev
	Fuglebeskyttelsesområde (F14) 14	Fugle: 1540 Sangsvane (<i>Cygnus cygnus</i>) 2180 Hvinand (<i>Bucephala clangula</i>) 2210 Toppet skallesluger (<i>Mergus serrator</i>) 2230 Stor skallesluger (<i>Mergus merganser</i>) Fisk: Flodlampret (<i>Lampetra fluviatilis</i>) Stavsild (<i>Alosa fallax</i>) Pattedyr: Spættet sæl (<i>Phoca vitulina</i>) Marsvin (<i>Phocaena phocaena</i>) (Bilag IV)

Naturtypen Rev (1170) indgår i udpegningsgrundlaget for H30, da der ikke er udarbejdet arealmæssige afgrænsninger af naturtype 1170. I konsekvensvurderingen vurderes derfor kun muslingefiskeriets generelle effekt på biogene rev.

1.2 Konsekvensvurderingens grundlag

Produktionsområde	Muslinge- og søstjernefiskeri	Muslingetæthed ved fiskeri	Dybdegrænse for fiskeri**	Prøvefiskeri
20 - 21	Muslinger: 20.000 ton konsummuslinger inklusiv 5.000 ton omplantningsmuslinger	>1 kg m ⁻² >2,5 kg m ⁻²	5 m i fiskeboks 1 3 - 7 m i fiskeboks 2+3	1 % af skrab
	Søstjerner: 2.000 tons	_*	5 m	_*

* ikke specificeret. ** Modificerede fiskekasser pga. forekomst af ålegræs.

Konsekvensvurderingen er udarbejdet på baggrund af anmodning fra NaturErhvervstyrelsen pr. 28. juni 2013 (Bilag 4) og Fiskeplan fra Centralforeningen for Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening (Bilag 3). Konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning og Fiskeplanen fra Centralforeningen for Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening. Konsekvensvurderingen vurderer effekten af fiske-

riet i fiskerisæsonen 2013/14. Fiskekasserne er blevet modificeret af DTU Aqua fra > 2 m til > 3 m og >5 m pga. ålegræsforekomst. Detaljeret forklaring gives i afsnit 7.5.7.

1.3 Areal der direkte påvirkes af fiskeriet

Muslinge- og søstjernefangst	Biomasse-tæthed	Areal direkte påvirket ved fiskeriet	Total arealpåvirkning i H30 (konsum + omplantning)
Muslinger: 20.000 ton konsummuslinger inklusive 5.000 ton omplantningsmuslinger	*4,75 kg m ⁻² -	6,4 km ² -	9,4 % -
Søstjerner: 2.000 tons	1,0 kg m ⁻²	3,1 km ²	4,5 %

*Der er til beregning af arealpåvirkning kun anvendt én biomassetæthed til både fiskeri efter konsum og omplantningsmuslinger.

Arealet, der direkte påvirkes af muslingefiskeriet, er beregnet ud fra en gennemsnitstæthed af muslinger på 4,75 kg m⁻² i fiskekasserne 1 - 3 og inkluderer ikke påvirkning fra prøvefiskeri. Arealpåvirkningen inkluderer totalt 20.000 t blåmuslinger, beregningen er baseret på et fiskeri af 15.000 t konsum og 5.000 t omplantningsmuslinger. I beregningen indgår, at den lette muslingeskraber har en effektivitet på 65 %, jf. undersøgelser gennemført i forbindelse med udviklingsprojekt af let muslingeskraber 2009 - 2011. Arealet, der påvirkes af søstjernefiskeriet, er beregnet for en tæthed af søstjerner på 1 kg m⁻² i fiskekasserne 1 - 3 og på vanddybder >5 m og inkluderer ikke påvirkning fra prøvefiskeri, og har antaget en effektivitet af søstjernevoddet på 65 % svarende til den lette skraber.

1.4 Fiskeplanens påvirkning på udpegningsgrundlag og naturtyper

Beskyttede fugle	
Fuglearter, der indgår i konsekvensvurderingen	Hvinand Stor skallesluger Toppet skallesluger Sangsvane
Mængde af muslinger til rådighed for muslingespisende fuglearter (hvinand)	6.580 ton blåmuslinger (6 % af samlet muslingebestand).
Fiskespisende arter (toppet Skallesluger, stor skallesluger)	Blåmuslingefiskeri vil ikke påvirke forekomsten af fødegrundlag.

<p>Planteædende fugle (sangsvane)</p>	<p>Muslingefiskeri vil ikke fjerne ålegræs og vil derfor ikke påvirke fødegrundlag.</p>
<p>Forstyrrelse</p>	<p>En høj tæthed af fartøjer i et område vil kunne forstyrre fugle i udpegningsgrundlaget.</p>
<p>Konklusion vedrørende beskyttede fugle</p>	<p>I udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde F14 i Lovns Bredning indgår fire arter: hvinand, sangsvane, toppet skallesluger og stor skallesluger. Arten hvinand æder muslinger og skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 6.580 ton blåmuslinger og svarende til 6 % af den totale biomasse. Fiskespisende arter (toppet skallesluger og stor skallesluger) vil ikke få forringet adgang til føde, idet der i Limfjorden er sket et skift til mindre bundlevende fiskearter, og dermed en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. Planteædende fugle (sangsvane) forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybder, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri. Fiskeriet vil ikke medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, idet maksimalt 10 fartøjer vil udføre fiskeri i samme område samtidigt. Arealet fiskeriet kan foregå på er desuden blevet begrænset til 2 - 3 fiskekasser i forhold til tidligere års fiskeri.</p>

<p>Ophvirvling af sediment og sigtddybde</p>	
<p>Observeret sigtddybde (jan - juli 2013)</p>	<p>2,1 m</p>
<p>Estimeret sigtddybde 2013 (marts - oktober)</p>	<p>3,7 m</p>
<p>Konklusion vedrørende sigtddybde og ophvirvling af sediment</p>	<p>Sigtddybden målt i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober) har siden 1980 svinget mellem 2,0 og 3,5 m. Sigtdybden fra marts til oktober kan ud fra en empirisk model for sammenhæng mellem muslingebestandens filtrationspotentiale og sigtddybde estimeres til at være 3,7 m i 2013. Opfiskning af op til 20.000 t blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for sigtddybden i Natura 2000 området, 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 muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger ved den nuværende store muslingebestand i Lovns Bredning.</p>

	<p>I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. Denne resuspension kan være af betydning i sommerperioden, hvor den vindinducerede resuspension er lav. I vinterperioden vurderes resuspensionen fra fiskeriet, at være ubetydelig i sammenligning med den naturlige resuspension. En høj tæthed af fartøjer (>15), der fisker i samme område, vil kunne reducere sigtddybden. Det indgår i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse, at maksimalt 10 fartøjer må fiske i et fiskeområde samtidigt. DTU Aqua vurderer, at fiskeriet ikke vil reducere sigtddybden væsentligt i sommerperioden. NaturErhvervstyrelsen har siden 2011 påbudt anvendelse af et nyt, lettere redskab til muslingefiskeri, som reducerer resuspensionen i forbindelse med fiskeriet betydeligt i forhold til ved fiskeri med hollænder-skraberen.</p> <p>Det er DTU Aquas vurdering, at opfiskning af op til 2.000 t søstjerner ikke vil medføre en resuspension af sedimentet i et omfang, der vil påvirke sigtddybden i Lovns Bredning.</p> <p>Denne konklusion er behæftet med nogen usikkerhed, da resuspensionen i forbindelse med den lette muslingeskraber og søstjernevoddet ikke er kvantificeret.</p>
--	--

<p>Sten og andet substrat</p>	<p>Ifølge fiskeplanen vil fiskeri ikke foregå på naturtypen Rev (1170). Der blev ikke landet sten i Lovns Bredning i fiske-sæsonen 2012/2013. Der er blevet landet mellem 0 og 2,3 ton muslinger per sæson i Lovns Bredning i perioden 2008 - juli 2013. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere forekomst af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette skraber har en let konstruktion og vil formodentligt ikke kunne fiske i områder med store sten. I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet muslingeskaller. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer. Analyser viser, at der ikke over større områder sker en reduktion i forekomsten af skaller.</p>
--------------------------------------	---

<p>Muslingebestanden</p>	
<p>Produktionsområde</p>	<p>20 - 21</p>
<p>Total blåmuslingebestand > 3 m</p>	<p>112.000 ton</p>

Fiskeri i % af total bestand	18 %
Fiskeri i % af muslingeproduktion	36 - 45 %
Konklusion vedrørende muslingebestanden	Bestanden af blåmuslinger udgør i 2013 112.000 ton på dybder > 3 m, hvilket er en stigning på 75 % i forhold til 2012. Det planlagte fiskeri af blåmuslinger på 20.000 ton (inkl. 5.000 ton omplantningsmuslinger) vil fjerne ca. 18 % af bestanden dybere end 3 m. Produktionen af muslinger udgør 40 - 50 % af biomassen, og fiskeriet vil fjerne 36 - 45 % af produktionen. Det vurderes, at det ønskede fiskeri ikke vil medføre ændringer i forekomsten af blåmuslinger i Lovns Bredning.

Søstjernebestanden	
Produktionsområde	20 - 21
Total søstjernebestand > 1 m	4.500 - 18.500 ton
Fiskeri i % af total bestand	10 - 45 %
Konklusion vedrørende søstjernebestanden	Det planlagte fiskeri på 2.000 t søstjerner vil fjerne mellem 10 - 45 % af bestanden af søstjerner, der er steget i Limfjorden de sidste år. 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. På baggrund af den eksisterende viden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter 2.000 t søstjerner vil påvirke 4,5 % af arealet af Lovns Bredning H30. Estimerne er forbundet med en meget betydelig usikkerhed. Der er meget stort behov for yderligere viden om effekter af søstjernefiskeri og metoder til bestandsestimering, hvis et vedvarende fiskeri i en længerevarende årrække skal kunne konsekvensvurderes.

Ålegræs	
Habitattype for naturtype	1160
Model-estimeret dybdeudbredelse	0 - 2,1 m

<p>Observeret udbredelse i Natura 2000 området</p>	<p>0 - 5 m, der blev observeret forekomster af levende ålegræs på 5 meters dybde på 2 transekter = 8 % af transekterne i Lovns Bredning.</p>
<p>Forekomst</p>	<p>Spreddt</p>
<p>Genoprettelsestid efter skrab</p>	<p>> 20 år</p>
<p>Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af observeret udbredelse i Lovns Bredning</p>	<p>0 % af observeret udbredelsesområde</p>
<p>Konklusion vedrørende ålegræs</p>	<p>DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingskraber indenfor de modificerede fiskekasser (>5 m (fiskekasse 1) eller >3 m (fiskekasse 2 - 3)), samt med søstjernevod i fiskekasserne og i resten af bredningen på vanddybder >5 m ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i Lovns Bredning. Muslingskrab indenfor ålegræssets observerede udbredelse i 2012 og estimerede dybdeudbredelse i 2013 vil ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse, eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet, da der i de tilladte fiskeområder ikke forekommer tætte bede af ålegræs, ikke er observeret frøspirende planter eller enkeltstående planter og ikke kan forventes succesfuld spiring af spredte frø. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret i NaturErhvervstyrelsens anmodning om brug af den lette skraber, max. 10 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri efter søstjerner i tre områder på vanddybder >5 m (Ålegræskasser). DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Lovns Bredning i 2012 er et solidt datagrundlag for konsekvensvurderingen i forhold til potentiel påvirkning af ålegræsset som følge af Fiskeplanens forslag til fiskeri. Det er derfor DTU Aquas vurdering, at konsekvensvurderingen i relation til ålegræs er</p>

	<p>forbundet med en lille usikkerhed.</p> <p>I forbindelse med et igangværende modelarbejde omkring ålegræssets aktuelle og potentielle udbredelse forventer DTU Aqua at få yderligere informationer, der kan udvide det faglige grundlag for beslutninger vedrørende ålegræssets beskyttelse.</p>
--	--

Makroalger	
Habitattype for naturtype	1160
Model-estimeret udbredelse i 2012	Brunalger 0 - 2,0 m Andre fastsiddende arter 0 - 2,4 m
Observeret udbredelse i 2012	Fastsiddende, flerårige, ikke opportunistiske arter 0 - 4 m Opportunistiske, ikke fastsiddende arter 0 - 6 m (udelukkende Søsalat og Krølhårstang)
Forekomst	Spredt
Genoprettelsestid efter skrab	>5 år - kan være irreversibel hvis sten fjernes
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af potentiel udbredelse i Lovns Bredning	>5 m ~ 40 km ² = 57 % af potentielt udbredelsesområde i naturtype 1160
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af observeret udbredelse i Lovns Bredning	Max. 13,8 km ² = 20 % af observeret forekomst af ikke-opportunistiske, fastsiddende arter
Konklusion vedrørende makroalger	<p>DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingskraber indenfor de modificerede fiskekasser samt med søstjernevod i fiskekasserne og i resten af bredningen på vanddybder >5 m (dog undtaget ålegræsbeskyttelsesområder) ikke vil overlappe med den observerede eller model-estimerede forekomst af fastsiddende, flerårige, ikke-opportunistiske makroalger i Lovns Bredning. Muslingskrab kan gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Et fiskeri som beskrevet forventes ikke at påvirke de dominerende, opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger i betydeligt omfang.</p> <p>Fjernelse af sten i forbindelse med fiskeri vil lede til reduktion</p>

	<p>tion 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 der dog i 2012 observeret sargassotang i meget få områder.</p> <p>DTU Aquas vurdering bygger på en meget omfattende kortlægning af makroalger i Lovns Bredning i 2012, af et omfang som ikke er set i anden sammenhæng, og som kan antages at give et retvisende billede af forekomst af makroalger i Lovns Bredning. Data fra denne kortlægning er sammenfaldende med en tilsvarende kortlægning i 2010. I modsætning til ålegræs former makroalger ikke sammenhængende bestande og er primært afhængige af tilgængeligt substrat. Substrat kan være spredt tilfældigt og kun en minuttøs gennemgang af hele bundarealet vil kunne afdække alle forekomster af makroalger. På trods af det meget omfattende datamateriale, vil der derfor være forbundet en usikkerhed til konklusioner vedrørende makroalgernes udbredelse.</p>
--	---

<p>Bundfauna</p> <p>Forekomst</p> <p>Fiskeplanens arealmæssige påvirkning</p> <p>Genoprettelsestid for dyresamfund</p> <p>Konklusion vedrørende bundfauna</p>	<p>Naturtype 1160</p> <p>Fiskeri vil foregå i: Muslingefiskeri 9,4 % og søstjernefiskeri 4,5 % af potentielt udbredelsesområde i naturtype 1160</p> <p>1 - 2 år</p> <p>Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfauna, hvor fiskeriet pågår. I Lovns Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 1 - 2 år.</p> <p>Der vil forekomme bundfauna i hele Lovns Bredning. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse.</p>
---	--

<p>Beskyttede arter inkl. Bilag IV-arter</p> <p>Flodlampret og stavsgild</p>	<p>Bevaringsstatus for flodlampret og stavsgild er ukendt i Danmark. DTU Aqua vurderer, at muslingefiskeriet og sø-</p>
---	---

	<p>stjernefiskeriet ikke vil have en betydende effekt på udbredelsen af og fødegrundlaget for flodlampret og stavsild i Lovns Bredning. Muslingefiskeriet og søstjernefiskeriet påvirker ikke flodlampret og stavsild direkte, idet der ikke er observeret bifangst af disse arter. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslinge- og søstjernefiskeriet på fødegrundlaget, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri på 20.000 t og et søstjernefiskeri på 2.000 t i habitatområdet i Lovns Bredning ikke vil have en betydende effekt på bestanden af flodlampret og stavsild i H30.</p>
Spættet sæl	<p>Spættet sæl er den mest almindeligt forekommende sæl i Danmark og forekommer sporadisk i Lovns Bredning. Muslingefiskeriet påvirker ikke sælerne direkte, idet der ikke forekommer bifangst af sæler i muslinge- og søstjernefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af fiskeriet på sælernes fødegrundlag, idet bifangst af fisk er lille, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Sæler er generalister med et bredt fødevalg. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå på et begrænset areal (9,4 % + 4,5 %) af H30 fordelt på flere måneder, og DTU Aqua forventer ikke, at fiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Lovns Bredning. Fiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området. Bifangst af sæler i garn- og rusefiskeriet i området bidrager ligeledes til den kumulative forstyrrelse af bestanden i habitatområdet. DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri på 20.000 ton og et søstjernefiskeri på 2.000 ton fordelt på maksimalt 10 fartøjer pr produktionsområde i habitatområdet i Lovns Bredning ikke vil have en betydende effekt på sælbestanden i området.</p>
Marsvin	<p>Marsvin observeres kun sjældent og sporadisk i Limfjorden og Lovns Bredning og forekomsten er ukendt. Muslingefiskeriet og søstjernefiskeriet påvirker ikke marsvin direkte, idet der ikke forekommer bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslinge- og søstjernefiskeri på fødegrundlaget, idet bifangst af fisk er lille, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 20.000 ton</p>

	<p>og et søstjernefiskeri på 2.000 t, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lovns Bredning fiskes i 9,4 % og 4,5 % af habitatområdet, og fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for marsvin i Lovns Bredning (H30). Muslinge- og søstjernefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området, idet undersøgelser viser, at marsvinenes adfærd påvirkes af skibe indenfor 700 meters radius. Bifangst af marsvin i garnfiskeriet i området bidrager ligeledes til den kumulative forstyrrelse af bestanden i habitatområdet. DTU Aqua vurderer at et muslingefiskeri på 20.000 t og et søstjernefiskeri på 2.000 t i Lovns Bredning ikke vil have en betydende effekt på marsvinebestanden i området.</p>
--	---

1.5 Kumulative effekter

Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H30 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Sc. = Scenarie. Arealet af Lovns Bredning er 68,9 km²

	Gendannelsestid (år)	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	Kumuleret + 2013/14			Søstjerner
						sc 1	sc 2	sc 3	
Blåmusling	3			0,1	0	9,5	7,2	4,8	0,45
Makroalger	>5	0,02	0,2	0,05	0	4,7	3,7	2,5	2,1
Bundfauna	2				0	9,4	7,1	4,7	2,25
Ålegræs*	>20	0	0	0	0	0	0	0	0

Den kumulerede effekt er beregnet for de foregående år i henhold til gendannelsestid + påvirkning ved 3 forskellige landingsscenarier for fiskerisæson 2013/14 (20.000, 15.000 eller 10.000 t). Alle 3 scenarier inkluderer 5.000 t omplantningsmuslinger. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabeareal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 47 % af arealet. Til arealpåvirkning af hver enkelt økosystemkomponent ved muslingefiskeri skal lægges arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri på 2.000 t. Ved beregning af effekt af fiskeri efter søstjerner med søstjernevoddet er det antaget, at a) voddets påvirkning af bundfauna kan sættes til 50 % af effekten af muslingeskraberen; b) voddets påvirkning af blåmuslinger kan sættes til 10 % af effekten af muslingeskraberen; og c) at effekten af voddet på makroalger kan sættes til 100 % af effekten af muslingeskraberen. Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen i 2012/2013 pga. et forbedret data- og beregningsgrundlag.

*Arealpåvirkningen på ålegræs er sat til nul. Gendannelse af ålegræs kan vare fra 2 - 100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm. og er som rettesnor estimeret til at være >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i hele 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 muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

Gentaget fiskeri	Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusiv den kommende sæsons fiskeri, er beregnet for 3 scenarier på hhv. 10.000, 15.000 og 20.000 ton fiskede blåmuslinger, og er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Hertil skal lægges effekten af et fiskeri på 2.000 ton 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. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt ved en maksimal arealpåvirkning på 15 %.
-------------------------	---

	<p>Dette er i et vist omfang forårsaget af lave landinger i de senere år.</p> <p>Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at 65 % af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrubes en gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold medføre en overestimering af den kumulative effekt.</p>
<p>Eutrofiering og resuspension</p>	<p>Eutrofiering og naturlig variation kan forventes at have en betydning for muslingebestandens størrelse og dermed for sigtddybden. Ændringer i rekrutteringen og dødelighed pga. iltsvind og prædation kan have stor effekt. Iltsvindshændelser, med massedød af blåmuslinger, er rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Lovns Bredning. I forbindelse med disse hændelser er der registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3 - 4. Prædation fra søstjerner er en anden faktor, der har betydning for udbredelsen af blåmuslinger lokalt i Limfjorden og dermed for områdernes filtrationspotentiale.</p> <p>Både eutrofiering og muslingefiskeri medfører en ændring i flora- og faunasammensætningen med øget forekomst af organismer med hurtig rekruttering og stort spredningspotentiale.</p> <p>Den generelle eutrofiering af Limfjorden medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtddybde. Ophvirvling af næringsstoffer og den afledte fytoplanktonproduktion, og ophvirvling af sediment ved skrabning er begge effekter, som påvirker sigtddybden og kan have en indirekte effekt på dybdeudbredelsen for ålegræs og makroalger i området. Hver især har disse faktorer (eutrofiering og ophvirvling af næringsstoffer/sediment) ikke nødvendigvis en betydende effekt, men samlet set kan muslingeskrab i eutrofe områder have en effekt på sigtddybden i området, specielt i sommerperioden, hvor vindpåvirkningen er lav.</p>
<p>Bortfiskning af sten</p>	<p>Når der fiskes efter muslinger, kan der forekomme bifangst af sten. Fjernelse af substrat ved fiskeri kan på sigt forventes at have en effekt på fasthæftede organismers mulighed for at opbygge en bestand i området. Fjernelse af sten vil have betydning for udbredelse af makroalger og epibentiske organismer såsom søanemoner, søpindsvin, søpunge mv. Fjernelse af sten vil generelt reducere kompleksiteten i habitatområdet, hvilket kan have betydning for samspillet mel-</p>

<p>Forstyrrelse af fugle</p>	<p>lem en række arter.</p> <p>Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for F14. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med muslingefiskeriet.</p>
<p>Forstyrrelse af marsvin og sæler</p>	<p>Muslinge- og søstjernefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse for marsvin og sæler sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området. I det omfang der forekommer garn (nedgarn) - og rusefiskeri i habitatområdet kan bifangst af sæler og marsvin bidrage til den kumulative forstyrrelse af sæl- og marsvinebestanden i habitatområdet. Bifangst af marsvin er ikke rapporteret fra Lovns Bredning.</p>

2 Indledning

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for at beskrive potentielle effekter af et fiskeri af blåmuslinger på Natura 2000 området i Lovns Bredning, specifikt i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F14 og habitatbeskyttelsesområde H30 og i forhold til den konsekvensvurderingsanmodning (Bilag 4 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen), som NaturErhvervstyrelsen har udsendt på baggrund af Danmarks Fiskeriforenings fiskeplan (Bilag 3 Fiskeplan).

Ifølge Fiskeriloven (Bekendtgørelse 978 af 26/9 2008 §10e) kan tilladelse til fiskeri meddeles, hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet. Dette er defineret i "Guidance Document: Managing Natura 2000 sites" udarbejdet af EU-kommissionen i 2000: *"Hvad angår begrebet "integritet", skal det forstås som en kvalitet eller en tilstand, der indebærer helhed eller fuldstændighed. I en dynamisk økologisk sammenhæng kan ordet også forstås som modstandsdygtighed og evne til udvikling i retning af en gunstig bevaringsstatus."*

Fiskeritilladelse kan meddeles på baggrund af en vurdering af aktivitetens betydning, en konsekvensvurdering, i forhold til udpegningsgrundlaget for et naturbeskyttelsesområde. Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008, hvorefter DTU Aqua udarbejdede de første konsekvensvurderinger for fiskeperioden 2008/2009 for henholdsvis Løgstør Bredning og Lovns Bredning.

Konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning omkring fiskekasser, dybdegrænser, redskab og retningslinjerne for fødevareministeriets muslingepolitik, samt fiskeplanens ønsker til fiskeri.

DTU Aqua analyserer i konsekvensvurderingen effekten af fiskeriet i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 408/2007 om udpegning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Endvidere vurderes effekter i forhold til arter, der er opført som bilag IV-arter jf. habitatdirektivets artikel 12. Der blev for Natura 2000 området i Lovns Bredning besluttet en Natura 2000 plan i december 2011. Der er udarbejdet retningslinjer vedr. henholdsvis vandkvalitet og fysisk påvirkning fra bundsløbende redskaber for den marine naturtype rev (1170), hvis udbredelse dog ikke er fastlagt. Det er ikke udarbejdet retningslinjer for den marine naturtype større lavvandede bugter og vige (1160), hvor den generelle målsætning om gunstig bevaringsstatus er anvendt. For forekomst af udpegede fugle i Natura 2000 området er der opstillet måltal.

For naturtypen 1160, samt for arter 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 stk. 3d: *"Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af artens bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for arten. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når arten udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket."* På baggrund af en manglende specifik målsætning for Natura 2000 området i Lovns Bredning er denne vurdering baseret på Natura 2000 planens vurdering af en ugunstig bevaringstilstand i naturtype 1160 (Miljøministeriet 2011). 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 vurdering af bevaringstilstanden i området.

Nærværende konsekvensvurderingsrapport består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af muslingefiskeriets påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder DTU Aquas egne undersøgelser. Naturstyrelsen Vestjylland og DCE's datacenter har været kontakttet i forhold til at sikre, at analysen anvendes

der de nyeste tilgængelige data. I forhold til muslingefiskeriets påvirkning af fødegrundlag for hvinand, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvendes der i konsekvensvurderingen beregningsmetoder, der er udviklet af DMU for hvinand i Limfjorden (Laursen og Clausen 2008). 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 skrabende redskaber.

Det vurderes ikke i konsekvensvurderingen i hvilket omfang forvaltningen af muslingefiskeriet skal tilpasses i forhold til at sikre en overholdelse af fiskeplanen.

DTU Aqua forholder sig i Konsekvensvurderingen som udgangspunkt ikke til Vandrammedirektivet, idet denne vurdering ikke indgår i den stillede opgave. DMU har tidligere med bidrag fra DTU Aqua udarbejdet et notat om påvirkning fra skaldyrproduktion i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. (Petersen 2008a).

3 Resume af Fiskeplan og Anmodning om konsekvensvurdering

3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer

Muslingefiskeriets to organisationer, Danmarks Fiskeriforening og Centralforeningen, for Limfjorden har udarbejdet en Fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger i Natura 2000 område H30 i Limfjorden for perioden 1. september 2013 til 1. juli 2014 (Bilag 3 Fiskeplan). Effekten af en gennemførelse af Fiskeplanen analyseres i nærværende konsekvensanalyse i de tilfælde, hvor anmodningen fra Fiskeridirektoratet (Bilag 4 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen) ikke modificerer Fiskeplanen.

I Fiskeplanen fremsættes der forslag om et fiskeri af 20.000 ton blåmuslinger fra bestande i områder, der har større biomassetæthed end 1 kg m^{-2} . De 20.000 ton inkluderer et fiskeri af muslinger til omplantning på 5.000 ton, hvor biomassetætheden er større end $2,5 \text{ kg m}^{-2}$. I forbindelse med fiskeriet vil der ske en fortsat registrering af mængden af landede sten fra området. Maksimalt 10 fartøjer vil fiske i hvert produktionsområde samtidigt og alle muslingefartøjer er udstyret med et GPS-system, der logger fartøjets position hvert 10. sek. under fiskeri.

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110”Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand” og 1160”Større lavvandede bugter og vige”. Der vil ikke blive fisket på lavere vanddybder end 2 meter.

For at undgå fiskeri i ålegræs ønsker erhvervet at oprette fiskekasser hvor der især optræder fangstbare muslinger. Hvis der forefindes ålegræs i kasserne, ønskes kassernes udformning ændret.

Den fulde fiskeplan kan læses i Bilag 3 Fiskeplan.

3.2 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

Foranlediget af mødet mellem DTU Aqua, Danmarks Fiskeriforening, Central Foreningen Limfjorden og NaturErhvervstyrelsen den 6. juni 2013 om fiskeri efter muslinge- og østersfiskeri i Natura 2000 områder Limfjorden for 2013/1014 sæsonen, fremsendes følgende bestilling (Bilag 4 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen).

Blåmuslinger

Konsekvensvurderingerne for hhv. Lovns Bredning og Løgstør Bredning skal tage udgangspunkt i, at der stilles krav om anvendelse af den lette skraber samt i anvendelse af sensor og GPS-udstyr.

Afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger skal tage udgangspunkt i den hidtidige anvendte model for opgørelse af de kumulative påvirkninger – således at der ses på muslingebestand, ålegræs, markoalger og bundfauna (jf. trappemodellen i Muslingepolitikken). Den acceptable arealmæssige kumulative påvirkning er med muslingepolitikken fastsat til 15 %.

Lovns Bredning

For Lovns Bredning skal konsekvensvurderingen udover ovenstående, tage udgangspunkt i en kvote til konsum på 20.000 tons, hvoraf 5.000 tons ønskes omplantning. Erhvervet har de forgangne år ikke udnyttet den tilladte kvote. I 2012/2013 sæsonen var kvoten 7.000 tons, hvoraf 5.000 var afsat til omplantning. Såfremt en kvote på 20.000 tons inkl. omplantning ikke vurderes at være bæredygtig for bestanden, bedes DTU Aqua tilrette kvoten til det niveau, som instituttet vurderer som bæredygtigt for bestanden – såfremt kvoten ændres,

skal kvoten for omplantning på 5.000 tons blåmuslinger fratrækkes. Hertil kommer at den kumulative påvirkning ikke må overskride 15 %.

Danmarks Fiskeriforening har indsendt ønske om fiskekasser i Lovns Bredning. Fiskeri efter blåmuslinger ønskes således alene udøvet i disse områder i 2013/2014 sæsonen. Fiskekasserne skal placeres så de ikke er i konflikt med hverken den aktuelle og/eller potentielle udbredelse af ålegræs, endvidere må fiskekasserne ikke være placeret på vanddybder lavere end to meter jf. gældende bekendtgørelser. Såfremt erhvervets ønsker til fiskekasser ikke er i konflikt med ålegræs, anmodes DTU Aqua om at indeholde dette ønske i konsekvensvurderingen. Hvis de ønskede fiskekasser ikke er i konflikt med ålegræs, skal betydningen af kasserne placering beskrives i forhold til det øvrige udpegningsgrundlag.

Erhvervet har angivet nedenstående to fiskekasser med følgende positioner:

Fiskekasse 1:

56 40 229 N 009 11 440 E

56 39 997 N 009 12 000 E

56 40 590 N 009 14 000 E

56 41 161 N 009 13 848 E

Fiskekasse 2:

56 37 000 N 009 18 754 E

56 37 000 N 009 17 950 E

56 41 722 N 009 16 000 E

Fiskeriets påvirkning som følge af fiskeri efter 2.000 tons søstjerner skal endvidere konsekvensvurderes og indgå i afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger. Dybdegrænsen for fiskeri efter søstjerner fastsættes til 5 m, med undtagelse af inden for fiskekasserne.

3.2.1 Konsekvensvurderingsgrundlaget

Konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning og herudover til Fiskeplanen. Konsekvensvurderingen vurderer effekten af fiskeriet i fiskesæson 2013/2014 jf. anmodning fra NaturErhvervstyrelsen.

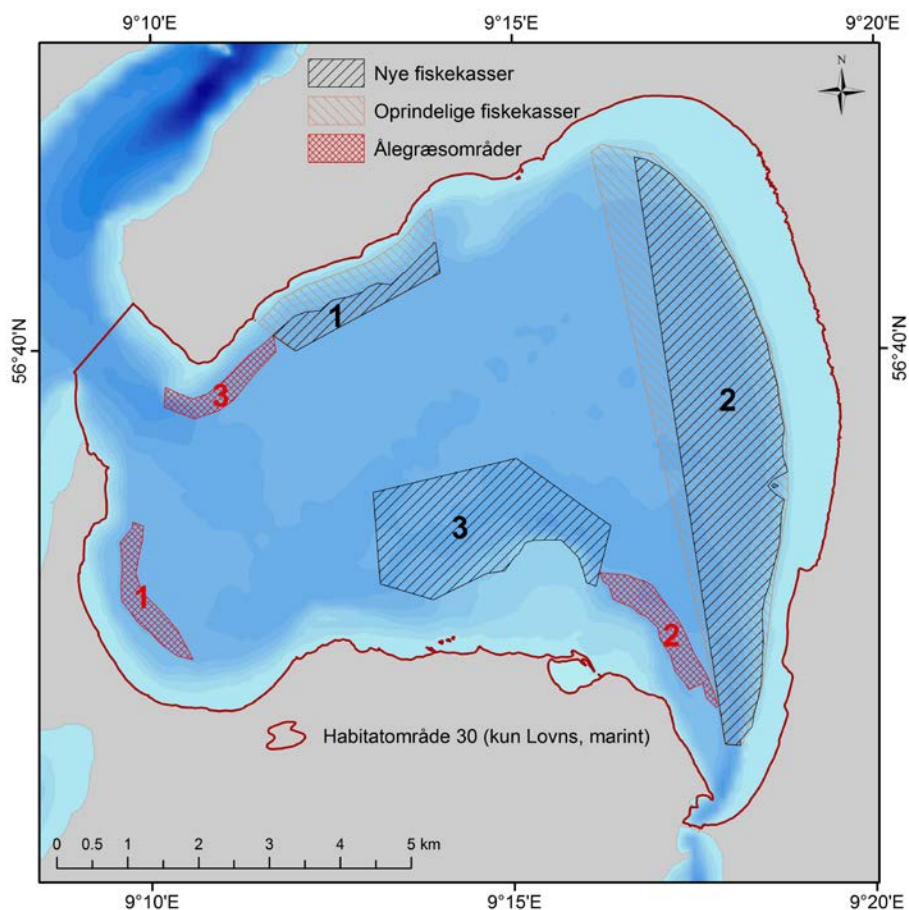
Grundlaget for konsekvensvurderingen er således et muslingefiskeri på 20.000 t (inklusive 5.000 ton til omplantning) på muslingetætheder $>1 \text{ kg m}^{-2}$ i produktionsområde 20 - 21 i Natura 2000 område H30, Lovns Bredning. I de 20.000 t er inkluderet fiskeri til omplantning af 5.000 t på muslingetætheder $> 2.5 \text{ kg m}^{-2}$. Konsekvensvurderingen vurderer ligeledes et søstjernefiskeri på 2.000 t.

Anmodningen angiver, at der tages højde for 2 fiskekasser (fiskekasse 1 og 2). Fiskekasserne skal placeres så de ikke er i konflikt med hverken den aktuelle og/eller potentielle udbredelse af ålegræs, endvidere må fiskekasserne ikke være placeret på vanddybder $<2 \text{ m}$ jf. gældende bekendtgørelser. Såfremt erhvervets ønsker til fiskekasser ikke er i konflikt med ålegræs, anmodes DTU Aqua om at indeholde dette ønske i konsekvensvurderingen. På baggrund af udbredelsen af ålegræs i Lovns Bredning i 2009, 2010 og 2012 anbefaler DTU Aqua en modificering af fiskekasserne, således at 1) fiskekasse 1 modificeres så den følger 5 m dybdekurven, 2) fiskekasse ændres så den følger 3 m dybdekurven samt bliver justeret i placering, 3) der introduceres en ny fiskekasse 3, og 4) der er oprettet 2 ekstra kasser til beskyttelse af ålegræsbestande i forhold til søstjerne-

nefiskeri. Modifikationerne er gennemført for at beskytte frøspiret ålegræs. De modificerede kasser er præsenteret i Figur 1.

For nærmere beskrivelse af kasserne og begrundelser for modifikationer se afsnit 7.5.7.

Fiskekasserne er skraveret med sort og ålegræskasserne med rød. Fiskeplanens forslag til fiskekasser er skraveret med orange og de af DTU Aqua modificerede kasser pga. ålegræsforekomst er skraveret med sort. Se positioner nedenfor.



Figur 1. Konsekvensvurderingens grundlag. Den marine del af Natura 2000 område H30 i Lovns Bredning. Fiskekasser er skraveret med sort og ålegræskasser med rød. Fiskekasse 1 og 2 er foreslået i fiskeplanen (orange skraveret), fiskekasse 1 er blevet modificeret til dybder > 5 meter, kasse 2 er blevet modificeret til dybder > 3 meter af DTU Aqua pga. ålegræsforekomst (sort skraverede). Fiskekasse 3 foreslås, som erstatning for det formindskede areal. Fiskekasse 3 ligger på 3 - 7 meters dybde.

Positioner for er her angivet for fiskekasse 2 - 3 og de 2 ålegræskasser.

Fiskekasse 2 (modificeret af DTU Aqua >3 m):

56 37 000 N 09 18 754 E

56 37 000 N 09 17 950 E

56 41 893 N 09 16 555 E (punkt flyttet mod øst)

Fiskekasse 3 (syd >3 m):

56 39 174 N 09 15 041 E

56 38 658 N 09 16 343 E

56 38 202 N 09 16 137 E

56 38 298 N 09 14 635 E

56 38 916 N 09 13 062 E

56 38 226 N 09 13 161 E

56 38 100 N 09 13 886 E

Ålegræskasse 1 - 3 (til beskyttelse af ålegræs mod udskygning ved resuspension):

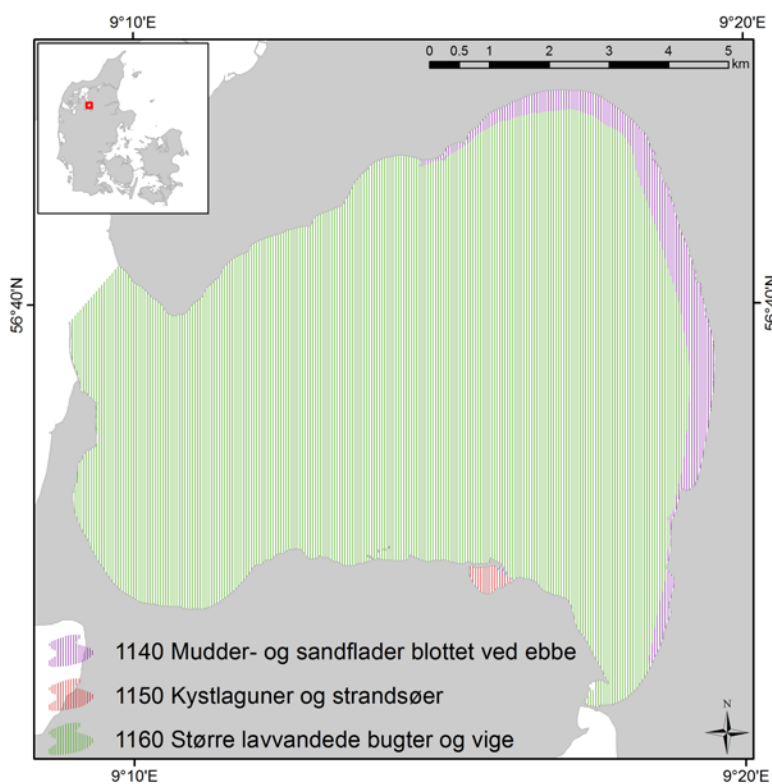
Ålegræskasserne følger 5 m dybdekurven med en buffer på 300 meter. Punkterne angiver start og slutpunkter for ålegræskasserne i 5 m kurven.

Koordinater for ålegræskasser:

1	56	38	695 N	9	09	743 E
1	56	37	652 N	9	10	573 E
2	56	37	270 N	9	17	798 E
2	56	38	296 N	9	16	193 E
3	56	40	114 N	9	11	696 E
3	56	39	722 N	9	10	196 E

4 Generelt om Lovns Bredning

Produktionsområderne 20 - 21 i Lovns Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Natura 2000 området indeholder et Fuglebeskyttelsesområde (F14) og et Habitatområde (H30). Der indgår 4 fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdet (Bilag 2), der anvender det marine område. I Habitatområdet (Bilag 1) indgår tre marine naturtyper i udpegningsgrundlaget, 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe, 1150 Kystlaguner og strandsøer og 1160 Større lavvandede bugter og vige med et areal (inklusive Hjarbæk Fjord) på henholdsvis 4 km², 0,3 km² og 90 km² (Figur 2). Naturtypen Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) og Kystlaguner og strandsøer (1150) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at der ikke vil være en påvirkning af muslingefiskeri. Disse naturtyper inddrages derfor ikke i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen Rev (1170) indgår i udpegningsgrundlaget. Der er ikke udarbejdet arealmæssig afgrænsning af naturtypen, og i konsekvensvurderingen præsenteres en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev (Afsnit 8.3.4).



Figur 2. Lovns Bredning. Udbredelse af naturtyperne Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140), Kystlaguner og strandsøer (1150) og Større lavvandede bugter og vige (1160). Konsekvensvurderingen omfatter kun de to første naturtyper, samt naturtypen Rev (1170), hvis udbredelse ikke er fastlagt. Der fiskes ikke i den andel af H30 som ligger i Hjarbæk Fjord, og denne del indgår derfor ikke i fiskeplanen eller konsekvensvurderingen.

DTU Aqua har med henblik på at vurdere mulige konflikter mellem det planlagte muslingefiskeri og målsætningen for Natura 2000 området vurderet relevante uddrag fra Miljøministeriets Natura 2000 plan for Lovns Bredning (Miljøministeriet 2011), se boks 1.

Boks 1

Relevante uddrag fra Natura 2000 plan 2010-2015 (Miljøministeriet 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning: Lovns Bredning og Hjarbæk Fjord er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. Dette resulterer i nedsat sigtdybde, begrænsning af ålegræssets dybdeudbredelse, samt hyppige tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning påvirkes af disse forhold og dermed også fødegrundlaget for taffeland, troland og hvinand, der i forskellig grad lever af hvirvelløse dyr på bunden. Blishøne, der lever af vegetation, samt toppet skallesluger, der delvis lever af fisk, påvirkes også af det ustabile fødegrundlag.

Uhensigtsmæssig hydrologi: For Hjarbæk Fjord gælder det, at slusen ved Virksund virker som højvandssluse og i det meste af året skaber uhensigtsmæssig lagdeling (saltspringlag) i ca. 2 m dybde. En lomme af iltfattigt saltvand ligger derfor mere eller mindre permanent ved dæmningen.

Forstyrrelser: Forstyrrelser fra rekreative aktiviteter (jagt, vandski m.v.) på Lovns Bredning kan stedvis og i perioder udgøre forstyrrelser af rastende hvinand og toppet skallesluger. I sensommeren, mens arterne i en periode ikke kan flyve på grund af fældning af svingfjerene, er forstyrrelse særlig kritisk.

Miljøfarlige stoffer: Som det fremgår af vandplanen for Limfjorden er der konstateret miljøfarlige stoffer i koncentrationer, der overskrider midlertidigt fastlagte grænseværdier.

Invasive arter: Invasive vedplanter, er en trussel mod flere af områdets naturtyper og arter. I Lovns Bredning kan både de ikkehjemmehørende butblæret sargassotang, stillehavsøsters og dræbergopler være en trussel mod flere af de marine naturtyper og deres arter.

Fiskeri: Fiskeri med bundslæbende redskaber, hvorved der sker en fysisk ødelæggelse af de marine naturtype 1160-bugter og 1170-rev, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårdbund, sten og skaller, kan være en trussel mod områdets marine naturtyper.

Tilstand og bevaringsstatus/prognose

Der er endnu ikke udviklet et system til vurdering af tilstanden for alle lysåbne naturtyper, de marine naturtyper, større søer, vandløb samt fugle og andre arter.

Prognosen er gunstig eller vurderet gunstig for:

- Sangsvane, hvinand og hjejle. Arterne vurderes at have stabile eller stigende rastebestande i området.

Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for:

- De 4 marine naturtyper primært på grund af stor belastning med næringsstoffer fra oplandet. For 1170-rev gælder, at prognosen desuden er vurderet ugunstig som følge af fiskeri med bundslæbende redskaber.
- Stavsild (fundet i få eksemplarer ifm. fiskeundersøgelser i Limfjorden), flodlampret (kun få og udokumenterede observationer i området)
- Spættet sæl da artens forekomst i området er ustabil og utilstrækkeligt kendt.
- Toppet skallesluger, stor skallesluger og engsnarre på grund af meget fluktuerende bestande i området.

Målsætning

Det overordnede mål er at sikre eller genoprette gunstig bevaringsprognose for de naturtyper og arter, der udgør udpegningsgrundlaget i de enkelte Natura 2000-områder (jf. dog nedenfor om eventuelle modstridende interesser).

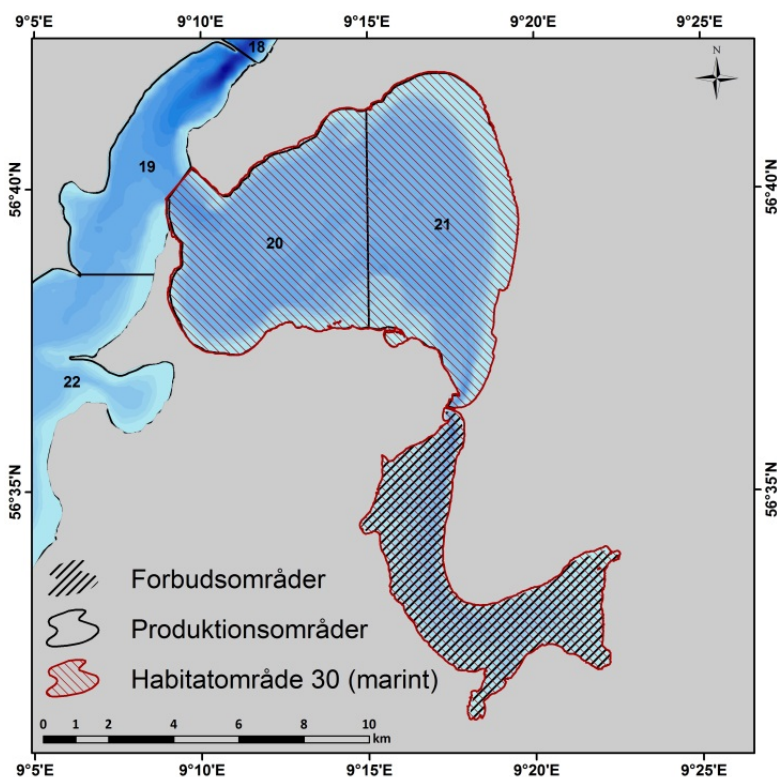
Overordnet målsætning for Natura 2000-området

Naturtyperne i Hjarbæk Fjord, Lovns Bredning og de større søer i området prioriteres at opnå gunstig naturtilstand. Dette forudsætter en god vandkvalitet, og at de marine områder får et substrat, der sikrer en udbredt undervandsvegetation. Dette vil tilfredsstille livsbetingelserne for de vigtige forekomster af trækkende vandfugle som bl.a. sangsvane og troldand. Områdets økologiske integritet sikres i form af en for naturtypen hensigtsmæssig drift/pleje og hydrologi, en lav næringsstofbelastning og gode sprednings- og etableringsmuligheder for arterne. Baggrund for den overordnede målsætning Områdets havområder har international betydning som rasteområde for de nationale ansvarsarter: sangsvane og troldand.

Konkrete målsætninger for naturtyper og arter

Naturtyper og arter skal have en gunstig bevaringsstatus.

For naturtyper og arter uden tilstandsvurderingssystem og/eller med en ukendt prognose er målsætningen gunstig bevaringsstatus. Det betyder, at tilstanden og det samlede areal af levestederne for områdets udpegede arter stabiliseres eller øges, således at der er grundlag for nedennævnte bestandstal eller – for arter uden bestandstalsmål – grundlag for tilstrækkelige egnede yngle- og fourageringsområder. Tilstanden og det samlede areal af levestederne for følgende trækfugle stabiliseres eller øges, således at der er grundlag for rastende/fouragerende bestande på ca. 10.000 stk. taffeland, ca. 9000 stk. troldand, ca. 10.000 stk. toppet skallesluger, ca. 3000 stk. stor skallesluger, ca. 15.000 stk. blishøne og ca. 400 stk. klyde. Tilstanden og det samlede areal af levestederne for følgende trækfugle stabiliseres, således at der er grundlag for rastende/fouragerende bestande på ca. 400 stk. sangsvane, ca. 12.000 stk. hvinand og ca. 5000 stk. hjejle.



Figur 3. Kort over Lovns Bredning og Hjarbæk Fjord, der viser Natura 2000 område H30. Derudover er produktionsområder for muslingefiskeri og forbudsområder vist.

4.1 Forvaltningen af muslingefiskeriet

Fiskeriet på blåmuslinger i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse nr. 155 af 07/03/2000 og bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006. Udover de lovmæssige reguleringer har Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013. Politikken bygger på, at muslingeproduktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver.

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.

Samlet set er det politikens mål at mindske påvirkningen af miljøet.

I forbindelse med politikens implementering skal Fødevareministeriet opstille kriterier for udarbejdelse af videnskabelige konsekvensvurderinger inden et fiskeri i Natura 2000 områder kan tillades. Dette skal ske for at kunne gennemføre en videnskabelig underbygget vurdering af muslingeskrabs betydning for Natura 2000 områdernes integritet. I den forbindelse skal der lægges vægt på:

- Bæredygtig muslingekvote
- Nultolerance for påvirkning af ålegræs i forhold til vandplanernes mål for udbredelse. Vanddybden hvorfra fiskeri må foregå justeres efterhånden som betingelserne for ålegræssets potentielle udbredelse forbedres ved bedre sigtddybde.
- Nultolerance for påvirkning af stenrev og biogene rev.
- Acceptabel påvirkning af bundfauna.
- Acceptabel mængde landinger af sten.
- Bæredygtig påvirkning af havpattedyr og fugle og andre beskyttelsesværdige arter.

Fødevareministeriet vil derudover udvikle en forvaltning med fokus på kumulativ arealpåvirkning fra muslingefiskeriet. Den maksimale kumulative påvirkning måles således på en række økosystemkomponenter (muslingebestand, forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna) baseret på kriterierne for beskrivelsen af marine naturtypers bevaringsstatus. Det maksimale niveau for acceptabel arealpåvirkning fastsættes til 15 % i 2013, dog således at ålegræsset ikke må påvirkes (arealpåvirkning = 0).

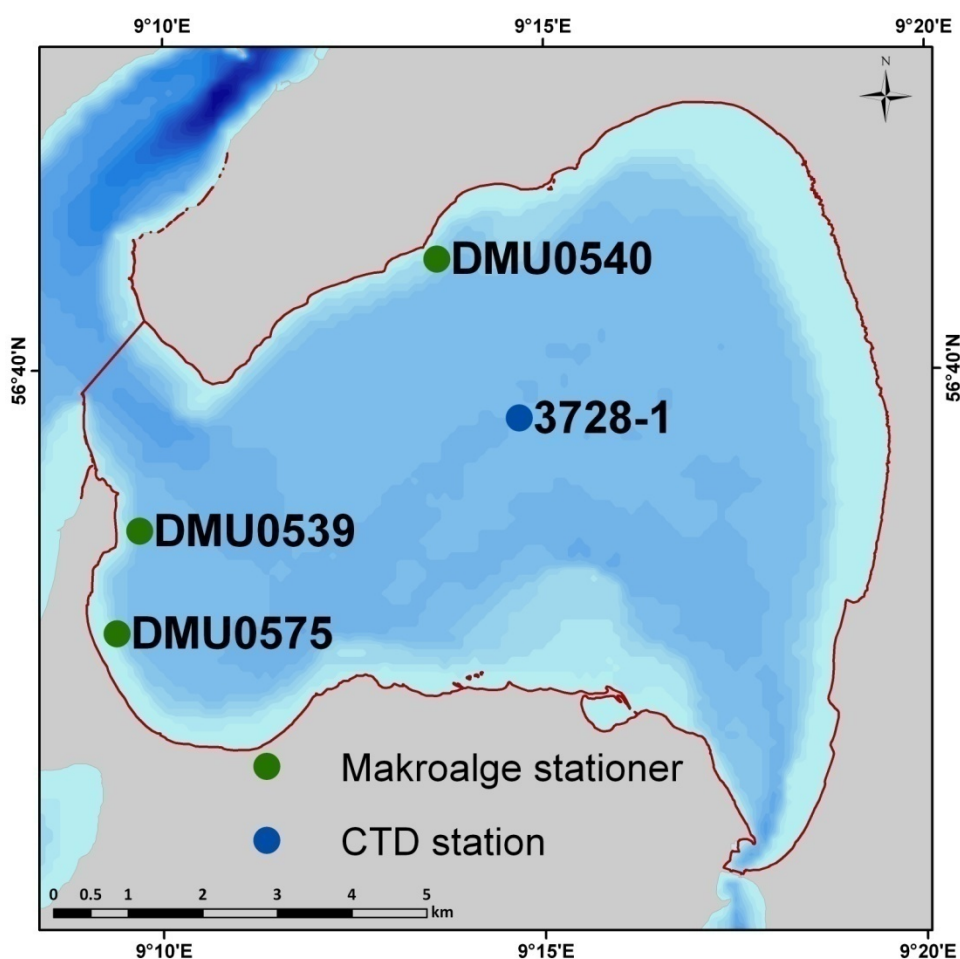
Hertil kommer vilkår med det formål at sikre den rette balance mellem fiskeri og miljø, som Fødevareministeriet har formuleret, og som især omhandler udøvelsen af fiskeriet. Kriterier, der vil ligge til grund for evt. tilladelser, vil være:

- Kumulativ effekt af tidligere sæsoners muslingefiskeri i form af arealpåvirkning.
- Mængden af ilandbragte sten, antallet af fartøjer pr produktionsområde mv.
- Påvirkning fra andre menneskelige aktiviteter som i samspil med muslingefiskeri påvirker udpegningsgrundlaget kumulativt.
- Udbredelsen af iltsvind af specifik betydning for muslingebestanden og dermed kvoten.

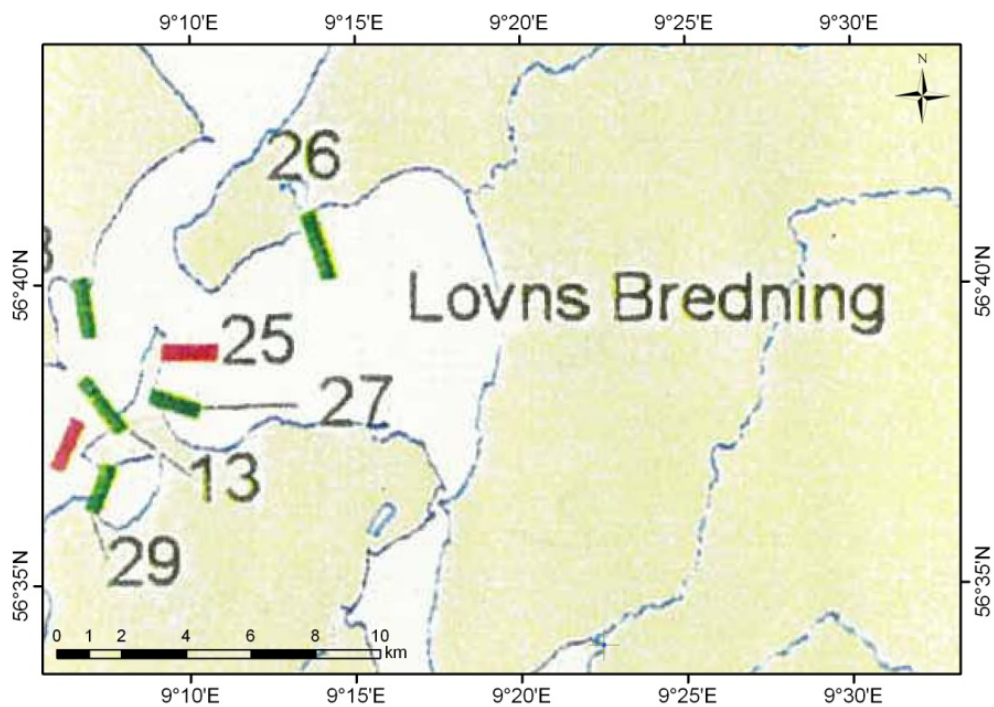
Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingefiskeriet vil blive evalueret.

5 Datagrundlag for konsekvensanalysen

Nedenfor præsenteres de data, der er tilgængelige for Natura 2000 området i Lovns Bredning (H30). Data for områdets miljøtilstand er primært indsamlet fra åbne kilder og inkluderer historiske undersøgelser, data fra Naturstyrelsens overvågning (NOVANA-programmet) samt DTU Aquas egne data. Naturstyrelsen har på en række faste stationer og transekter gennemført indsamling af data i forbindelse med de marine overvågningsprogrammer (Figur 4 og Figur 5), som er tilgængelig i DCE's databaser samt i faglige rapporter. For makroalger er stationer og transekter i mange tilfælde identiske – f.eks. er DMU0540 = Transekt 26, DMU0539 = Transekt 25 og DMU0575 = Transekt 27 (Figur 4 og Figur 5). Det er angivet med farvekode på Figur 5, hvor der bliver målt hhv. makroalger (rød) og ålegræs (grøn). DTU Aqua har gennemført bestandsundersøgelser af blåmuslinger i området, hvert år med få undtagelser, i perioden 1993 - 2013.



Figur 4. Målestationer placeret i Lovns Bredning anvendt i miljøovervågningen og prøvetaget af Naturstyrelsen og DMU. Ved station 3728-1 foretages bl.a. målinger af temperatur, ilt, salinitet, sigtddybe og sedimentforhold, mens der ved stationerne DMU0539, DMU0540 og DMU0575 foretages målinger af ålegræs og makroalger.

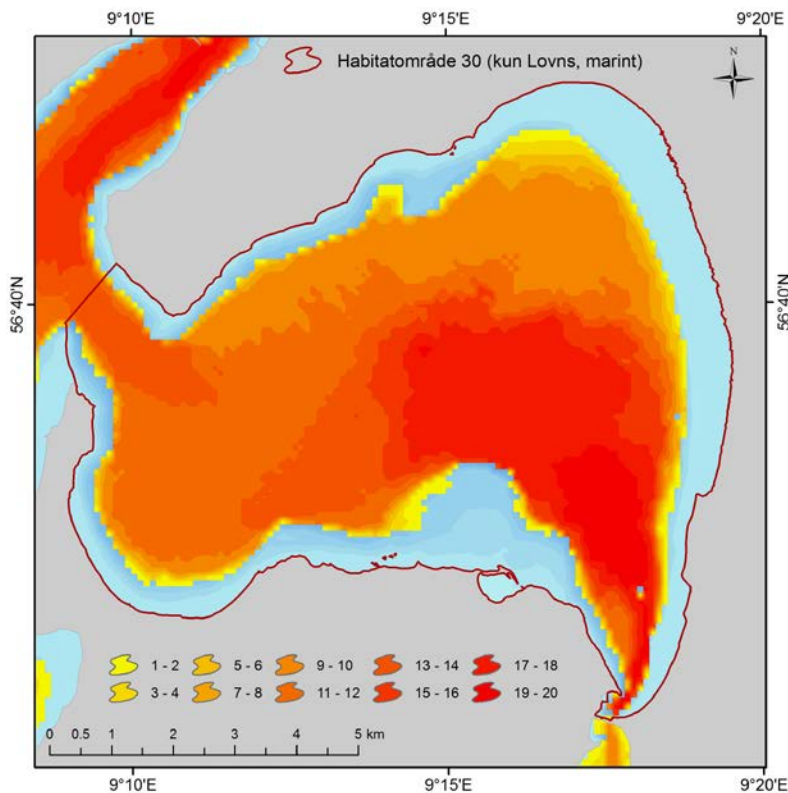


Figur 5. Transekter/stationer for monitorering af ålegræs og makroalger i miljøovervågningen foretaget af Naturstyrelsen og DMU. Faste transekter for makroalger er angivet med rød og transekter for ålegræs er angivet med grøn.

5.1 Iltforhold

Iltindholdet i Limfjorden er siden 1988 blevet målt af miljøcentre nu naturstyrelsen i Ringkøbing og Aalborg på en række faste stationer, herunder også i Lovns Bredning. I sommeren 2013 er der indtil videre blevet målt iltsvind eller kraftigt iltsvind i hele eller dele af Lovns Bredning i ugerne 26 - 32.

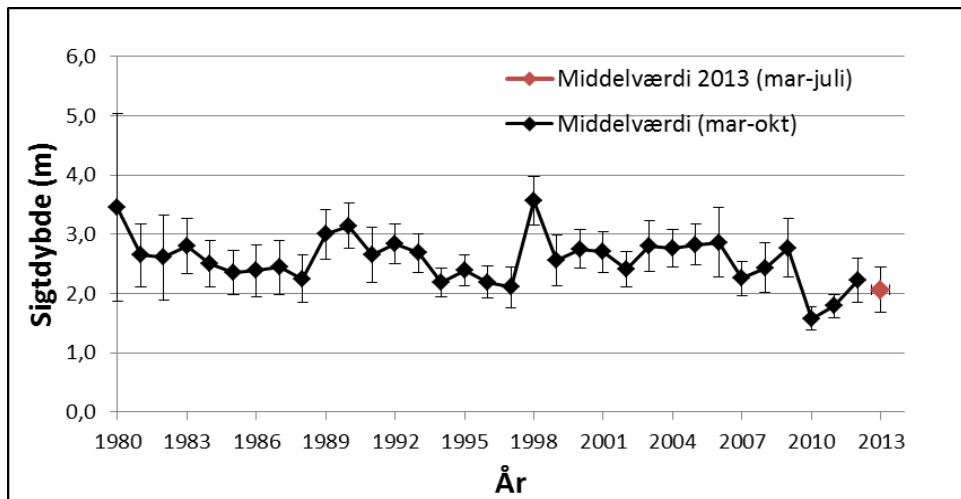
På Figur 6 er hyppigheden af kraftigt iltsvind, der kan forventes at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt, i Lovns Bredning i årene 1993 - 2012 vist. Som det fremgår af figuren, rammes store dele af den centrale del af området hvert år af kraftigt iltsvind.



Figur 6. Hyppigheden af kraftigt iltsvind, der kan forventes at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt, i Lovns Bredning i årene 1993 - 2012. Data baserer sig på Naturstyrelsens observationer på deres iltsvindstogter. Kraftigt iltsvind er defineret som <20 % iltmætning i 2 uger eller <10 % iltmætning i 1 uge.

5.2 Sigtdybde

Siden slutningen af 1970'erne er sigtdybden i Limfjorden blevet målt på faste stationer af amter/miljøcentre/Naturstyrelsen. Af disse ligger én station (3728-01) inden for Natura 2000 området i Lovns Bredning, hvorfra der findes målinger af sigtdybde siden 1980. Figur 7 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 1980 - 2012 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). Empiriske analyser i en række kystområder har vist en sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænsen for ålegræs og makroalger (se afsnit 7.5 og 7.6).



Figur 7. Den gennemsnitlige sigtdybde (± 2 S.E) i perioden marts - oktober ved målestation 3728-01 i perioden 1980-2013. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året ($n = 4-37$ per år) For 2013 er målinger fra marts til juli ($n = 16$) medtaget (Kilde: DMU MADS 2012 og Naturstyrelsen Vestjylland).

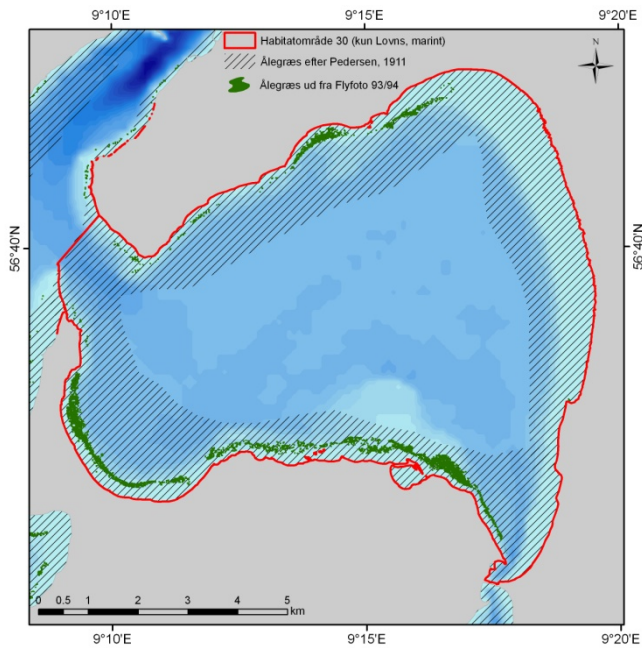
Sigtdybden har igennem hele perioden været ret konstant omkring 2 - 3,5 m. I 2010 faldt sigtdybden til det laveste niveau målt siden 1980, for igen at stige til $2,3 \pm 0,9$ m i 2012. I 2013 er sigtdybden i perioden marts - juli gennemsnitligt $2,1 \pm 1,0$ m.

5.3 Ålegræs

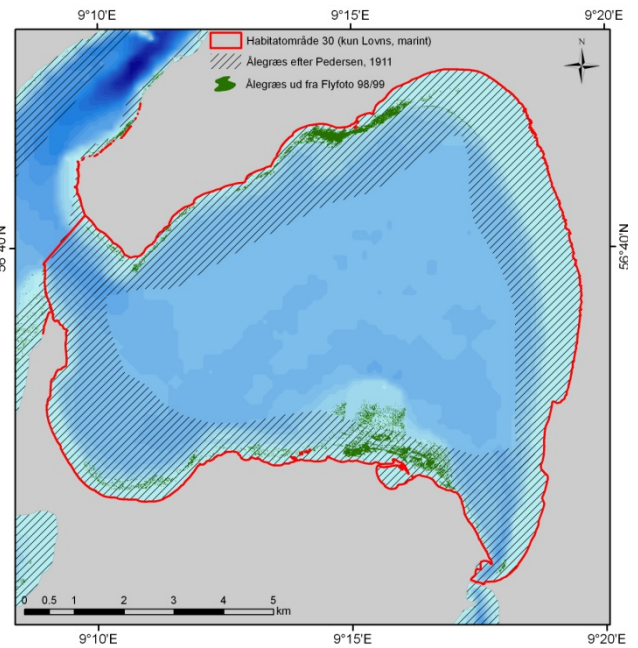
5.3.1 Historiske ålegræsundersøgelser

I starten af forrige århundrede undersøgte 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 8 og Figur 9). 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 Figur 8 og Figur 9. 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.



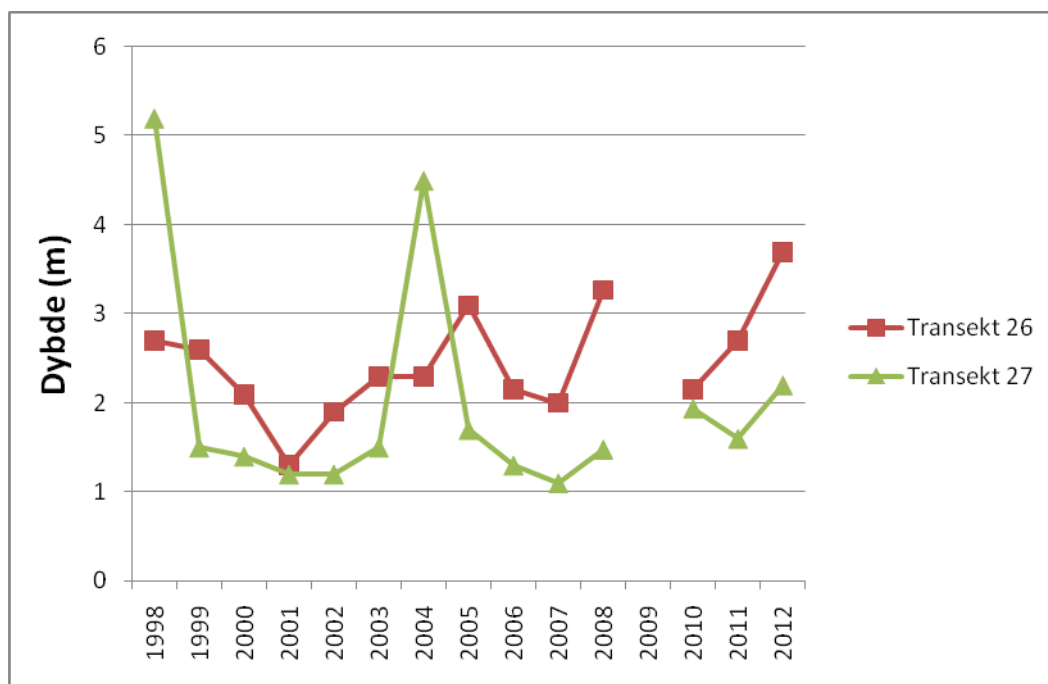
Figur 8. Historisk udbredelse af ålegræs ud fra undersøgelser af Petersen et al. (1911) (angivet med sort skravering). Endvidere er ålegræssets udbredelse i 1993/94 målt via flyfotos angivet med grønt. Dybder er angivet med blå med skift i farvetone for hver 1 m dybdeændring. (Kilder: Petersen et al. (1911) og DMU)



Figur 9. Historisk udbredelse af ålegræs ud fra undersøgelser af Petersen et al. (1911) (angivet med sort skravering). Endvidere er ålegræssets udbredelse i 1998/99 målt via flyfotos angivet med grønt. Dybder er angivet med blå med skift i farvetone for hver 1 m dybdeændring. (Kilder: Petersen et al. (1911) og DMU)

5.3.2 Data fra Naturstyrelsen

Dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på en række faste transekter og stationer (Figur 10). Relevant for Natura 2000 området Lovns Bredning er primært de to stationer/transekter Transekt 26 (DMU0540) og Transekt 27 (DMU0575).

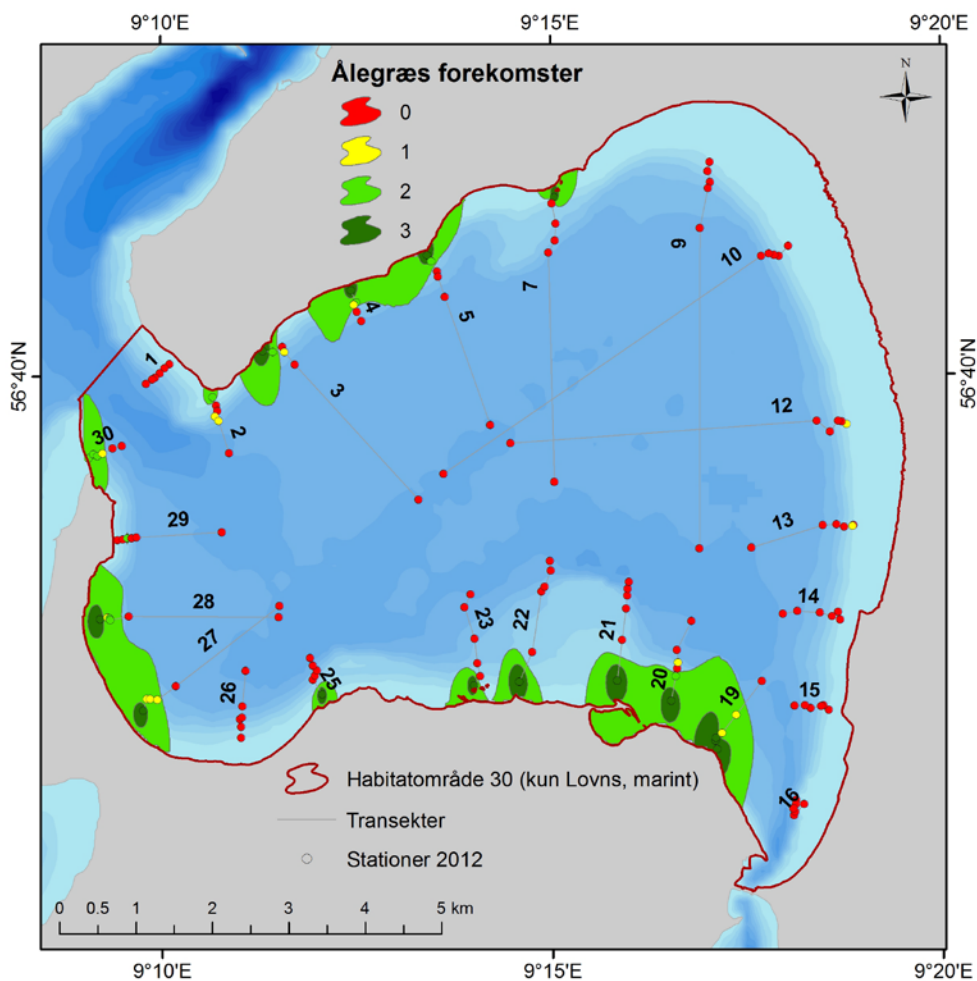


Figur 10. Maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Lovns Bredning i perioden 1988 – 2012 på transekt 26 og 27 indenfor Natura 2000 området i Lovns Bredning H30 (Miljøcenter Ringkøbing 2012). Der blev ikke monitoreret ålegræs i Lovns Bredning i 2009.

Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Lovns Bredning i 2011 var 3,7 m på transekt 26 og 2,2 m på transekt 27, hvilket er en stigning i forhold til 2010.

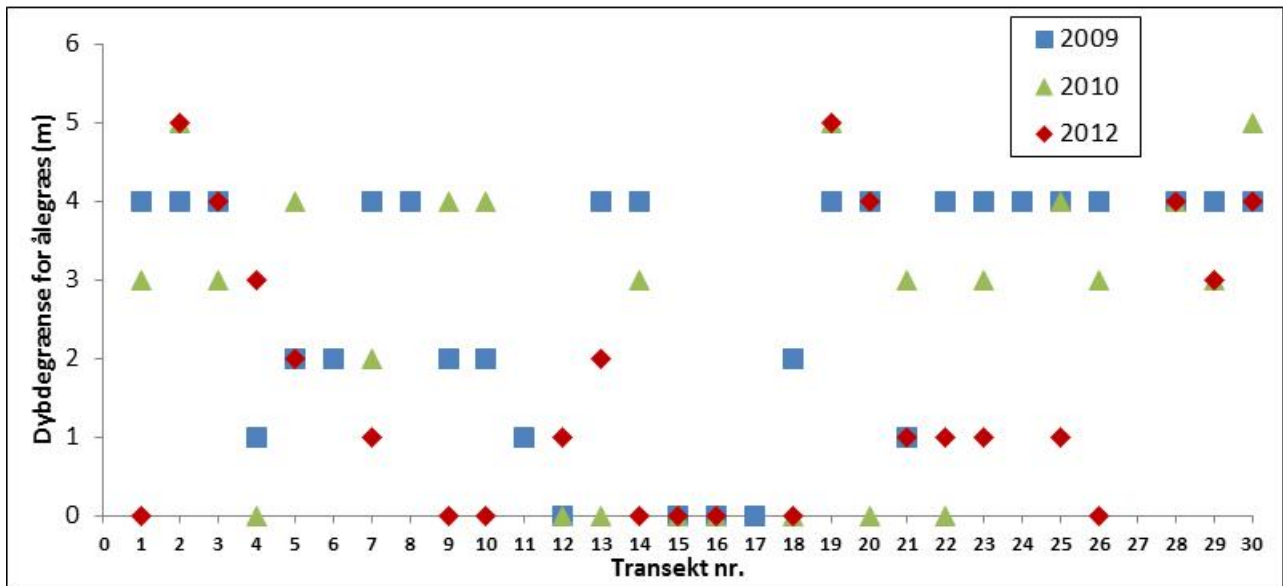
5.3.3 Data fra DSC og DTU Aqua

Dansk Skaldyrcenter (DSC) og DTU Aqua har i sommeren 2012 (juni-september) foretaget en omfattende monitorering af ålegræsset i Lovns Bredning. I løbet af perioden blev der på 24 transekter foretaget videomonitorering på 6 dybder: 1, 2, 3, 4, 5 og 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 = sammenhængende ålegræsbede, 2 = mindre spredte "klumper" af ålegræs og 1 = enkeltstående frøspirede planter (se Figur 11). Forekomsterne blev herefter interpoleret til at visualisere den mest sandsynlige rumlige fordeling i Lovns Bredning. Interpolationen giver mulighed for at sandsynliggøre potentielle forekomster af ålegræs i sammenhængende områder. I Figur 11 er sammenhængende bede vist med mørkegrønt og klumpede forekomster med lysere grønt. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter, da deres overlevelse er meget begrænset og svær at forudsige. Forekomst af frøspirede planter indgår dog i den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs i Lovns Bredning (Figur 12).



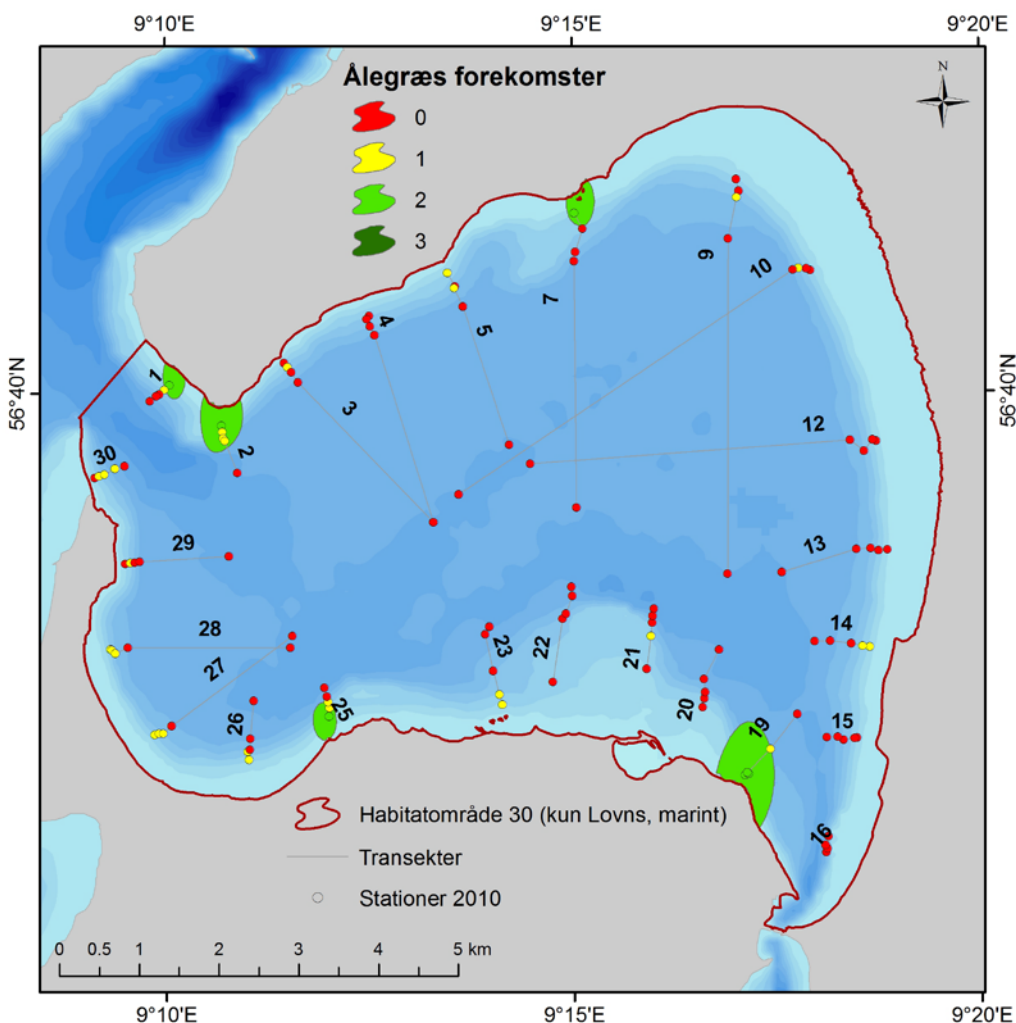
Figur 11. Dækningsgraden af ålegræs på 24 transekter i Lovns Bredning i 2012, hver bestående af 6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5, og 6 m, baseret på følgende kategorier af forekomst: Dækningsgrad 0 = Ålegræs er ikke observeret; 1 = enkeltstående frøspirede planter (kun vist som punkter); 2 = levende grønt ålegræs i isolerede mindre ”klumper”; 3 = tætte sammenhængende ålegræsbede. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for dækningsgrad 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 havbund.

På 71 % af transekterne på 1 m vanddybde blev der fundet ålegræs i en af de tre kategorier. På 3 m vanddybde der blev fundet ålegræs på 54 % af transekter, på 4 m blev der fundet ålegræs på 29 % af transekterne og på 5 m vanddybde 8 % af transekterne (transekt 2 og transekt 19). Her var der udelukkende tale om enkeltstående frøspirede planter. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 5 m og det gælder udelukkende for frøspirede planter med ringe chance for overlevelse (Valdemarsen et al 2009).



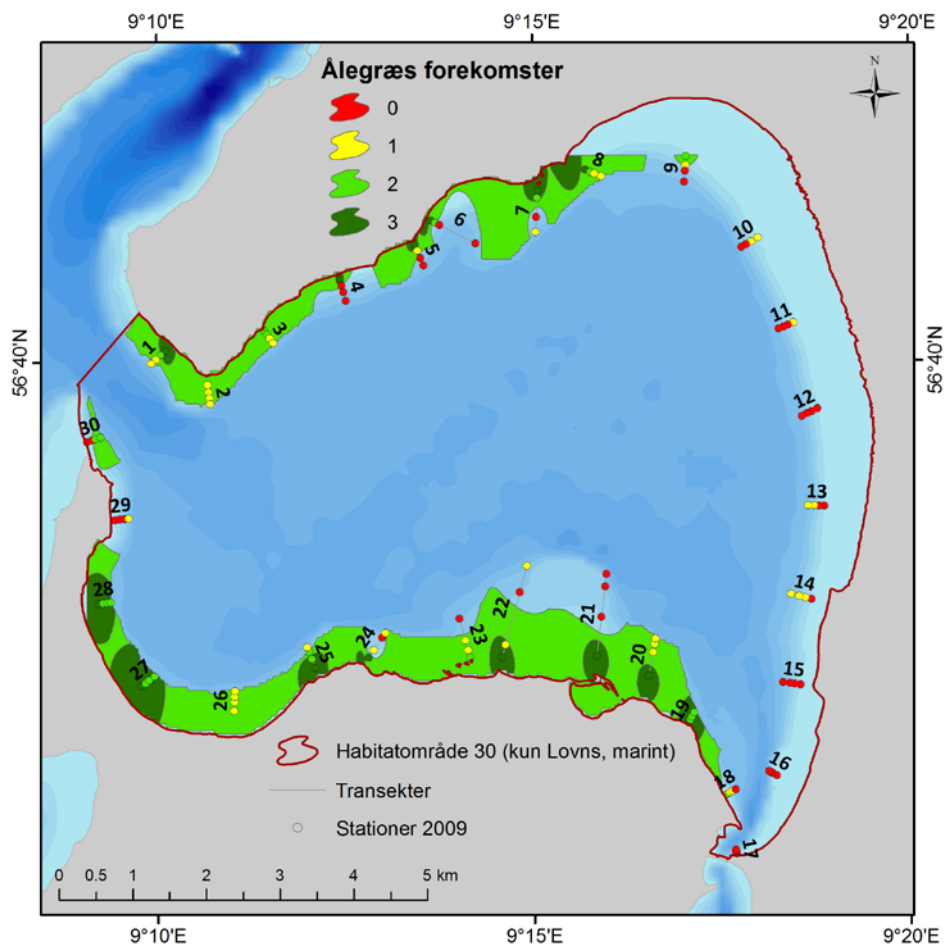
Figur 12. Observeret maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Lovns Bredning i 2009, 2010 og 2012 på 24-30 transekter. I 2009 blev der udelukkende foretaget målinger ud til 4 m. X-aksen præsenterer transekterne, vær opmærksom på at alle transekter ikke er monitoreret hvert år.

DTU Aqua og DSC har foretaget tilsvarende monitoringer i 2009 (30 transekter, 1-4 m) og 2010 (24 transekter, 2-6 m), dog indsamlet på et senere tidspunkt (oktober-november) med brug af videokamera med dårligere billedkvalitet og med knap så detaljeret oparbejdning af data (Poulsen et al 2010, Christoffersen et al 2012). I undersøgelserne fra 2009 og 2010 blev forekomsten af ålegræs inddelt i 4 kategorier, hvoraf én var tilstedeværelse af enkelte, helt eller delvist visnede strå. En efterfølgende re-analyse af videomaterialet suppleret med dykkerundersøgelser i indsamlingsårene har godtgjort, at denne kategori alene dækker over visnede, ikke rodfæstede blade, der er sekundært begravet i muddret og derfor ikke kan betragtes som værende levende ålegræs. I Figur 13 og Figur 14 er de re-analyserede data for henholdsvis 2009 og 2010 vist på tilsvarende vis som for 2012.



Figur 13. Dækningsgraden af ålegræs på 24 transekter i Lovns Bredning i 2010, hver bestående af 5 positioner på vanddybderne 2, 3, 4, 5 og 6 m, baseret på følgende kategorier af forekomst: Dækningsgrad 0 = Ålegræs er ikke observeret; 1 = enkeltstående frøspirede planter (kun vist som punkter); 2 = levende grønt ålegræs i isolerede mindre "klumper"; 3 = tætte sammenhængende ålegræsbede. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for dækningsgrad 2 og 3, men ikke 1. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 100 m havbund.

Ålegræsset i Lovns Bredning har baseret på disse studier haft varierende udbredelse. I 2009 var den maksimale dybdeudbredelse 4 m og på denne vanddybde var der ålegræs på 60 % af transekterne. I 2010 var den maksimale dybdeudbredelse 5 m med en forekomst på denne dybde på 13 % af transekterne. På 4 m var der i 2010 forekomst af ålegræs på 38 % af transekterne. Reduktionen i ålegræsudbredelsen mellem 2009 og 2010 på 4 m kan skyldes flere faktorer herunder to hårde vintre, iltsvind, variation i vegetativ forering og frøspiring, fiskeri med videre. Data fra 2012 svarer på flere vanddybder til data fra 2009.



Figur 14. Dækningsgraden af ålegræs på 30 transekter i Lovns Bredning i 2009, hver bestående af 4 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, og 4 m, baseret på følgende kategorier af forekomst: Dækningsgrad 0 = Ålegræs er ikke observeret; 1 = enkeltstående frøspirede planter (kun vist som punkter); 2 = levende grønt ålegræs i isolerede mindre ”klumper”; 3 = tætte sammenhængende ålegræsbede. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for dækningsgrad 2 og 3, men ikke 1. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 100 m havbund.

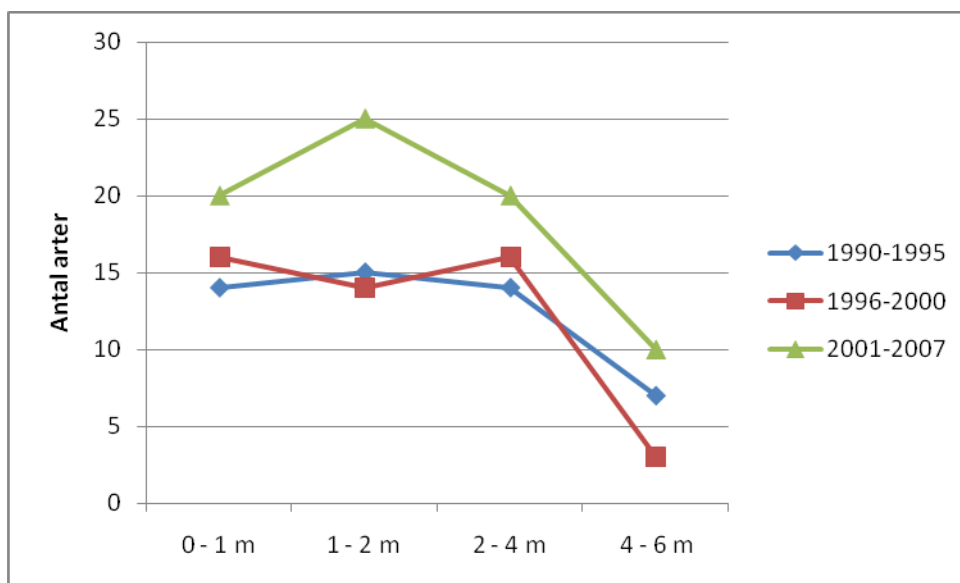
5.4 Makroalger

5.4.1 Data fra Naturstyrelsen

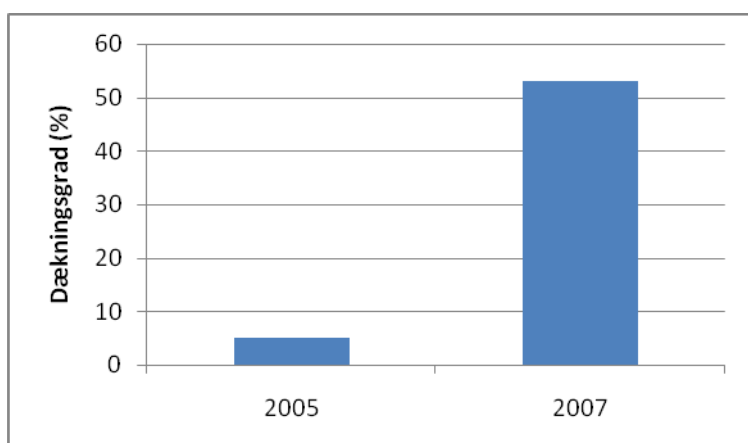
Forekomsten af makroalger i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på Transekt 25 (DMU0575) i Lovns Bredning. Miljøcenter Ringkøbing lavede ikke vegetationsundersøgelser i Lovns Bredning i 2009, og databaseproblemer har hindret at DTU Aqua kunne få data for 2010 - 2013. Datagrundlaget for makroalger er således usikkert. DTU vurderer dog, at datagrundlaget er tilstrækkeligt til nærværende analyse, idet denne ligeledes baseres på omfattende monitoring af makroalger foretaget af DSC og DTU Aqua i Lovns Bredning i 2009, 2010 og 2012 (se afsnit 5.4.2).

Data for makroalger er tilgængelige fra 1990 - 2007, vist i Figur 15. Endvidere er der særskilt kigget på sargassotang, som er en invasiv art, hvis udbredelse i de senere år har vakt bekymring. Udbredelsen af sargassotang er vist i Figur 16.

De nyeste data, der er tilgængelig for undersøgelsen, for makroalger i området er fra 2007. Makroalger er blevet monitoreret og observeret ud til maksimalt 4,6 m i Lovns Bredning i perioden 2001 til 2007. På Transekt 25 (Figur 15). Ved monitoringerne ned til 4,6 m er der flere algearter og >1 % dækningsgrad af algearterne, hvilket gør det rimeligt at formode, at der findes makroalger dybere end 4,6 m. Dybdegrænsen for makroalger i Lovns Bredning er derfor ukendt, men ifølge de tilgængelige data mindst 4,6 meter.



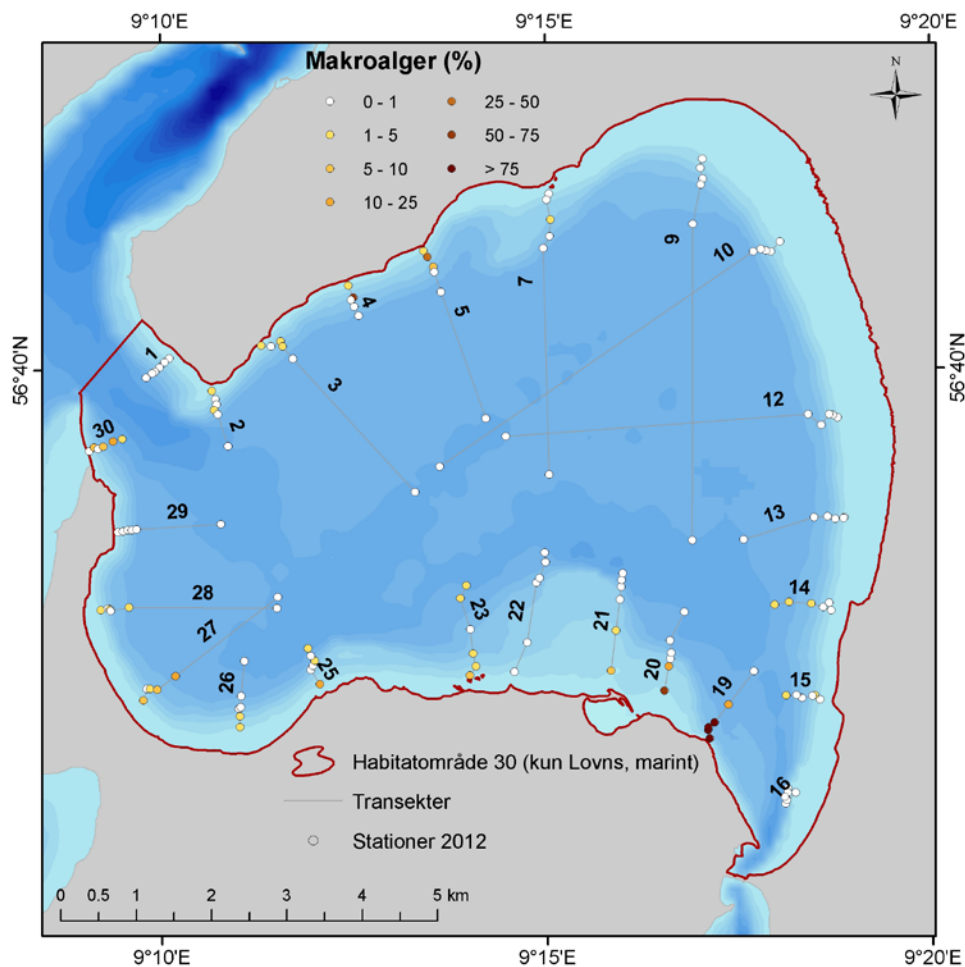
Figur 15. Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 25 (Station DMU0575) opdelt i tre tidsperioder indenfor 1990 – 2007.



Figur 16. Forekomsten af den invasive makroalge *Sargassum muticum* ved Transekt 25 (Station DMU0575) på dybden 1-2 m i perioden 1990-2007.

5.4.2 Data fra DSC og DTU Aqua

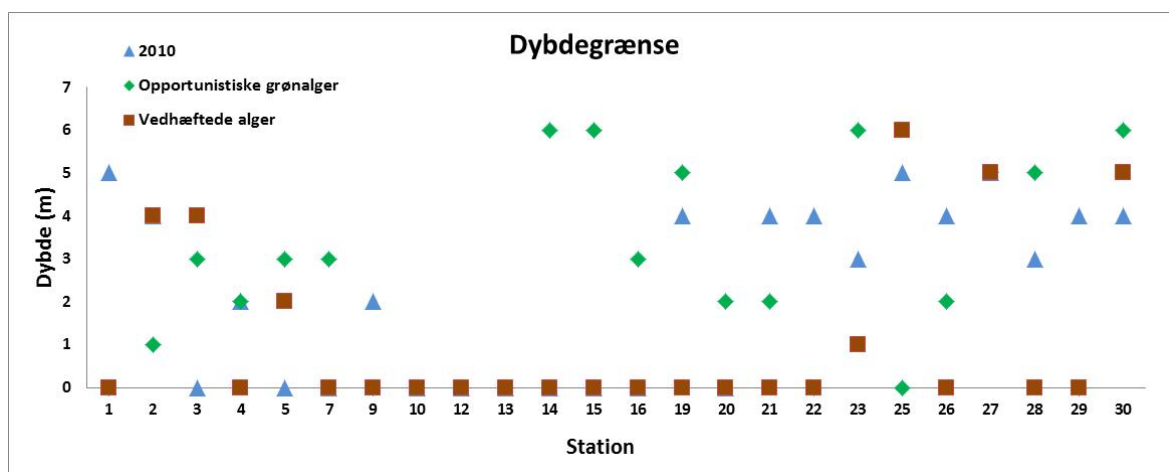
Dansk Skaldyrcenter/DTU Aqua gennemførte i sommeren (juli-september) 2012 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Lovns Bredning. Der blev udlagt 24 transekter, hvor der på hver af dybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m (stationerne er vist i Figur 17) blev trukket en slæde påmonteret et HD videokamera ca. 90 m langs dybdekonturen og fortrinsvis parallelt med kysten. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i de overordnede grupper: Rødalger (minus skorpeformede rødalger), skorpeformede alger, brunalger (minus sargassotang), sargassotang, opportunistiske brunalger (epifytiske arter) og opportunistiske grønalger (ikke-fastsiddende arter).



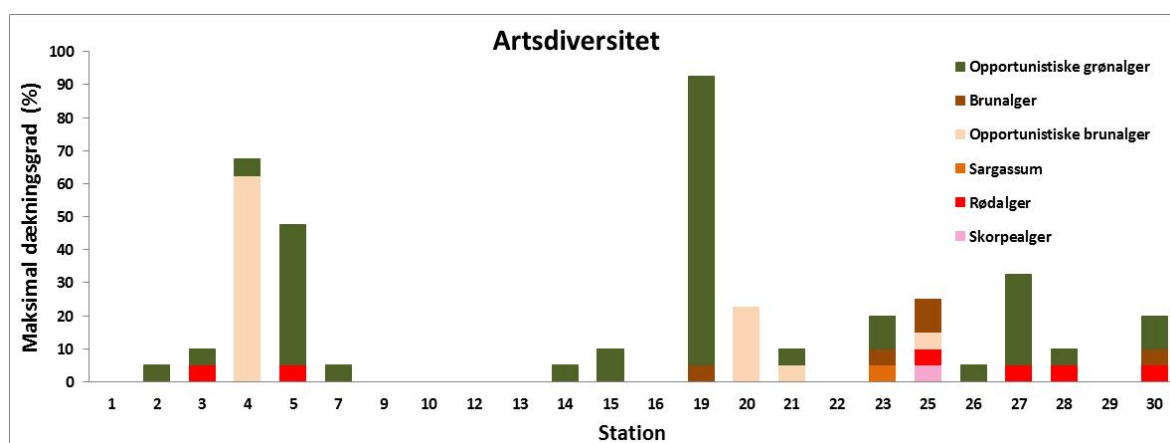
Figur 17. Udbredelsen af makroalger i Lovns Bredning i juli-september 2012. Farvekoden angiver dækningsgrader i procent-intervaller på punkter ved 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m dybde langs 24 transekter. Figuren er lavet på baggrund af observationer fra videomoniteringen i Lovns Bredning. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer med skift for hver meter. For hver punkt blev der monitoreret ca. 90 m havbund parallelt med kysten.

I 2012 blev der fundet makroalger på 66 % af transekterne. Der blev fortrinsvis fundet makroalger på lavt vand, men max. dybdeudbredelse var 6 m. Der blev fundet makroalger på 6 meters dybde på 21 % af transekterne i 2012. På Figur 17 er vist tilstedeværelse og dækningsgrader af makroalger på transekterne. På

Figur 18 er vist dybdeudbredelsen fordelt på henholdsvis fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (som fx brunalger) og ikke-fastsiddende, opportunistiske arter (fx søsalat eller krølhårstang). 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 19 fremgår det, at algesamfundene i Lovns Bredning er dominerede af opportunistiske arter, fortrinsvis ikke-fastsiddende grønalger som søsalat og krølhårstang eller epifytiske brunalger. Af karakteristiske habitatformende arter var der kun begrænsede forekomster af rødalger og på et enkelt transekt også sargassotang. Samlet set er makroalgesamfundet i Lovns Bredning en afspejling af et meget eutrofieret område.

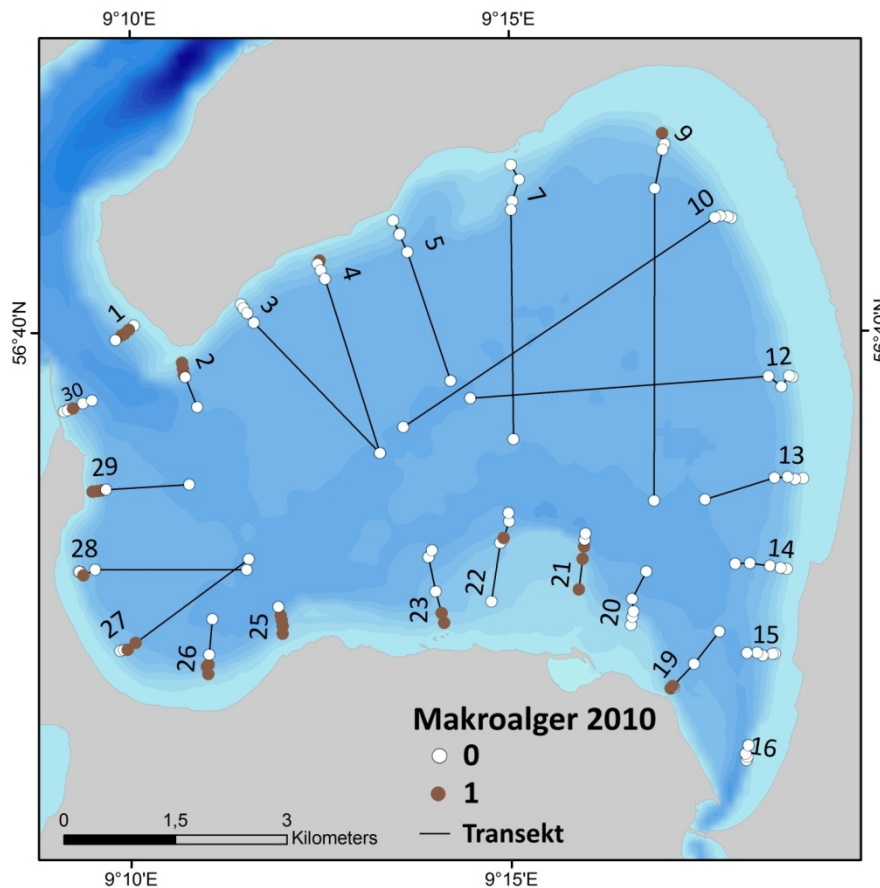


Figur 18. Dybdegrænse i Lovns Bredning i juni-september 2012 på 24 transekter for makroalgegrupperne fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (firkanter) og ikke-fastsiddende, opportunistiske arter (trekanter) fordelt på 24 transekter. Data fra undersøgelsen i 2010 er indtegnet (ruder), her blev makroalgerne dog ikke identificeret til art eller gruppe.



Figur 19. Dækningsgrad og sammensætning af overordnede grupper af makroalger på 24 transekter i Lovns Bredning i juli-september 2012. De forskellige grupper er angivet med forskellige farver. For hver transekt er punktet med størst dækning af de enkelte grupper valgt. Transekterne bestod af punkter i 1, 2, 3, 4, 5, og 6 m dybde. På hvert punkt blev der foretaget videomonitoring på ca. 90 m parallelt med kysten.

I 2010 blev der fundet makroalger på 58 % af de videomonitorerede transekter (Figur 20) på vanddybderne 2, 3, 4, 5 og 6 m (Poulsen et al 2010). I 2010 blev transekterne gennemført i november måned og der blev ikke foretaget identifikation af arter eller grupper. Der var i 2010 makroalger ud til 5 m på 12 % af transekterne.



Figur 20. Udbredelsen af makroalger i Lovns Bredning i november 2010 baseret på videomonitoring på 24 transekter med observationer i 2, 3, 4, 5 og 6 m vanddybde på ca. 100 m havbund på hvert transekt. "0" angiver ingen forekomst af makroalger, "1" angiver forekomst af makroalger. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer med skift for hver meter.

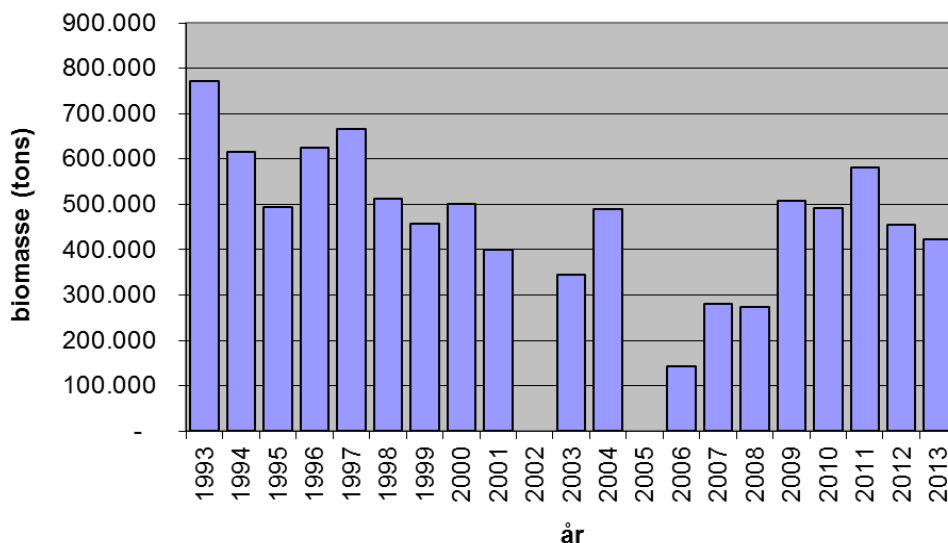
I 2009 var der forekomst af makroalger på 80 % af 30 transekter. Transektundersøgelsen i 2009 blev gennemført i oktober måned, men kun på vanddybder ud til 4 m. Makroalgerne blev ikke bestemt til art eller gruppe.

5.5 Blåmuslinger

5.5.1 Undersøgelser af blåmuslinger i Limfjorden (1993 - 2013)

DTU Aqua har siden 1993 årligt vurderet bestanden af blåmuslinger i Limfjorden med undtagelse af 2002 og 2005 (Figur 21). I perioden 1993 - 1999 og 2011 - 2013 er bestandsundersøgelserne gennemført i forårsperioden, og i 2000 - 2009 er undersøgelserne gennemført i sensommermånederne.

Undersøgelsen i marts måned 2013 viser en samlet biomasse af blåmuslinger i Limfjorden på vanddybder >



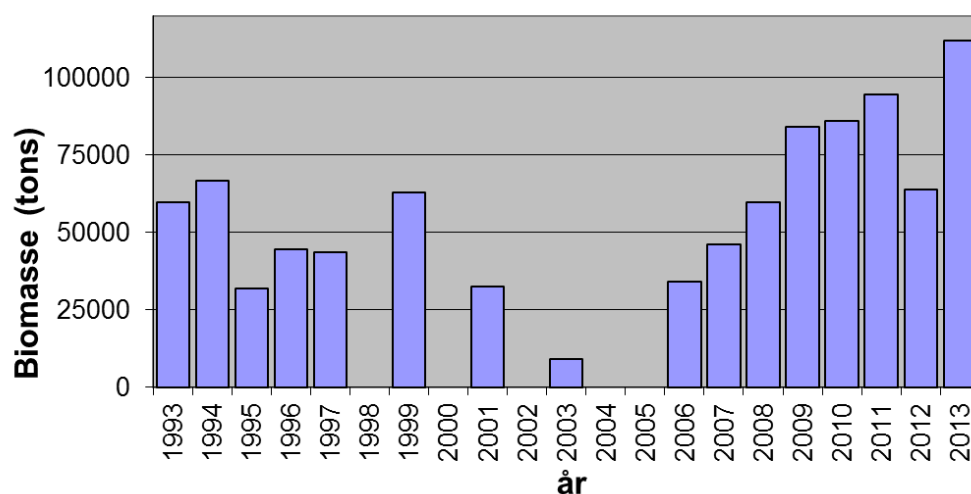
Figur 21. Bestandsstørrelsen af blåmuslinger i Limfjorden vest for Løgstør, opgjort i områder dybere end 3 m, og som var åbne for fiskeri 1993 - 2013. Fra 1995 - 2013 indgår bestandene i Nisum Bredning ikke i bestandsopgørelserne.

3 m på ca. 423.000 t i 2013 mod 454.000 t i 2012, hvilket er et fald på 7 % i forhold til 2012.

5.5.2 Lovns Bredning 1993 - 2013

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i marts 2013 angiver en bestand på 112.000 t blåmuslinger i Lovns Bredning på vanddybder større end 3 m (Figur 22). Bestanden af blåmuslinger 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. Kun Lovns Bredning indgår i beregningerne, dvs. Hjarbæk Fjord er udeladt.

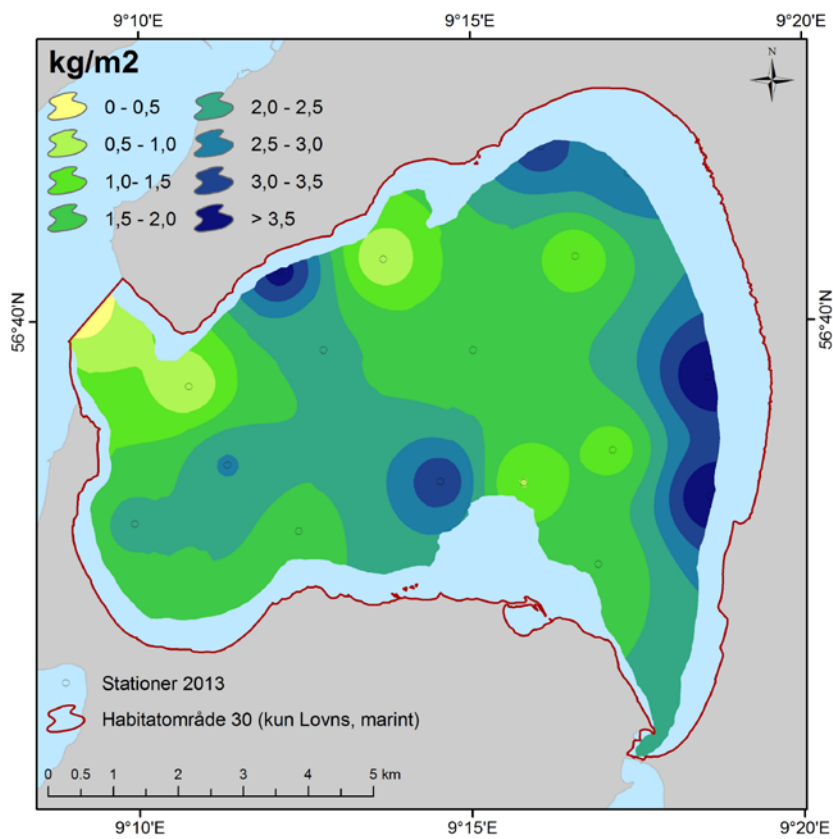
Blåmuslingebestanden i Lovns Bredning



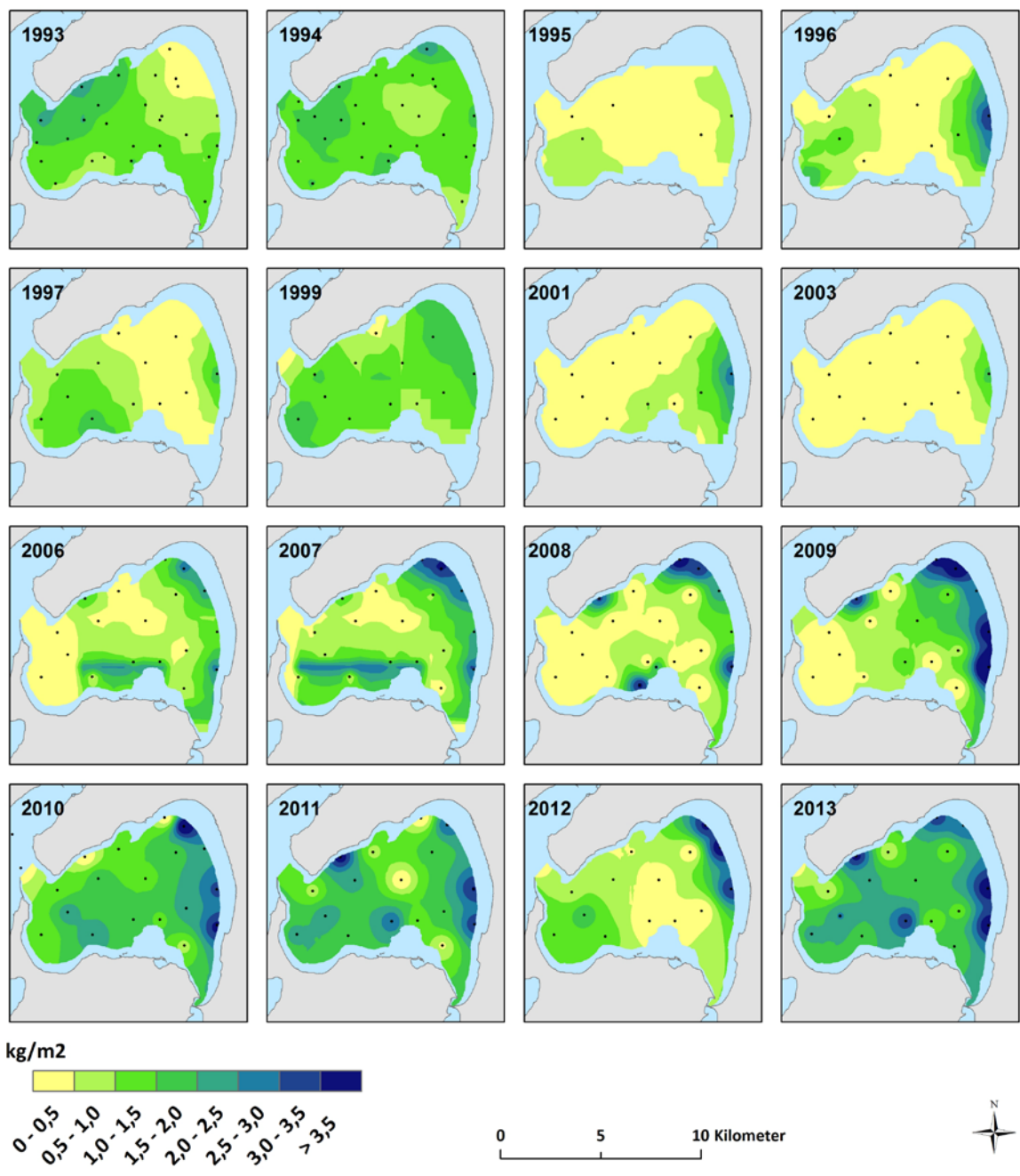
Figur 22. Bestandsudviklingen i Lovns Bredning i 1993-2013 på dybder >3 meter. Der blev ikke foretaget undersøgelser i 1998, 2000 og 2004 - 2005.

Muslingebestanden på >3 m dybde i Lovns Bredning er steget ca. 75 % i forhold til 2012. Udbredelsen af bestanden er vist på Figur 23 og Figur 24. Blåmuslingebestanden på <3 m dybde indgår ikke i den beregnede biomasse.

Blåmuslingebestanden blev endvidere bestemt ud fra videomonitering af transekterne præsenteret i ålegræs- og makroalgeafsnittet (afsnit 5.3.3 og 5.4.2). Biomassetætheden blev bestemt fra videotransektundersøgelserne ved at transformere den maksimale dækningsgrad af muslinger (100 %) til et maksimum antal muslinger pr m^2 . Dette er gjort ved billedanalyse i udvalgte områder. Derefter blev antallet af muslinger multipliceret med den gennemsnitlige vægt af muslingerne fundet i skrabeundersøgelsen ($11,85 \text{ g ind}^{-1}$). 100 % dækningsgrad korresponderede til 34 kg m^{-2} . Dette estimat blev valideret af muslingefiskere, der angiver, at deres maksimum fangst ligger omkring 40 kg m^{-2} . Den gennemsnitlige biomassetæthed for fiskekasserne 1 - 3 blev på denne måde estimeret til $6,4 \text{ kg m}^{-2}$. DTU Aqua har på baggrund af deres monitoringstogter, som udelukkende foregår på vanddybder >3 m, estimeret biomassen i områder med en tæthed $>1 \text{ kg m}^{-2}$ til at være $3,1 \text{ kg m}^{-2}$. I de videre beregninger er anvendt et gennemsnit mellem de 2 estimater på $4,75 \text{ kg m}^{-2}$. Denne tæthed af muslinger er estimeret for fiskekassernes fulde udstrækning og vil således være gældende både for fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsfiskeri.



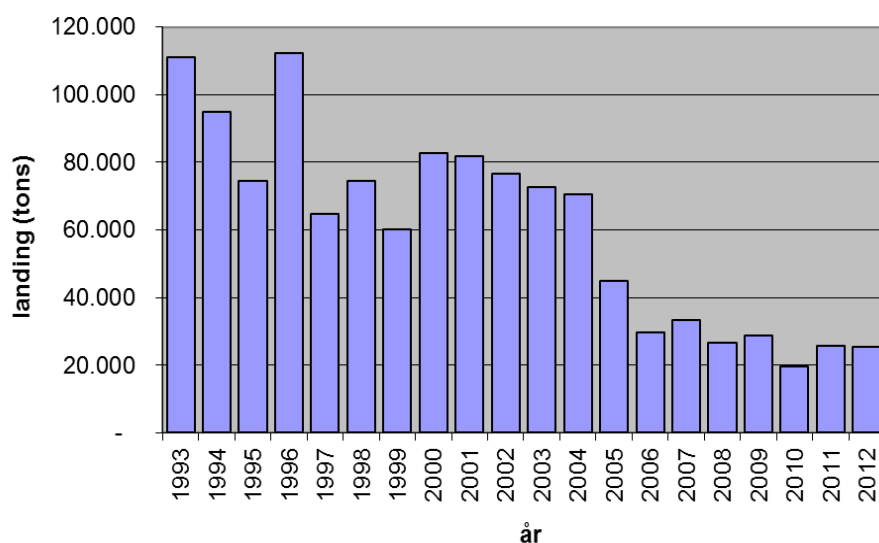
Figur 23. Udbredelseskort, der viser fordelingen og tætheden af blåmuslinger på større dybde end 3 m i Lovns Bredning i marts 2013.



Figur 24. Udbredelsen af blåmuslinger i Lovns Bredning i perioden 1993 - 2013 på dybder >3 m.

5.6 Fiskeri i området

Fiskeri efter blåmuslinger i Limfjorden udgør omkring 50 - 90 % af det samlede blåmuslingefiskeri i Danmark i dag. Størrelsen af landingerne fra Limfjorden viser et fald fra ca. 100.000 ton i 1990'erne til ca. 25.000 ton i de senere år (Figur 25). Faldet i fiskeriet afspejler faldende afsætningsmuligheder og manglende adgang til muslinger med den rigtige kvalitet i forhold til størrelse og kødindhold. Landingerne har de senere år været lavere end produktiviteten i muslingebestanden og fiskeriet efter blåmuslinger i Limfjorden anses derfor for at være bæredygtigt i forhold til bestanden af muslinger (Notat fra DTU Aqua 2006).



Figur 25. Landinger af blåmuslinger i Limfjorden i perioden 1993 - 2012.

Fiskeriet af blåmuslinger i Lovns Bredning (Produktionsområde 20 - 21) har i perioden 2005 - 2012 ligget på op til 3.500 t (Tabel 1). I 2012 blev der landet 54 t i Lovns Bredning. Der er ikke landet muslinger fra produktionsområde 21 de sidste 4 år. En opgørelse af landinger pr. fiskesæson kan se i Tabel 5 under kumulative effekter (Afsnit 9).

Tabel 1. Landinger (ton) af blåmuslinger i Lovns Bredning opgjort pr år i perioden 2003 - 2012.

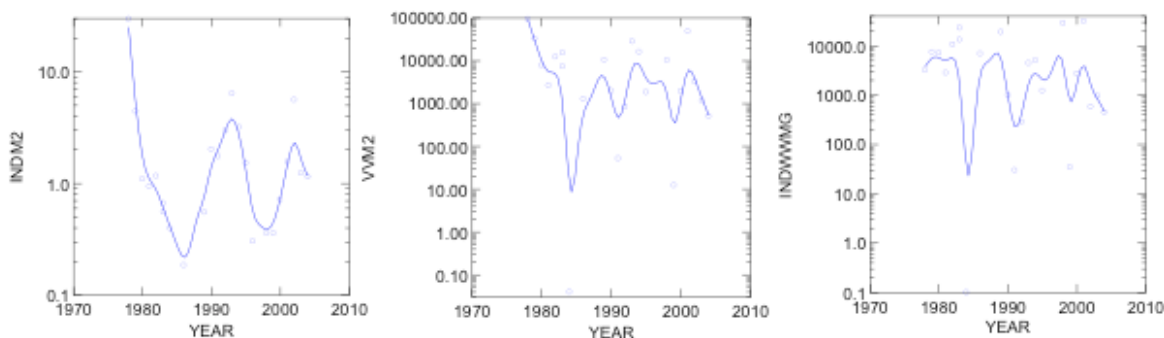
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
område 20	2483	2430	2528	872	350	297	377	54
område 21	122	1086	984	39	0	0	0	0
sum	2605	3516	3512	911	350	297	377	54

5.7 Søstjerner

5.7.1 Data fra DMU

I 2008 sammenfattede Danmarks Miljøundersøgelser data om forekomst af søstjerner i Limfjorden i perioden 1979 - 2005 (Holtegaard et al 2008) indsamlet af amterne omkring Limfjorden i regi af NOVA-programmet eller i regionale programmer og fra 2004 i regi af det nationale program for overvågning (NOVANA). Prøverne er oftest taget med en HAPS sampler (indsamlingsareal 0,0143 m²) eller før 1984 oftest med en Van Veen grab (indsamlingsareal 0,1 m²). Begge samplere er primært beregnet til indsamling af infauna, og estimering af tætheden af store, epifaunale arter med en klumpet fordeling kan være forbundet med en betydelig usikkerhed. Der er endvidere indsamlet data med uens frekvens i de forskellige delbassiner i fjorden (for nærmere beskrivelse se Holtegaard et al 2008).

Sammenfatningen viste, at beregnet på alle prøver inkl. 0-prøver uden søstjerner svingede bestandstætheden med et sinusforløb i perioden 1979 - 2005 (Figur 26) med højeste niveauer i slutningen af 1970'erne, starten af 1990'erne og starten af 2000'erne og de laveste niveauer i slutningen af 1980'erne og 1990'erne. De største tætheder for hele fjorden var omkring 5 - 7 ind. m⁻² og de laveste var på 0,1 - 0,3 ind. m⁻². Udviklingen i biomasse over tid korrelerer ikke med udviklingen i tæthed, hvilket kun delvist kan forklares af forskelle i vægt af de enkelte søstjerner (Figur 26). Den individuelle vægt af søstjernerne vil sandsynligvis være underestimeret ved indsamling med HAPS, da prøvetagningsinstrumentet ikke vil indsamle hele, store søstjerner. En tæthed på 5 - 7 ind. m⁻² vil med en vægt af søstjerner på 77 g, som er den gennemsnitlige individuelle vægt af søstjerner fundet i DTU Aquas undersøgelser i 2013 (se nedenfor) give en biomasse på 0,4 - 0,5 kg m⁻² eller 26 - 37.000 t søstjerner i Lovns Bredning.



Figur 26. Tidslig udvikling af individthæthed (INDM2), biomasse (VVM2) og individvægt (biomasse/individthæthed; INDWWMG) af søstjerner i Limfjorden baseret på alle målinger i det nationale overvågningsprogram. Data fra Holtegaard et al (2008).

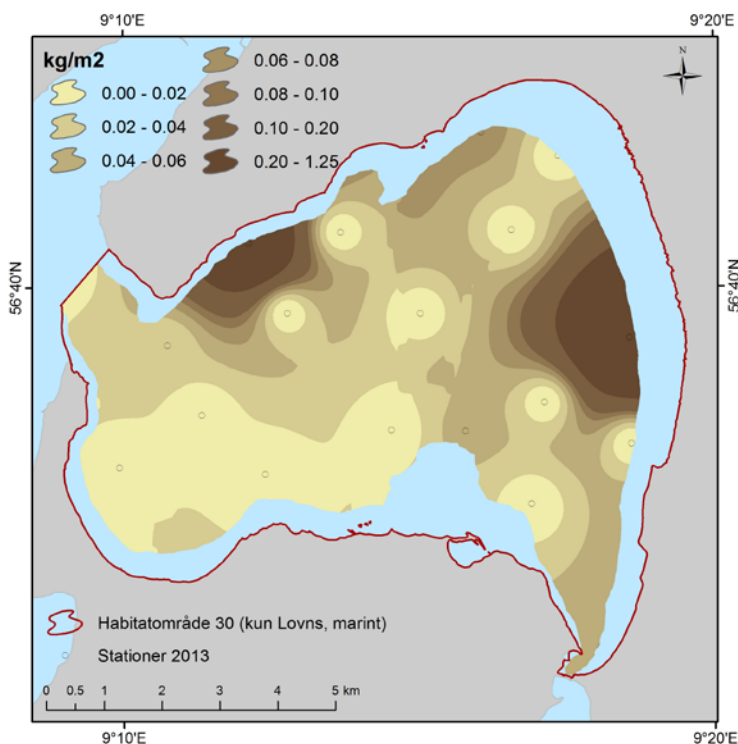
Der blev ikke fundet en signifikant tidslig udvikling for søstjerner i undersøgelsen af data fra perioden 1979 - 2005 (Holtegaard et al 2008). Geografisk var der hyppigst forekomst af søstjerner i Venø Bugt og Løgstør Bredning med tilstødende områder og mindst hyppig forekomst i Skive Fjord og Lovns Bredning (Holtegaard et al 2008).

5.7.2 Data fra DSC og DTU Aqua

DTU Aqua har siden 1993 årligt vurderet bestanden af blåmuslinger i Limfjorden (Christoffersen et al 2011) med undtagelse af 2002 og 2005. I perioden 1993 - 1999 og 2011 - 2013 er bestandsundersøgelserne gennemført i forårsperioden, og fra år 2000 - 2009 er undersøgelserne gennemført i sensommermånederne. I forbindelse med bestandsopgørelser af muslinger er der indsamlet informationer om søstjerner om end med varierende intensitet. Prøveskraberens effektivitet er for søstjerner bestemt til at være 50 % (Dolmer 2008). Der er ikke udviklet specifikke metoder til bestemmelse af søstjernebiomasse, men DTU Aqua vurderer, at de indsamlede data kan give størrelsesorden for biomassen samt vil afspejle de relative tidslige variationer i søstjernebestandens udvikling.

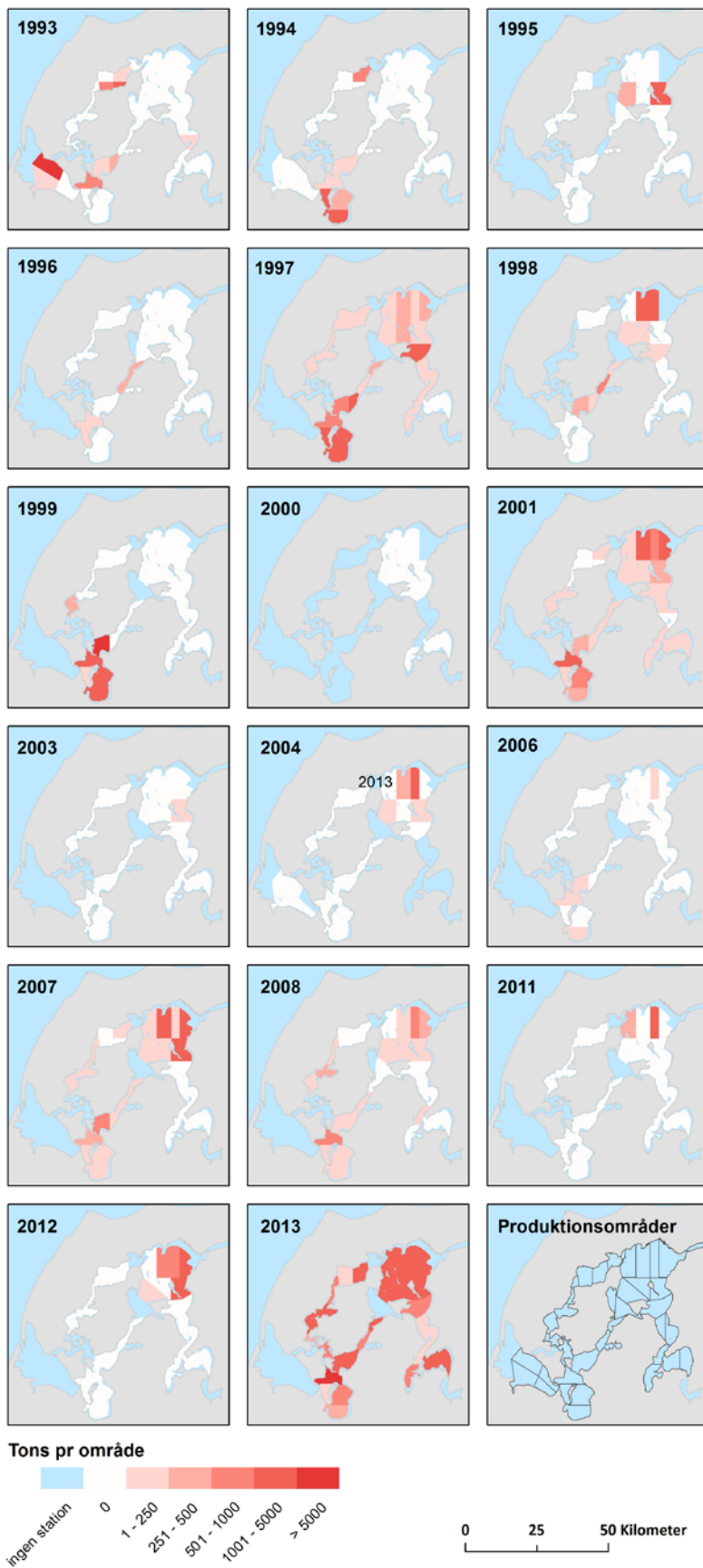
I 2013 har DTU Aqua indsamlet data på 17 punkter i Lovns Bredning. På alle punkterne er søstjerner talt og vejret. Ved at anvende samme metode som bliver brugt til bestemmelse af bestande af blåmuslinger men med en redskabseffektivitet på 50 %, kan bestanden af søstjerner for hele Lovns Bredning bestemmes til ca. 4.500 t i marts 2013. Tætheden af søstjerner i undersøgelsen i 2013 var 1 ind. m⁻². Fordelingen af søstjerneerne er vist i

Figur 27. Der skal i forståelsen af både estimatet af biomassen af søstjerner i Lovns Bredning og fordelingen tages højde for, at metoden til bestemmelse af søstjerner ikke på samme måde er valideret og dokumenteret som for blåmuslinger. Derfor er estimaterne behæftet med en større usikkerhed end estimaterne af muslinger.



Figur 27. Udbredelseskort for søstjerner i Lovns Bredning i marts 2013 med fordeling og tæthed af søstjerner på vanddybder >3 m.

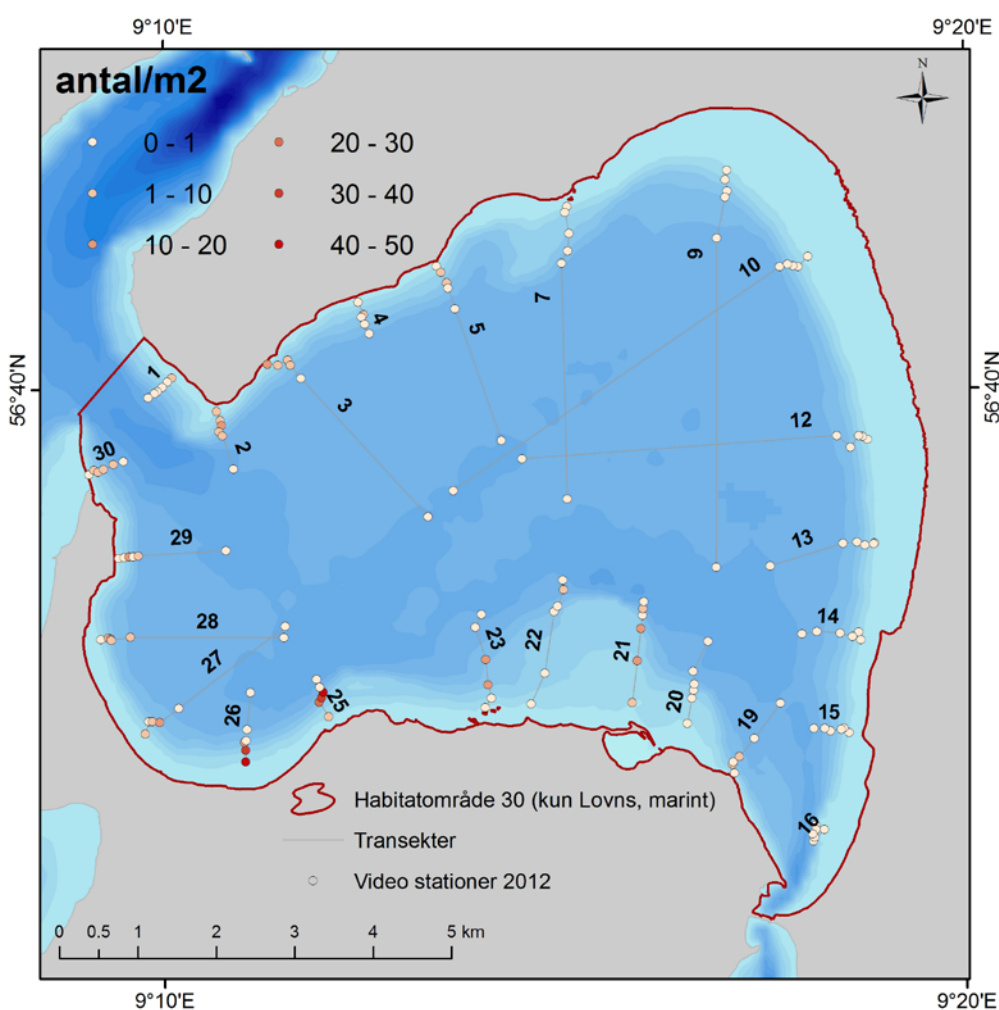
Under brug af denne metode er variationen i biomasse og fordelingen af søstjerner i Limfjorden vist for perioden 1993 - 2013 i Figur 28. Udover usikkerhederne beskrevet ovenfor ved selve metoden er der lagt forskellig intensitet i indsamlingen af søstjerne-data mellem årene. I forhold til DMU's analyse af tæthed og biomasse er der kun begrænset sammenhæng med data fra DTU Aquas monitoring af søstjerner.



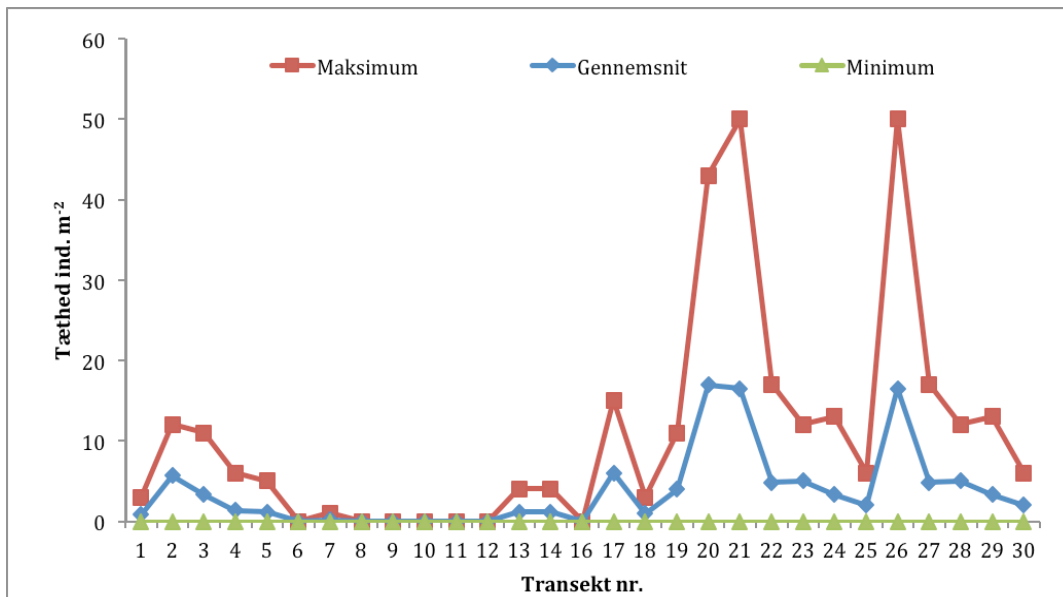
Figur 28. Fordeling af biomasse af søstjerner i den vestlige del af Limfjorden i perioden 1993 - 2013 på vanddybder >3 m. Biomassen er estimeret pr muslingeproduktionsområde.

Dansk Skaldyrcenter/DTU Aqua har derudover gennemført transektundersøgelse med videoslæde i 2012, som beskrevet i afsnit 5.3 og 5.4. På de samme transekter blev videooptagelserne analyseret for tæthed af søstjerner ved at bruge en billedbredde på 50 cm. Videomonitoringerne giver et præcist billede af tætheder, men skal kalibreres for størrelse og dermed biomasse af søstjerner, hvilket ikke er gjort i denne undersøgelse. Estimerne af biomasse er derfor forbundet med en vis usikkerhed, men DTU Aqua vurderer, at tæthederne er retvisende for måletidspunktet.

I 2012 blev der fundet søstjerner på 67 % af transekterne (Figur 29 og Figur 30) og den gennemsnitlige tæthed var 3,5 ind. m⁻² (min - max: 0 - 50 ind. m⁻²). Tæthederne blev omregnet til biomasse ved at bruge en vægt af søstjerne på 77 g, hvilket er den gennemsnitlige vægt af søstjerner i DTU Aquas undersøgelser i 2013. Samlet beregnes biomassen for hele Lovns Bredning til ca. 18.500 t.



Figur 29. Udbredelsen af søstjerner i Lovns Bredning i juli-september 2012. Farvekoden angiver dækningsgrader i intervaller på punkter ved 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m dybde langs 24 transekter. Figuren er lavet på baggrund af observationer fra videomonitoringen i Lovns Bredning. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer med skift for hver meter. For hver punkt blev der monitoreret ca. 90 m havbund parallelt med kysten. Der er brugt en billedbredde på 50 cm til beregning af tæthederne.



Figur 30. Tætheden af søstjerner i Lovns Bredning i juni-september 2012 på 24 transekter. Hvert transekt består af 6 punkter på 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m dybde. Der er brugt en billedbredde på 50 cm til beregning af tætheder.

Data fra transektundersøgelsen stemmer overens med de maksimale tætheder i DMU's estimater, men er noget større end estimaterne fra DTU Aquas monitoring. Forskellene afspejler den usikkerhed, der er forbundet med metoderne.

6 Fuglebeskyttelsesområde F14

Hele Lovns Bredning og dermed produktionsområde 20-21 er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde (Bilag 2). I udpegningsgrundlag indgår fire arter; hvinand, stor skallesluger, toppet skallesluger og sangsvane. De fire fuglearter er trækfugle der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

Boks 2

Relevante uddrag fra Natura 2000 plan 2010-2015 (Miljøministeriet 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning: Lovns Bredning og Hjarbæk Fjord er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. Dette resulterer i nedsat sigtddybde, begrænsning af ålegræssets dybdeudbredelse, samt hyppige tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning påvirkes af disse forhold og dermed også fødegrundlaget for taffeland, troldand og hvinand, der i forskellig grad lever af hvirvelløse dyr på bunden. Blishøne, der lever af vegetation, samt toppet skallesluger, der delvis lever af fisk, påvirkes også af det ustabile fødegrundlag.

Forstyrrelser: Forstyrrelser fra rekreative aktiviteter (jagt, vandski m.v.) på Lovns Bredning kan stedvis og i perioder udgøre forstyrrelser af rastende hvinand og toppet skallesluger. I sensommeren, mens arterne i en periode ikke kan flyve på grund af fældning af svingfjerene, er forstyrrelse særlig kritisk.

Tilstand og bevaringsstatus/prognose

Der er endnu ikke udviklet et system til vurdering af tilstanden for alle lysåbne naturtyper, de marine naturtyper, større søer, vandløb samt fugle og andre arter.

Prognosen er gunstig eller vurderet gunstig for:

- Sangsvane, hvinand og hjejle. Arterne vurderes at have stabile eller stigende rastebestande i området.

Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for:

- Toppet skallesluger, stor skallesluger og engsnarre på grund af meget fluktuerende bestande i området.

Målsætning

Naturtyperne i Hjarbæk Fjord, Lovns Bredning og de større søer i området prioriteres at opnå gunstig naturtilstand. Dette forudsætter en god vandkvalitet, og at de marine områder får et substrat, der sikrer en udbredt undervandsvegetation. Dette vil tilfredsstille livsbetingelserne for de vigtige forekomster af trækkende vandfugle som bl.a. sangsvane og troldand.

Baggrund for den overordnede målsætning: Områdets havområder har international betydning som rasteområde for de nationale ansvarsarter sangsvane og troldand.

Tilstanden og det samlede areal af levestederne for følgende trækfugle stabiliseres eller øges, således at der er grundlag for rastende/fouragerende bestande på ca. 10.000 stk. toppet skallesluger, ca. 3000 stk. stor skallesluger.

Tilstanden og det samlede areal af levestederne for følgende trækfugle stabiliseres, således at der er grundlag for rastende/fouragerende bestande på ca. 400 stk. sangsvane, ca. 12.000 stk. hvinand.

6.1 Fødegrundlag for muslingespisende fugle

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

Hvinanden overvintrer i Danmark. Den ankommer i september og især oktober måned, og forlader landet igen i april og maj måned. Fiskeriet af blåmuslinger vil foregå i samme periode, som ænderne er ankommet for at overvintrere i. Hvinand søger føde om dagen, hvor arten dykker fra vandoverfladen og tager føde dels på bunden og dels i den mellemste del af vandsøjlen. Ænderne dykker på mellem 1 - 6 m, sjældent dybere. Hvinændernes dybdefordeling i Limfjorden er ikke undersøgt systematisk, men danske undersøgelser fra omegnen af Nysted Vindmøllepark ved Lolland bekræfter den generelle beskrivelse fra Cramp & Simmons (Petersen et al 2008). Her blev henholdsvis 74,2 % og 20,6 % af 7.500 hvinænder fordelt på 707 flokke optalt i dybdeintervallerne 0-2 m og 2-4 m. Af de resterende blev 4,7 % noteret på dybder mellem 4 - 8 m, og de resterende 0,5 % på dybder mellem 8 - 22 m (Clausen et al 2008).

DMU har beregnet, at den mængde af muslinger, der skal være til rådighed i Natura 2000 området i Lovns Bredning for hvinand ved en bestand på 4.735 individer (jf. mål i udpegningsgrundlag) er ca. 6.580 t blåmuslinger årligt (Clausen et al 2008). Heri er indregnet, at ikke alle muslinger vil være tilgængelige som føde for hvinanden (Goss-Custard et al 2004). DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i 2012 angiver en bestand på ca. 112.000 t i Fuglebeskyttelsesområde F14 i Lovns Bredning på dybder >3 m. Derudover vil der være en bestand af blåmuslinger på lavere vanddybde, der ikke er medregnet. Et muslingefiskeri på 20.000 ton vil fjerne ca. 18 % af muslingebestanden > 3 meter, og forventes derfor ikke at have betydning for fuglenes fødebehov, idet fuglenes fødebehov maksimalt udgør 6 % af muslingebestanden i 2013. Søstjernefiskeri med søstjernevod har ikke betydning fødemulighederne for muslingespisende fugle i Lovns Bredning.

6.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle

Fødegrundlag for fiskespisende arter, der indgår i udpegningsgrundlag (toppet skallesluger og stor skallesluger) kan blive påvirket af muslingefiskeri hvis naturtyperne, der indgår i Natura 2000 forringes i forhold til at producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Ifølge DMU har både stor skallesluger og toppet skallesluger en gunstig national bevaringsstatus (Pihl et al 2003). Fiskerier af blåmuslinger er, siden disse statusvurderinger blev gennemført, blevet reduceret fra ca. 75.000 t årligt til under 30.000 t årligt. Endvidere viser undersøgelser (Tomczak et al. 2012) af fiskefaunaen på større dybder end 3 m et skift fra store bundfisk (rødspætte, skrubbe) i 1990'erne til pelagiske arter (sild og brisling). I de senere år er disse bestande reduceret og erstattet af små bentiske arter som kutlinger mv. Det konsekvensvurderede muslingefiskeri kan således ikke forventes at forringe de to fuglearters status.

6.3 Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle

Forekomster af ålegræs forventes ikke at blive påvirket af det planlagte fiskeri (se afsnit 7.6). Et muslingefiskeri på totalt 20.000 t forventes derfor ikke at påvirke fødegrundlaget for sangsvane i Lovns Bredning.

6.4 Forstyrrelse af fugle

Basisanalysen angiver i trusselsvurderingen for hvinand og stor skallesluger at forstyrrelse, herunder specifikt surfing, som trussel mod gunstig bevaringsstatus. For hvinand er forstyrrelsen kritisk under fældning. I fiskeriet vil der maksimalt forekomme 10 fartøjer, og under fiskeri sejles der med en hastighed på 3 - 4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end forstyrrelse af hurtigt sejlene surfere. I forhold til at fiskeriet starter sidst i september forventes konflikten med fældende hvinænder at være minimeret. Et fiskeri hvor 10 fartøjer forekommer i samme produktionsområde vil sandsynligvis ikke virke forstyrrende på de to arter. Arealet fiskeriet kan foregå på er desuden blevet begrænset, i forhold til tidligere års fiskeri, til 3 fiskekasser.

6.5 Kumulative effekter

6.5.1 Jagt

Der drives jagt på arterne hvinand, stor skallesluger og toppet skallesluger i danske farvande. Jagtaktiviteter kan have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse fra muslingefiskeri.

6.6 Konklusion

I udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde F14 i Lovns Bredning indgår fire arter: hvinand, sangsvane, toppet skallesluger og stor skallesluger. Arten hvinand æder muslinger og skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 6.580 t blåmuslinger og svarende til 6 % af den totale biomasse. Fiskespisende arter (toppet skallesluger og stor skallesluger) vil ikke få forringet adgang til føde, idet der i Limfjorden er sket et skift til mindre bundlevende fiskearter, og dermed en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. Arealet fiskeriet kan foregå på er desuden blevet begrænset, i forhold til tidligere års fiskeri, til 3 fiskekasser.

7 Habitatområde H30

Produktionsområderne 20 - 21 er udpeget som Habitatområde (H30) og der indgår fire marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe, 1150 Kystlaguner og strandsøer og 1160 Større lavvandede bugter og vige. Naturtypen Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at der ikke vil være en påvirkning af muslingefiskeri. Naturtypen inddrages derfor ikke nærmere i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen 1170 Rev indgår i udpegningsgrundlaget for H30, uden angivelse af udbredelse.

Boks 3

Relevante uddrag fra Natura 2000 plan 2010-2015 (Miljøministeriet 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning: Lovns Bredning og Hjarbæk Fjord er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. Dette resulterer i nedsat sigtdybde, begrænsning af ålegræssets dybdeudbredelse, samt hyppige tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning påvirkes af disse forhold og dermed også fødegrundlaget for taffeland, troland og hvinand, der i forskellig grad lever af hvirvelløse dyr på bunden. Blishøne, der lever af vegetation, samt toppet skallesluger, der delvis lever af fisk, påvirkes også af det ustabile fødegrundlag.

Uhensigtsmæssig hydrologi: For Hjarbæk Fjord gælder det, at slusen ved Virksund virker som højvandssluse og i det meste af året skaber uhensigtsmæssig lagdeling (salthspringlag) i ca. 2 m dybde. En lomme af iltfattigt saltvand ligger derfor mere eller mindre permanent ved dæmningen.

Miljøfarlige stoffer: Som det fremgår af vandplanen for Limfjorden er der konstateret miljøfarlige stoffer i koncentrationer, der overskrider midlertidigt fastlagte grænseværdier.

Invasive arter: Invasive vedplanter, er en trussel mod flere af områdets naturtyper og arter. I Lovns Bredning kan både de ikkehjemmehørende butblæret sargassotang, stillehavsøsters og dræbergopler være en trussel mod flere af de marine naturtyper og deres arter.

Fiskeri: Fiskeri med bundslæbende redskaber, hvorved der sker en fysisk ødelæggelse af de marine naturtype 1160-bugter og 1170-rev, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller, kan være en trussel mod områdets marine naturtyper.

Tilstand og bevaringsstatus/prognose

Der er endnu ikke udviklet et system til vurdering af tilstanden for alle lysåbne naturtyper, de marine naturtyper, større søer, vandløb samt fugle og andre arter.

Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for:

- De 4 marine naturtyper primært på grund af stor belastning med næringsstoffer fra oplandet. For 1170-rev gælder, at prognosen desuden er vurderet ugunstig som følge af fiskeri med bundslæbende redskaber.
- Stavsild (fundet i få ex. ifm. fiskeundersøgelser i Limfjorden), flodlampret (kun få og udokumenterede observationer i området)
- Spættet sæl da artens forekomst i området er ustabil og utilstrækkeligt kendt.

Målsætning

Det overordnede mål er at sikre eller genoprette gunstig bevaringsprognose for de naturtyper og arter, der

udgør udpegningsgrundlaget i de enkelte Natura 2000-områder (jf. dog nedenfor om eventuelle modstridende interesser).

Overordnet målsætning for Natura 2000-området:

Naturtyperne i Hjarbæk Fjord, Lovns Bredning og de større søer i området prioriteres at opnå gunstig naturtilstand. Dette forudsætter en god vandkvalitet, og at de marine områder får et substrat, der sikrer en udbredt undervandsvegetation. Dette vil tilfredsstille livsbetingelserne for de vigtige forekomster af trækkende vandfugle som bl.a. sangsvane og troldand.

Områdets økologiske integritet sikres i form af en for naturtypen hensigtsmæssig drift/pleje og hydrologi, en lav næringsstofbelastning og gode sprednings- og etableringsmuligheder for arterne.

Konkrete målsætninger for naturtyper og arter:

Naturtyper og arter skal have en gunstig bevaringsstatus.

For naturtyper og arter uden tilstandsvurderingssystem og/eller med en ukendt prognose er målsætningen gunstig bevaringsstatus. Det betyder, at tilstanden og det samlede areal af levestederne for områdets udpegede arter stabiliseres eller øges, således at der er grundlag for nedennævnte bestandstal eller – for arter uden bestandstalsmål – grundlag for tilstrækkelige egnede yngle- og fourageringsområder.

7.1 Sigtdybde og ophvirvling af bundsediment

7.1.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Det vurderes i Natura 2000 planen, at tilførsler af næringsstoffer fra land, på større vanddybder vil betyde masseopblomstring af planteplankton som vil føre til nedsat sigtdybde, hvilket vil reducere dybdeudbredelsen af ålegræs og flerårige tangarter.

7.1.2 Konsekvensvurderingens analyse

Sigtdybden målt i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober) af Miljøcenter Ringkøbing har siden først i 1980'erne varieret mellem 2 - 3,5 m. I 2013 har DTU Aqua data fra januar til juli måned til rådighed. Den gennemsnitlige sigtdybde i januar - juli 2013 ($2,1 \pm 1,0$ m, gennemsnit \pm standardafvigelse) er ikke forskellig fra sigtdybden observeret i samme periode i 2012 ($2,2 \pm 0,9$ m) (data Naturstyrelsen Vestjylland). DTU Aqua vurderer derfor, at der ikke kan forventes betydelige ændringer i sigtdybde i marts - oktober 2013 sammenlignet med tidligere år.

Petersen (2008) har vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtdybden. Analysen er foretaget på en række områder i Limfjorden og på et meget omfattende datagrundlag. For Lovns Bredning på dybder >3 m findes en sammenhæng mellem biomasse af blåmuslinger (BM, i ton) og sigtdybde (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 ($50,8 \text{ km}^2$), svarende til det område, hvor muslingebestanden er blevet monitoreret siden 1993 af DTU Aqua. Blåmuslingebestanden på dybder >3 m i Lovns Bredning er i foråret 2013 fastsat til 112.000 t (BM), og med denne biomasse vil den beregnede sigtdybde være på 3,7 m, men på grund af arealer med meget tætte forekomster er det ikke sandsynligt, at muslingernes filtrationspotentiale kan realiseres fuldt ud, og der dermed kan opnås en sigtdybde som beregnet (se nedenfor). Det modellerede estimat afviger fra det målte af flere årsager, og målte sigtdybder må anses for mest retvisende.

Fiskeriet af blåmuslinger er ifølge Fiskeplanen målrettet muslingebestande, hvor biomassen af blåmuslinger er større end 1 kg m^{-2} . Den gennemsnitlige biomasse i det område hvor fiskeriet vil finde sted er $4,75 \text{ kg m}^{-2}$. 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 fuldt potentiale til fødeoptag (Dolmer 2000b). En afhøstning af en del af bestanden med høj biomassetæthed vil således ikke nødvendigvis have en betydende effekt på bestandens samlede fjernelse af partikler i hele bredningen, og dermed på vandets sigtbarhed, idet en fjernelse af muslinger i første omgang vil reducere muslingernes fødekonkurrence, og bestanden dermed samlet set kan opretholde en uændret filtration. En afhøstning af en for stor andel af muslingebiomassen vil reducere muslingebestandens filtration og reducere områdets sigtddybde.

Muslingskrab vil generere resuspension af sediment både ved selve skrabningen (Riemann and 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 skrabeosen. Omfanget af resuspension vil imidlertid afhænge af redskabet. De fleste af de publicerede studier om emnet omhandler skrabeudstyr til nedgravede muslinger som sandmuslinger og hjertemuslinger og kun enkelte er udført på hollænderskraberen. Begge skrabere og især skrabere, der anvendes til nedgravede muslinger, må forventes at medføre betydelig større resuspension end den lette muslingskraber. Der er imidlertid ikke gennemført studier af resuspensionen ved brug af den lette muslingskraber, så de refererede resultater vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Lovns Bredning som beskrevet i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse (se kap. 3). Ved brug af skrabere 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 1997, Maier et al. 1998, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). For hollænderskraberen blev skyen af resuspenderet materiale på baggrund af målinger modelleret til at være på $0,055 \text{ km}^2$ (Dyekjær & Hoffmann 1999), baseret på en spredning på ca. 25 m på hver side af skrabesporet og et skrab på 300 m. Problemet med denne undersøgelse er imidlertid, at modellen ikke tager højde for vertikal fordeling af partikler i vandsøjlen og derfor sandsynligvis underestimerer den totale mængde sediment, der er blevet resuspenderet. Hvilke konsekvenser dette har for den modellerede spredning af sediment er det ikke umiddelbart muligt at bedømme. I alle studier blev det vist, at skyen af resuspenderet materiale havde en kort levetid inde i det 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 skrabesporet, mens de lettere partikler vil blive ført med vandstrømmene ud af området (Godcharles 1971, Goodwin and Shaul 1980, Ruffin 1995, Tuck et al 2000). Spredningen af de lettere partikler vil afhænge af partikelsammensætningen, vanddybden og strømforholdene (Tarnowski 2006, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). Studier af naturligt suspenderet partikulært materiale i Limfjorden har vist, at ved strømhastigheder på $10 - 15 \text{ cm sek}^{-1}$, hvilket er i den højere ende i Limfjorden, vil det suspenderede materiale bevæge sig langs bunden ca. 600 m i løbet af omkring 2 timer før det sedimenterer igen. Foreløbige studier udført på DSC har vist, at visse sedimenttyper fra Limfjorden ved resuspension kan forblive i vandsøjlen i op til 3 - 4 dage og lede til en spredning på fra 300 m til 3,3 km. Det er imidlertid sandsynligt, at en betydende effekt på lysforholdene, som følge af den kontinuerlige fortynding af det resuspenderede materiale, kun vil forekomme i en afstand af ca. 300 m fra skrabesporet. Ved fiskeri i Lovns Bredning er det påbudt at bruge den lette muslingskraber. Undersøgelser har vist, at denne skraber

fanger 50 % mindre mudder sammenlignet med hollænderskraberen (Eigaard et al 2011), hvilket ikke blot betyder betydelig mindre resuspension ved skylning, men sandsynligvis også vil medføre mindre resuspension under skrabningen. Der er dog ingen undersøgelser, der dokumenterer den præcise betydning af den lette skraber for resuspension.

Fiskeri efter søstjerner vil anvende et søstjernevod. Der er ved videooptagelser observeret resuspension under brug af voddet (Holtegaard et al 2009), men af betydeligt mindre omfang end ved fiskeri med muslingeskraber. Resuspensionen ved brug af voddet er ikke kvantificeret, men redskabet er lettere, har ingen metalramme og går ikke ned i bunden.

Det kan være svært at adskille effekterne af skrabning og fiskeri efter søstjerner fra den naturlige resuspension. Dyekjær et al (1995) fandt, at resuspension ved brug af hollænderskraberen generelt ikke havde nogen betydning sammenlignet med den vindinducerede resuspension, men at mange både i samme område (>15 både) vil kunne påvirke mængden af suspenderet materiale i vandsøjlen lokalt i den periode, fiskeriet foregår.

Ifølge NaturErhvervstyrelsens anmodning, og Fiskeplanen i Natura 2000 området i Lovns Bredning kan 10 fartøjer indgå i fiskeriet i hvert enkelt produktionsområde. På grund af redskabets reducerede resuspension af sediment i forhold til hollænderskraberen, kan fiskeriet forventes at have en mindsket negativ effekt på sigt- dybden i september og oktober 2013 og maj og juni 2014 i forhold til ved et fiskeri med det tidligere anvendte redskab.

7.1.3 Konklusion

Sigt dybden målt i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober) har siden 1980 svinget mellem 2,0 og 3,5 m. Sigt dybden fra marts til oktober kan ud fra en empirisk model for sammenhæng mellem muslingebestandens filtrationspotentiale, sigt dybde og observationer estimeres til at være 3,7 m i 2013. Opfiskning af op til 20.000 t blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for sigt dybde i Natura 2000 området, da fiskeriet primært vil foregå i områder med meget store tætheder af muslinger, hvor en uddynding kan fremme udnyttelsen af muslingernes filtrationspotentiale. Det vurderes, at variation i forhold til muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger ved den nuværende muslingebestand i Lovns Bredning.

I forbindelse med fiskeri efter blåmuslinger vil der ske en resuspension af sediment. Denne resuspension kan være af betydning i sommerperioden, hvor den vindinducerede resuspension er lav. I vinterperioden vurderes resuspensionen fra fiskeriet at være ubetydelig i sammenligning med den naturlige resuspension. En høj tæthed af fartøjer (>15), der fisker i samme område, vil kunne reducere sigt dybden. Det indgår i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse, at maksimalt 10 fartøjer må fiske i et produktionsområde samtidigt. DTU Aqua vurderer, at blåmuslingefiskeriet ikke vil reducere sigt dybden i sommerperioden væsentligt. NaturErhvervstyrelsen har siden 2011 påbudt anvendelse af et nyt, lettere redskab til muslingefiskeri, som reducerer resuspensionen i forbindelse med blåmuslingefiskeriet betydeligt i forhold til ved fiskeri med hollænderskraberen.

Det er DTU Aquas vurdering, at opfiskning af op til 2.000 ton søstjerner ikke vil medføre en resuspension af sedimentet i et omfang, der vil påvirke sigt dybden i Lovns Bredning.

Disse konklusioner er behæftet med nogen usikkerhed, da resuspensionen i forbindelse med den lette muslingeskraber og søstjernevodet ikke er kvantificeret. Imidlertid vil begge redskaber med overvejende sandsynlighed medføre en betydelig mindre resuspension end hollænderskraberen.

7.2 Påvirkning af substrat

7.2.1 Natura 2000 planens trusselsvurdering, prognose og målsætning

Boks 4

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Fiskeri: Fiskeri med bundslæbende redskaber, hvorved der sker en fysisk ødelæggelse af de marine naturtyper 1160-bugter og 1170-rev, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller, kan være en trussel mod områdets marine naturtyper.

Tilstand og bevaringsstatus/prognose

Der er endnu ikke udviklet et system til vurdering af tilstanden for alle lysåbne naturtyper, de marine naturtyper, større søer, vandløb samt fugle og andre arter.

Prognosen er ugunstig eller vurderet ugunstig for:

- De 4 marine naturtyper primært på grund af stor belastning med næringsstoffer fra oplandet. For 1170-rev gælder, at prognosen desuden er vurderet ugunstig som følge af fiskeri med bundslæbende redskaber.

Målsætning

Det overordnede mål er at sikre eller genoprette gunstig bevaringsprognose for de naturtyper og arter, der udgør udpegningsgrundlaget i de enkelte Natura 2000-områder (jf. dog nedenfor om eventuelle modstridende interesser).

Overordnet målsætning for Natura 2000-området:

Naturtyperne i Hjarbæk Fjord, Lovns Bredning og de større søer i området prioriteres at opnå gunstig naturtilstand. Dette forudsætter en god vandkvalitet, og at de marine områder får et substrat, der sikrer en udbredt undervandsvegetation. Dette vil tilfredsstille livsbetingelserne for de vigtige forekomster af trækkende vandfugle som bl.a. sangsvane og troldand.

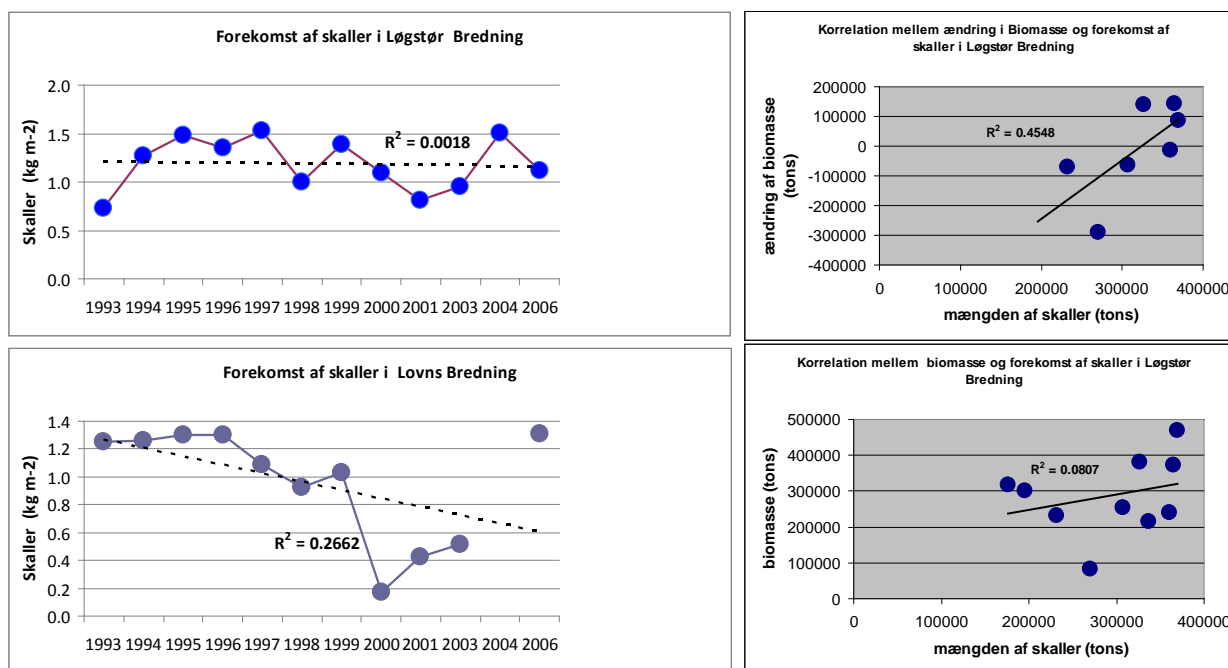
Konkrete målsætninger for naturtyper og arter:

Naturtyper og arter skal have en gunstig bevaringsstatus.

7.2.2 Konsekvensvurderingens analyse

Fiskeriets effekt på forekomsten af arter menes bl.a. at være forårsaget af fjernelsen af substrat. Denne antagelse bygger dels på felteksperimenter og dels på observationer i den nordlige del af Løgstør Bredning. Et felteksperiment viser en sammenhæng mellem substratkompleksitet og reduceret prædation fra krabber (Frandsen og Dolmer 2002). Observationer af muslingerekruttering viser, at mængden af skaller og småsten på bunden har betydning for mængden af muslinge yngel (Frandsen og Dolmer 2002). Petersen et al (2008) har analyseret forekomsten af skaller og blåmuslinger for større områder af Limfjorden. Analysen viser en sammenhæng mellem forekomsten af muslingeskaller og forekomsten af blåmuslinger. Analysen kan dog ikke afgøre om forekomsten af skaller fremmer en rekruttering af blåmuslinger, eller om en stor bestand af blåmuslinger medfører en stor forekomst af skaller. I forbindelse med monitoringen af blåmuslinger i Limfjorden registrerede DTU Aqua indtil 1993 til 2006 forekomsten af sten og skaller i forsøgsskrab. Forekomsten af dette materiale kan omregnes til mængde substrat på bunden med samme beregningsmetode som for blåmuslinger. På Figur 31 ses forekomsten af skaller i Løgstør og Lovns Bredninger. Det ses, at mængden af substrat i begge områder ligger mellem 0,7 og 1,5 kg m⁻². I Lovns Bredning er forekomsten af skaller dog i 2000 - 2003 lavere. Korrelationsanalyser finder hverken signifikante korrelationer (P>0,05) i Løgstør eller

Lovns Bredning. En tilsvarende sammenhæng mellem biomassen af skaller og biomassen af blåmuslinger i Lovns Bredning kunne ikke findes ($P > 0,05$). Samlet set for hele Lovns Bredning ses der således ikke en tydelig sammenhæng mellem muslingefiskeri, forekomst af substrat og biomassen. De undersøgelser, der tidligere er gennemført i Løgstør Bredning (Frandsen og Dolmer 2002), er gennemført på stationer med kun $0,4 \text{ kg substrat m}^{-2}$, hvilket er under den mængde, der normalt findes i Løgstør Bredning.



Figur 31. Forekomsten af substrat i Løgstør Bredning (øverst t.v.) og Lovns Bredning (nederst t.v.) i perioden 1993 til 2006. Endvidere vises sammenhæng mellem forekomst af substrat og ændring i muslingebestand, og forekomst af substrat og biomasse af muslingebestand.

7.2.3 Fjernelse af sten

Muslingeindustriene har i fiskesæsonen 2008/2009- juli 2013 registreret landinger af sten. Data er indsamlet af NaturErhvervstyrelsen. Der blev ikke registreret landinger af sten i Lovns Bredning i fiskesæsonen 2012/2013. I perioden 2009 til 2013 er der landet 0 til 2,3 t sten pr sæson. Ved fiskeri af sten $\geq 2 \text{ kg}$, skal disse genudlægges umiddelbart i det fiskede område.

Den lette muslingeskraber udgør en lettere konstruktion, sammenlignet med den tidligere anvendte hollandske skraber og vil derfor formodentligt ikke kunne skrabe i områder med større sten.

Fjernelse af sten er en irreversibel proces, idet sten, der fjernes, ikke bliver gendannet. Det argumenteres at sten kan komme/kommer op af havbunden, som på en mark. Der findes, så vidt vides, ikke videnskabelig information der kan af- eller bekræfte dette. Ifølge GEUS vurderes dette fænomen ikke at forekomme på havbunden.

7.2.4 Konklusion

Ifølge fiskeplan vil fiskeri ikke foregå på naturtypen Rev (1170). Der blev ikke registreret landinger af sten i Lovns Bredning i fiskesæsonen 2012/2013. I perioden 2009 til 2013 er der landet 0 til 2,3 t sten pr år.

Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere forekomst af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette skraber er spinkel og vil formodentligt ikke kunne fiske i områder med store sten. I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet muslingeskaller. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer. Analyser viser, at der ikke over større områder sker en reduktion i forekomsten af skaller.

7.3 Muslingebestanden

Muslingebanker er en central habitattype for naturtype 1160 i H30.

7.3.1 Natura 2000 planens trusselsvurdering, prognose og målsætning

Boks 5

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Fiskeri: Fiskeri med bundslæbende redskaber, hvorved der sker en fysisk ødelæggelse af de marine naturtype 1160-bugter og 1170-rev, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller, kan være en trussel mod områdets marine naturtyper.

7.3.2 Konsekvensvurderingens analyse

Muslingebestanden er i H30 i 2013 estimeret til at være 112.000 t på dybder > 3 m. Bestanden er steget med 75 % i forhold til 2012.

Et fiskeri på 20.000 t (inkl. 5.000 ton omplantningsmuslinger) vil fjerne ca. 18 % af den totale muslingebestand >3 m i 2013. Ifølge Fiskeplanen (Bilag 3) vil muslingefiskeriet blive begrænset til områder, hvor biomassen af blåmuslinger overstiger 1 kg m⁻² og opfiskningen af omplantningsmuslinger blive begrænset til områder hvor biomassen af blåmuslinger er større end 2,5 kg m⁻².

Den gennemsnitlige biomassetæthed for muslinger i fiskekasse 1 - 3 er 4,75 kg m⁻². Biomassetætheden er beregnet som et gennemsnit mellem den estimerede tæthed beregnet vha. GIS og ud fra videotransektundersøgelser i området. I de videre beregninger er anvendt et gennemsnit mellem de 2 estimater på 4,75 kg m⁻². Denne estimerede tæthed af muslinger er gældende både for fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsfiskeri.

Produktionsundersøgelser i Limfjorden har vist, at blåmuslingernes årlige biomasseproduktion udgør 40 - 50 % af biomassen (44.800 - 56.000 t i 2013). Set for hele Natura 2000 området fjernes der derfor mellem 45 og 36 % af muslingeproduktionen på dybder > 3 m ved et fiskeri på 20.000 t blåmuslinger.

7.3.3 Kumulative effekter

Eutrofiering og naturlig variation har betydning for muslingebestandens størrelse og dermed for sigtdybden. Fiskeriet har også en betydning for muslingebestandens størrelse, og den stigende bestand siden 2006 indikerer at det reducerede fiskeri kan have haft en positiv effekt på muslingebestanden i Lovns Bredning. Ændrin-

ger i rekrutteringen og dødelighed pga. iltsvind og prædation, kan have stor effekt. Iltsvindhændelser, med massedød af blåmuslinger, er rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Lovns Bredning. I forbindelse med disse hændelser er der registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3 - 4 (Dolmer et al 1999, Kristensen og Hoffmann 2000). Prædation fra søstjerner er en anden faktor, der har betydning for udbredelsen af blåmuslinger lokalt i Limfjorden og dermed for områdets filtrationspotentiale. Det er således beregnet, at søstjerner lokalt kan fjerne op til 15.000 t muslinger inden for en kortere periode (Holtegaard et al 2008).

7.3.4 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. I Appendix 1 i "Marine Habitat definition" (Bilag 5) udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 Rev. Der er ikke udpeget arealmæssig afgrænsning af biogene rev under naturtype 1170 i Natura 2000 område H30.

På grund af en manglende definition er det ikke muligt at vurdere hvor stor en del af biogene rev i naturtypen 1170 der vil blive påvirket af det ønskede fiskeri.

7.3.5 Konklusion

Bestanden af blåmuslinger udgør i 2013 112.000 ton på dybder >3 m, hvilket er en stigning på 75 % i forhold til 2012. Det planlagte fiskeri af blåmuslinger på 20.000 t (inkl. 5.000 t omplantningsmuslinger) vil fjerne ca. 18 % af bestanden på dybder >3 m. Produktionen af muslinger udgør 40 - 50 % af biomassen, og fiskeriet vil fjerne 36 - 45 % af produktionen. Det vurderes, at det ønskede fiskeri ikke vil medføre ændringer i forekomsten af blåmuslinger i Lovns Bredning H30.

7.4 Søstjerner

7.4.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Søstjerner udgør en del af bundfaunaen, som er et centralt element i habitattyper for naturtype 1160 i H30.

Boks 8

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning: Lovns Bredning og Hjarbæk Fjord er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. Dette resulterer i nedsat sigtdybde, begrænsning af ålegræssets dybdeudbredelse, samt hyppige tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning påvirkes af disse forhold og dermed også fødegrundlaget for taffeland, troidand og hvinand, der i forskellig grad lever af hvirvelløse dyr på bunden.

Uhensigtsmæssig hydrologi: For Hjarbæk Fjord gælder det, at slusen ved Virksund virker som højvandssluse og i det meste af året skaber uhensigtsmæssig lagdeling (saltspringlag) i ca. 2 m dybde. En lomme af iltfattigt saltvand ligger derfor mere eller mindre permanent ved dæmningen.

Invasive arter: Invasive vedplanter, er en trussel mod flere af områdets naturtyper og arter. I Lovns Bredning kan både de ikkehjemmehørende butblæret sargassotang, stillehavsøsters og dræbergopler være en trussel mod flere af de marine naturtyper og deres arter.

Fiskeri: Fiskeri med bundslæbende redskaber, hvorved der sker en fysisk ødelæggelse af de marine naturtyper 1160-bugter og 1170-rev, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller, kan være en trussel mod områdets marine naturtyper.

7.4.2 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner

Søstjerner er generelt anset for i mange kystnære økosystemer at være nøgleart som prædator. De har kapacitet til at kontrollere udbredelse og tæthed af deres byttedyr og er kendt for at forekomme i store koncentrationer på blåmuslingebanker, hvor deres fødesøgning kan fortsætte til der ikke er flere byttedyr (Gallagher et al 2008). 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 regionale miljøovervågning blev det fundet, at individtætheder af søstjerner i Limfjorden varierede med et sinus-formet forløb i perioden 1979 - 2005 uden, at det dog var muligt at identificere de styrende parametre (Holtegaard et al 2008). Biomassen af søstjerner varierede imidlertid ikke med samme forløb og hvilke parametre, der er primært styrende for bestanden i Limfjorden er ikke beskrevet.

7.4.3 Potentielle effekter af søstjernefiskeri

Fiskeri efter søstjerner foregår i Limfjorden med et såkaldt søstjernevod, der i den nyeste version, som bruges af de fleste af fiskerne i Limfjorden, består af bom, gummirub og netpose (Figur 32). 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 selv bunden under fiskeriet. Netposen har påmonteret kugler til at holde den oppe. Der er DTU Aqua bekendt ikke foretaget kvantitative målinger af hverken redskabets effektivitet eller påvirkning af bunden. Søstjerner er ikke karakteriseret som en særligt beskyttelsesværdig organisme og kan tværtimod potentielt påvirke biogene rev negativt. Der foreligger ikke en udpegning af biogene rev i danske farvande, men eksempler på definitioner af biogene rev er muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer. Med deres dokumenterede prædation på banker af blåmuslinger (f.eks. Gallagher et al 2008, Agüera et al 2012) kan søstjerner således potentielt være en trussel mod biogene rev. Fiskeriet vil fortrinsvis foregå på tætte bestande af søstjerner og dermed primært påvirke disse og effekterne af fiskeriet vil derudover primært relatere sig til epibiontiske arter (f.eks. søpunge) og lettere materiale, som skalfragmenter mm., der resuspendes ved voddets passage. I forbindelse med et forsøgsfiskeri i 2013 efter søstjerner har Dansk Skaldyrcenter målt sammensætning af voddets fangst på tilfældigt udtagne spandeprover. Fra 11 prøver af fiskeri i Sallingsund bestod fangsten 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 er bifangstmængden fal-

det i takt med, at fiskeriet har fået indstillet redskabet. Potentielle effekter på ålegræs og makroalger er beskrevet ovenfor i de respektive kapitler.



Figur 32. Billede af søstjernevod.

7.4.4 Konsekvensvurdering af et søstjernefiskeri

Et fiskeri på 2.000 t søstjerner i perioden 2013/2014, som foreslået i Fiskeplanen, vil udgøre 10 - 45 % af bestanden i Lovns Bredning afhængigt af hvilken metode, der anvendes til bestemmelse af bestandens samlede størrelse. I forhold til den samlede bestand af søstjerner i Limfjorden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri på 2.000 t plus et evt. fiskeri i Løgstør Bredning på op til 7.000 t er bæredygtigt i forhold til søstjernebestanden. Estimatet af bestandens størrelse er forbundet med en betydelig usikkerhed, fordi der ikke 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 biomasseestimerne er forbundet med betydelig usikkerhed. Usikkerheden i biomasseestimerne vedrører både tætheden af søstjerner og deres individuelle vægt. Således er der i denne analyse brugt en gennemsnitlig størrelse af søstjerner på 77 g, men observationer i foråret 2013 i forbindelse med M/S Limfjordens prøvefiskeri har vist middelstørrelser af søstjerner på >140 g og der er tidligere rapporteret om individuelle vægte af søstjerner i Limfjorden på >300 g (Holtegaard et al 2008). Det kan antages, at fiskeri efter søstjerner dels vil foregå på de største tætheder af søstjerner, dels vil finde sted på tætte forekomster af muslinger, da muslinger er søstjernernes primære fødeobjekt. DTU Aqua har endvidere i mangel på andre informationer antaget, at søstjernevoddet har en effektivitet på 65 % svarende til muslingeskraberen. Estimer af maksimale tætheder af søstjerner varierer afhængigt af metode mellem 0,3 og 1,8 kg m⁻², hvilket vil give en arealpåvirkning på henholdsvis 2,5 - 14,9 % af arealet af Lovns Bredning ved et fiskeri på 2.000 t søstjerner. Dette estimat er behæftet med en meget betydelig usikkerhed. Der er i estimatet taget højde for data både fra skrabetogter og videotransekter. Der er imidlertid ikke observeret søstjerner i Lovns Bredning i skrabetogtet i foråret 2012, hvorimod videotransekterne viste meget store tætheder. Det er derfor sammenholdt med de langt flere stati-

oner på videomonitoringen sandsynligt, at videotranssekterne giver det mest retvisende billede. Desuden har fiskernes egne data i forbindelse med prøvefiskeri efter søstjerner i Limfjorden i foråret givet meget større individuelle vægte af søstjerner. Det er derfor sandsynligt, at estimater på $1,2 \text{ kg m}^{-2}$ er mest repræsentative for tætte forekomster. For at sikre en vis forsigtighed i lyset af de store usikkerheder forbundet med metoderne, vurderer DTU Aqua, at en gennemsnitlig biomasse i tætte forekomster af søstjerner på $1,0 \text{ kg m}^{-2}$ kan bruges til beregning af arealpåvirkning og at denne ved det foreslåede fiskeri dermed er 4,5 %. Dette estimat er forbundet med meget store usikkerheder, men afspejler, at der generelt er fundet større tætheder i Lovns sammenlignet med Løgstør Bredning. Det skal bemærkes, at fiskeri ved meget lavere tætheder næppe vil være økonomisk bæredygtigt.

7.4.5 Konklusion

Det planlagte fiskeri på 2.000 t søstjerner vil fjerne mellem 10 - 45 % af bestanden af søstjerner, der er steget i Limfjorden de sidste år. 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. På baggrund af den eksisterende viden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter 2.000 t søstjerner vil påvirke 4,5 % af arealet af Lovns Bredning H30. Estimaterne er forbundet med en meget betydelig usikkerhed. Der er meget stort behov for yderligere viden om effekter af søstjernefiskeri og metoder til bestandsestimering, hvis et vedvarende fiskeri i en længerevarende årrække skal kunne konsekvensvurderes.

7.5 Ålegræs

Ålegræs er en central habitattype for naturtype 1160 i H30.

7.5.1 Natura 2000 planens trusselsvurdering, prognose og målsætning

Boks 6

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning: Lovns Bredning og Hjarbæk Fjord er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. Dette resulterer i nedsat sigtdybde, begrænsning af ålegræssets dybdeudbredelse, samt hyppige tilfælde af iltsvind ved bunden.

Fiskeri: Fiskeri med bundslæbende redskaber, hvorved der sker en fysisk ødelæggelse af de marine naturtype 1160-bugter og 1170-rev, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller, kan være en trussel mod områdets marine naturtyper.

7.5.2 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 en 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, Larkum et al 2006, Hansen et al 2012). Derudover anvendes ålegræssets dybdeudbredelse som indikator for miljøtilstand i rela-

tion 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 forekomst af drivende makroalger, som kan rive nye skud op, eller tab af egnet substrat, der er tilstrækkelig fast til at kunne holde på frøspirede planter (Valdemarsen et al 2011, Canal-Vergés et al 2010). Derudover kan temperaturstigninger (Greeve et al 2003) og antropogen fysisk/mekanisk stress påvirke ålegræsset negativt. Fysisk/mekanisk stress kan forekomme f.eks. i forbindelse med råstofudvinding eller ved fiskeri (se nedenfor).

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). En analyse af tilstanden i nyere tid har vist, at dybdegrænsen for ålegræssets udbredelse i Limfjorden i perioden fra 1985 - 2003 faldt til ca. 2 m (Markager et al, 2006). 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.

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, f.eks. i form af øget sigtdybde, foregår gennem aseksuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøspirede planter. Den vegetative formering gennem rodsrud 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 and Sand-Jensen 1994). Spredning af frø og frøspirede 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 overfor både antropogen og naturlig påvirkning og har generelt en lav overlevelse. F.eks. 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 % (Hootsmans et al 1987, Churchill 1983, Harrison 1993, Olesen and Sand-Jensen 1994b, Olesen 1999, Valdemarsen et al 2010). Endelig er det i Limfjorden beregnet, at det kræver min. 3 - 5 år efter de første planter er overlevet til en ålegræsplet af bæredygtigt størrelse er etableret (Olesen and Sand-Jensen 1994). Samlet set er udbredelsen af ålegræs gennem kønnet formering en tilfældig proces med en tidshorisont på 5, 10 eller 20 år afhængigt af lokale forhold (Pedersen et al 1999). Årsagerne til den ringe samlede succesrate for ålegræssets kønnede formering er ikke fuldt ud belyst, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Ny 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 2009).

7.5.3 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 ophvirvling 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, som 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 NaturErhvervstyrelsens anmodning til DTU Aqua om grundlaget for konsekvensvurderingen for Lovns Bredning ikke være sammenfald mellem fiskeriområder og tætte ålegræsforekomster. Havgræsbede kan i et vist omfang regenerere sig efter skader forårsaget af fysiske forstyrrelser. Mindre skader f.eks. 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). 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 i vandkvaliteten og deraf følgende større sigtdybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke endelig klarlagt og vil sandsynligvis variere afhængigt af lokale forhold.

Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre velstuderet og vil desuden være afhængig af redskabstypen, og hvor dybt dette går under skrabning. Hollænderskraberens 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 hollænderskraberens. Den kritiske dybde for hvor frøspiring kan være succesfuld 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 DSC og 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 og disse var heterogent fordelt. 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 må således forventes at 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 frøspirende 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).

Resuspension ved skrabning er beskrevet i afsnit 7.1. Sigt dybde er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996) og skrabning kan på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation (se afsnit 7.1).

7.5.4 Historisk udbredelse af ålegræs i Lovns Bredning

Historiske ålegræsundersøgelser (Petersen et al 1911) viser, at ålegræsset i 1911 var udbredt mellem 6 og 8 m dybde i Lovns Bredning med maksimum dybdegrænse på 8 - 9 m ved indløbet til Lovns Bredning (Figur 8). En betydelig del af bestanden observeret i begyndelsen af forrige århundrede forsvandt i forbindelse med ålegræs sygdommen, og er ikke siden blevet gendannet i samme omfang (Krause-Jensen & Ramussen 2009).

De tidligere Limfjordsamters og senere Miljøcenter Ringkøbings undersøgelser i perioden 1996 til 2007 har monitoreret ålegræs på Transekt 26 (DMU0540) (1996 - 2008) og Transekt 27 (DMU0575, 1998-2008) i Lovns Bredning. Dybdeudbredelsen for ålegræs i hele perioden har varieret mellem 1,1 og 5,2 m (5,2 m, Transekt 27, 1998) (Figur 10). Dybdegrænsen for ålegræs på Transekt 27 har generelt ligget mellem 1 og 1,5 m, men har taget to store spring i dybdeudbredelse til 5,2 og 4,5 m i 1998 og 2004. Den maksimale dybdeudbredelse observeret i Lovns Bredning i perioden 1996 til 2008 var 5,2 og 4,5 m i 1999 og 2004 på Transekt 27.

7.5.5 Observeret dybdegrænse for ålegræs

Den observerede maksimale dybdegrænse er den maksimale dybde, hvor levende ålegræs er observeret i området på én station/transekt og baseret på de nyeste, tilgængelige data.

Naturstyrelsen Vestjylland (Miljøcenter Ringkøbing) fandt maksimale dybdegrænser på 3,7 m på transekt 26 og 2,2 m på transekt 27 for ålegræs i Lovns Bredning i 2012 (Figur 10). DSC og DTU Aqua foretog en meget omfattende bestandsundersøgelse af ålegræs og makroalger (1 - 6 m) i Lovns og Løgstør Bredninger i 2012 (Figur 11). Levende ålegræsskud eller frøspirede planter blev fundet ud til 5 m på 2 transekter (Transekt 2, 19). Tætte bestande af ålegræs (dækningsgrad 3) fandtes på 12 transekter fordelt i hele Lovns Bredning. Det resterende ålegræs bestod også i 2012 af spredte, enkeltstående ålegræsplanter (dækningsgrad 1 - 2), og størstedelen af bestanden i Lovns Bredning består af enkeltstående planter. Der er ikke inkluderet døde ålegræsskud i disse observationer.

DSC og DTU Aquas undersøgelse af ålegræs blev foretaget i juni - september 2012. Store dele af en ålegræsbestanden dør i løbet af efteråret og vinteren i danske kystområder, kun ålegræsforekomster $>1 \text{ m}^2$ har en god chance for at overleve til det følgende år (Petersen et al 1999). Det følgende forår vil ålegræsset skyde igen fra frø og brede sig fra det overlevende ålegræs ved vegetativ formering. Ålegræssets arealmæssige udbredelse i Lovns Bredning vil derfor fortrinsvis bestå af nyrekrutterede ålegræsskud. Ålegræsbestanden i Bredningen er sårbar på grund af de meget få etablerede, overvintrende bestande, som kan producere frø, hvorfra en nyrekruttering til og genetablering af bestanden i bredningen kan ske.

7.5.6 Model-estimeret maksimal dybdegrænse

Der er for en række fjorde fundet en sammenhæng mellem vandets sigt dybde og den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs, således at den potentielle dybdegrænse kan modelleres på baggrund af data for sigt dybde.

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

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

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

Sigtddybden målt af Naturstyrelsen Vestjylland i 2012 var i Lovns Bredning i gennemsnit 2,3 m i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober) (Figur 7). På baggrund af denne sigtdybde kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til 2,1 (± 0,9) m (gennemsnitsdybde ± standardafvigelse) ved at bruge ovenstående model (Tabel 1). Den observerede, maksimale udbredelse i 2012 for levende ålegræs var 3,7 m på Naturstyrelsens stationer og 5 m i DSC og DTU Aquas undersøgelser. Ud fra Nielsen et al (2002) kan den potentielle dybdegrænse i 2013 beregnes til at være 2,1 m i Lovns Bredning alene ved brug af sigtdybdeobservationer for perioden marts - juli.

Tabel 2. Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Lovns Bredning i perioden 2008 - 2013. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts - oktober, Nielsen et al (2002)). Sigtdybderne for 2008 - 2012 er beregnet på baggrund af sigtdybdedata fra Naturcenter Vestjylland og de med * markerede værdier er beregnet for perioden marts - juli 2013. De observerede dybdegrænser er fra observationer på hhv. Naturcenter Vestjyllands transekter og DSC og DTU Aquas transekter. ** I 2009 monitorerede DTU Aqua kun ud til 4 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Sigtddybde (m)	2,4	2,8	1,6	1,8	2,3	2,1*
Observeret dybdegrænse NST (m)	3,3	>4,2	5,0	2,7	3,7	-
Observeret dybdegrænse DSC (m)		4**	5		5	-
Model-estimeret dybdegrænse (m)	2,2	2,5	1,6	1,8	2,1	2,0*

Der har det seneste år været rejst en 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 2012). 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 2012). De modelberegnedes dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse. Endvidere har de observerede dybdegrænser i alle år været større end de modelestimerede.

7.5.7 Konsekvensvurdering af fiskeriet påvirkning af ålegræssets udbredelse

I Fiskeplanen for Lovns Bredning er det som noget nyt ønsket, at fiskeriet efter blåmuslinger udelukkende skal foregå indenfor 2 definerede fiskekasser og ikke afgrænset af generelle dybdekurver. Da Fiskeplanens

ønsker til fiskekasser omfatter vanddybder <5 m har Dansk Skaldyrcenter og DTU Aqua analyseret videooptagelser fra transekter indenfor fiskekasserne i 2013, som et yderligere supplement til datagrundlaget. Undersøgelserne i 2012 er gennemført på samme måde som i 2011 (se afsnit 5.3.3).

Indenfor forslaget til fiskekasse 1 er der i alle årene på lavere vanddybder observeret ålegræsforekomster, og der er både i 2012 og 2013 fundet frøspiret ålegræs på 4 m dybde. Der er i området tætte bestande af blåmuslinger fra 3 - 4 m og ud til 5 - 6 m med dækningsgrader på op til 100 %. DTU Aqua vurderer, at frøspirede ålegræsplanter vil have meget ringe mulighed for overlevelse på vanddybder >3 m. Baseret på en faglig vurdering og principperne i muslingepolitikken vurderer DTU Aqua, at hvis fiskekasse 1 modificeres, så den følger 5 m dybdekurven, så vil fiskeri indenfor fiskekassen ikke medføre påvirkning af ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse som defineret i muslingepolitikken.

Indenfor forslaget til fiskekasse 2 er der på intet tidspunkt observeret pletter eller bede af ålegræs og der er kun enkeltstående observationer af frøspirede planter og ikke i de samme punkter. I 2012 og 2013 er der observeret forekomst af frøspirede planter på ud til 2 m vanddybde. Undersøgelsen i 2013 har endvidere vist, at fiskekasse 2 i den nordvestlige del af kassen er tæt på potentiel forekomst af ålegræs. Der er i området fundet tætte bestande af muslinger på vanddybder fra ca. 3 - 4 m. Området er meget eksponeret for den dominerende vindretning og det er DTU Aquas vurdering, at frøspirede ålegræsplanter ikke vil kunne overleve i området. Baseret på en faglig vurdering og principperne i muslingepolitikken vurderer DTU Aqua, at ved en ændring af fiskekasse 2 vil fiskeri i fiskekassen ikke medføre påvirkning af ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse som defineret i muslingepolitikken. Et forslag til ændring af fiskekasse 2 er at ændre dybdegrænsen til 3 m og flytte kassens nordvestlige hjørne. Forslag til nye koordinater for fiskekasse 2 er:

Fiskekasse 2 (modificeret af DTU Aqua >3 m):

56 37 000 N 09 18 754 E

56 37 000 N 09 17 950 E

56 41 893 N 09 16 555 E (punkt flyttet mod øst)

Da modifikationerne af fiskekasserne fører til reduktion af Fiskeplanens totale areal har DTU Aqua lavet et forslag til en fiskekasse 3. I fiskekassen, som ligger i den sydlige del af Lovns Bredning, er der tætte forekomster af muslinger fra 3 - 4 m. Der er i alle årene på nær 2010 fundet ålegræsforekomster på helt lavt vand i området. I 2012 og 2013 er der fundet frøspiret ålegræs eller bestande af ålegræs på dybder <2 m i den foreslåede fiskekasse. Baseret på en faglig vurdering og principperne i muslingepolitikken vurderer DTU Aqua, at fiskeri indenfor fiskekasse 3 ikke vil medføre påvirkning af ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse som defineret i muslingepolitikken. Koordinaterne for den foreslåede fiskekasse 3 er som følger (og 3 m dybdekurven):

Fiskekasse 3 (Syd > 3m):

56 39 174 N 09 15 041 E

56 38 658 N 09 16 343 E

56 38 202 N 09 16 137 E

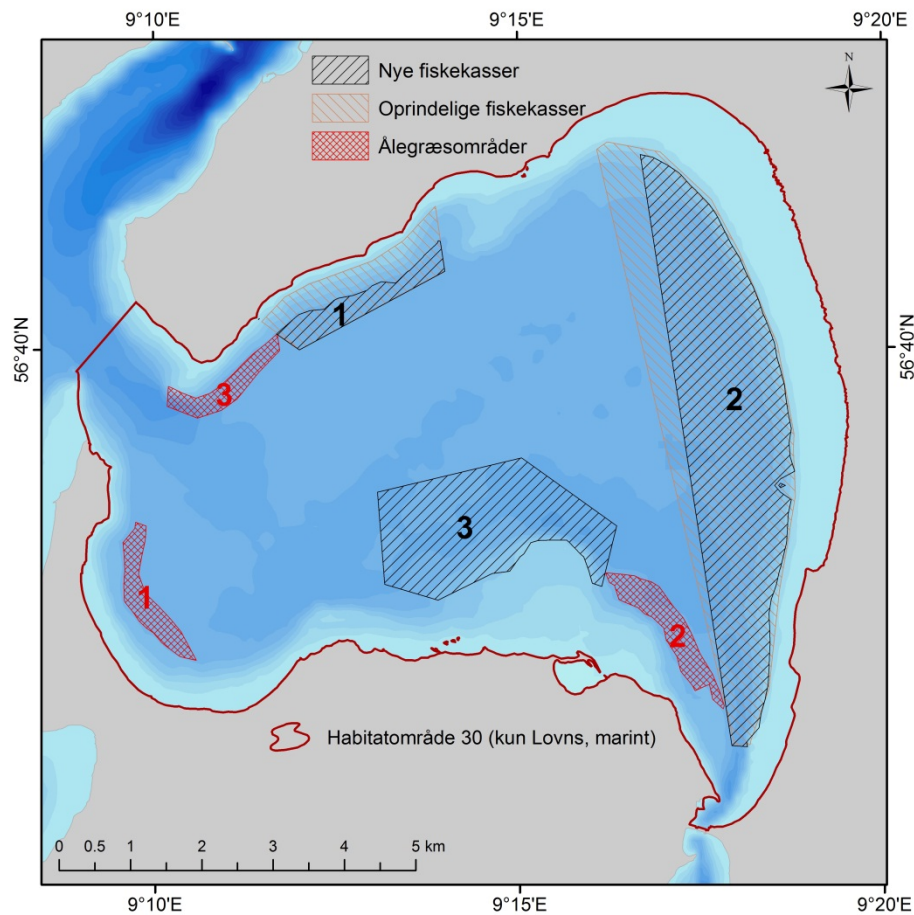
56 38 298 N 09 14 635 E

56 38 916 N 09 13 062 E

56 38 226 N 09 13 161 E

56 38 100 N 09 13 886 E

De oprindelige og modificerede fiskekasser er vist i Figur 33. De modificerede fiskekasser har et samlet areal på 13,8 km², mod et areal på 13,4 km² i Fiskeplanens forslag (afgrænsning ved 2 m dybdekurven).



Figur 33. Placering af Fiskeplanens oprindelige forslag til fiskekasser (1 og 2) samt forslag til modificerede fiskekasser i Lovns Bredning i fiskesæsonen 2013/14. Tre områder, hvor der af hensyn til ålegræsset foreslås forbud mod fiskeri efter søstjerner er ligeledes vist.

Det er DTU Aquas vurdering, at resuspension ved skrabning i fiskekasserne ikke i betydelig omfang vil påvirke de ålegræsforekomster, der er i nærheden af fiskekasserne.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri efter søstjerner i fiskekasserne samt på vanddybder på >5 m som beskrevet i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse ikke overlapper med ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i Lovns Bredning, da der i disse områder ikke er ålegræs. Denne vurdering er gældende, hvis der i 3 områder placeres en beskyttelsesboks omkring ålegræsforekomster. Boksene tager udgangspunkt i forekomst af frøspirede planter i 2012 og delvist 2013, en max. sedimentspredning på 300 m og er gældende for fiskeri efter søstjerner i fiskesæsonen 2013/14.

Ålegræsområde 1 - 3:

Ålegræskasserne følger 5 m dybdekurven med en buffer på 300 meter. Punkterne angiver start og slutpunkter for ålegræskasserne i 5 m kurven.

Koordinater for ålegræskasser:

1	56	38	695 N	9	09	743 E
1	56	37	652 N	9	10	573 E
2	56	37	270 N	9	17	798 E
2	56	38	296 N	9	16	193 E
3	56	40	114 N	9	11	696 E
3	56	39	722 N	9	10	196 E

7.5.8 Konklusion

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber indenfor de modificerede fiskekasser (>5 m (fiskekasse 1) eller >3 m (fiskekasse 2 - 3)), samt med søstjernevod i fiskekasserne og i resten af bredningen på vanddybder >5 m ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i Lovns Bredning. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede i 2012 og estimerede dybdeudbredelse i 2013 vil ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse, eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet, da der i de tilladte fiskeområder ikke forekommer tætte bede af ålegræs, ikke er observeret frøspirede planter eller enkeltstående planter og ikke kan forventes succesfuld spiring af spredte frø. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret i NaturErhvervstyrelsens anmodning om brug af den lette skraber, max. 10 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri efter søstjerner i tre områder på vanddybder >5 m.

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Lovns Bredning i 2012 er et solidt datagrundlag for konsekvensvurderingen i forhold til potentiel påvirkning af ålegræsset som følge af Fiskeplanens forslag til fiskeri. Resultaterne fra transektundersøgelsen i 2012 er stort set sammenfaldende med tidligere undersøgelser gennemført af DSC og DTU Aqua med samme metode. De omfattende undersøgelser giver et mere detaljeret billede end data fra det nationale overvågningsprogram, der udelukkende undersøger ålegræssets udbredelse på 2 transekter. Det er derfor DTU Aquas vurdering, at konsekvensvurderingen i relation til ålegræs er forbundet med en meget lille usikkerhed, der dog ikke kan opgøres kvantitativt på en videnskabelig holdbar måde.

I forbindelse med et igangværende modelarbejde omkring ålegræssets aktuelle og potentielle udbredelse forventer DTU Aqua at få yderligere informationer, der kan udvide det faglige grundlag for beslutninger vedrørende ålegræssets beskyttelse.

7.6 Makroalger

7.6.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Bentiske makroalger er en central habitattype for naturtype 1160 i H30.

Boks 7

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning: Lovns Bredning og Hjarbæk Fjord er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. Dette resulterer i nedsat sigtdybde, begrænsning af ålegræssets dybdeudbredelse, samt hyppige tilfælde af iltsvind ved bunden.

Invasive arter: Invasive vedplanter, er en trussel mod flere af områdets naturtyper og arter. I Lovns Bredning kan både de ikkehjemmehørende butblæret sargassotang, stillehavsøsters og dræbergopler være en trussel mod flere af de marine naturtyper og deres arter.

Fiskeri: Fiskeri med bundslæbende redskaber, hvorved der sker en fysisk ødelæggelse af de marine naturtype 1160-bugter og 1170-rev, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårbund, sten og skaller, kan være en trussel mod områdets marine naturtyper.

7.6.2 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, vanddybde og dermed lysintensitet, salinitet og graden af fysisk stress (Sand-Jensen & Borum 1991, Middelboe et al 1998). Eutrofiering i form af antropogen tilførsel af næringsalte er vist at medføre reduktion i biomasse og diversitet af langsomt voksende makroalge og vil i stedet lede til fremvækst af fytoplankton og opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger (Nielsen et al 2004, Middelboe et al 2000).

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og er typisk enten ikke-fastsiddende, drivende grønalger som søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på fx ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved højt indhold af næringsalte, 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 udskygge de øvrige arter (Valiella 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 fast-hæftede, ikke-opportunistiske arter (Krause-Jensen et al, 2009). De ikke-fastsiddende opportunistiske arter kan drive med strøm-

men og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømløse, 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 algeomaterne. Yderligere kan drivende makroalger skabe resuspension og fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som fx ålegræs (Canal-Verges et al 2010, Holmer et al 2010, Valdemarsen et al 2011, Höffle et al 2012).

Det er vist, at fjernelse af opportunistiske alger kan medvirke til at reducere tilgængeligheden af næringsalte og forebygge udviklingen af iltsvind (Guyoneaud et al, 1997). 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). Modsat er ikke-opportunistiske, fastsiddende arter kendetegnet ved høj grad af strukturelt væv, lavere omsætningshastigheder og oplagring af næringsalte i vævet, og de styrker generelt set iltproduktionen i de områder de forekommer og tilbyder 3D strukturer, der kan fungere som habitater.

I basisanalysens vurdering bliver butblæret sargassotang (*Sargassum muticum*) nævnt som 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 i 2012 kun fundet sargassotang på ét transekt i den sydlige del af bredningen. Sargassotang er derfor ikke en betydende komponent i bredningen. I nylige studier er det endvidere vist, at sargassotang kan være hjemsted for en forøget biodiversitet af hjemmehørende fauna-arter (Buschbaum et al 2006, Polte & Buschbaum 2008). Andre resultater har vist forskellige artssammensætning for sargassotang og andre oprejste brunalger, omend forskellen ikke blev anset for væsentlig (Engelen 2011). Wernberg et al (2000) viste på den anden side, at sargassotang i Limfjorden kan udkonkurrere den hjemmehørende skulpetang (*Halidrys siliquosa*). Sargassotang kan således både være en trussel mod den hjemmehørende bestand af fastsiddende makroalger og være en alternativ habitat/3D struktur med tilsvarende funktioner som hjemmehørende makroalger. Mere forskning er nødvendig for at kunne afdække disse forhold.

DTU Aqua tager i konsekvensvurdering af trusler mod makroalger ved fiskeri i Lovns Bredning udgangspunkt i fastsiddende, ikke-invasive og ikke-opportunistiske makroalger.

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (Møhlenberg et al 2008). Petraitis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs en klippekyst udfor 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 makroalgensamfund (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 koloniasator 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 den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og fire forskellige kunstige rev elementer blev placeret på 11 m dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m⁻², mens der efter to år blev målt en biomasse på ca. 100 g tørvægt m⁻² og dækningsgrader mellem 50 og 90 % (Schubert & Schygula, 2006). Samtidigt reduceredes dækningsgraden af epifauna, især blåmuslinger, som dominerede efter det første år. Genetableringen vil givetvis afhænge af graden af forstyrrelse, de

fysiske karakteristika af habitatet og sammensætningen af fauna og flora i området (Northeast Region EFHSC 2002). Normal praksis for muslingefiskeri i Limfjorden med 2-3 års intervaller mellem genbesøg vil således kunne give mulighed for genetablering dog afhængigt af den aktuelle artssammensætning (Watling & Norse 1998). Imidlertid vil tab af strukturerende elementer medføre en langsommere genetablering (Watling & Norse 1998). Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og flerårige alger forsvinder, kan der ske et systemskifte i retning af opportunistiske arter.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger, rurer og det er derfor ikke givet at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Makroalgerne konkurrerer desuden om det faste substrat med de invasive makroalgearter sargassotang og gracilariatang. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre genetableringen.

7.6.3 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 skrabeområde, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrubes gentagende gange. 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.

Ved muslingeskrab fjernes fast substrat i form af sten og skaller (se afsnit 7.2). 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.

Fjernelse af dele af den flerårige, fastsiddende makroalgebestanden kan potentielt give hurtigtvoksende makroalgearter (herunder invasive arter) og mikroalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabil økosystem. Da primærproduktionen i Lovns Bredningen i forvejen er domineret af mikroalger og opportunistiske makroalger, vurderer DTU Aqua, at denne effekt ikke er betydelig her.

DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, enårige opportunistiske arter som søsalat og krølhårstang kun i mindre grad vil blive påvirket af fiskeri. De bliver dels ikke på tilsvarende vis som for de fastsiddende fjernet

og de har en betydeligt lavere genetableringstid, der gør det muligt indenfor ganske få uger at genetablere en evt. påvirket bestand.

Indirekte effekter: Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtddybde en vigtig parameter for udviklingen af makroalgensamfund. Muslingeskrab og fiskeri efter søstjerner medfører resuspension, som beskrevet i afsnit 7.1, 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 sukker-tang (Lyngby & Mortensen 1996).

Tidligere undersøgelser har vist forekomst af afrevne blade af større makroalger ved brug af søstjernevod (Holtegaard et al 2008). Nye undersøgelser af bifangst har ikke kunnet påvise det samme og har desuden heller ikke kunne påvise fangst af sten. Der foreligger ikke systematiske undersøgelser af voddets effekt på makroalger.

7.6.4 Makroalgernes historiske udbredelse

Der foreligger ikke historiske data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse i Lovns Bredning. I nyere tid er dybdegrænsen for makroalgerne heller ikke blevet monitoreret af de tidligere Limfjordsamter og senere Naturstyrelsen Vestjylland. De tilgængelige data indeholder dækningsprocenten for de observerede makroalgearter, men kun ud til en forudbestemt dybde, den maksimale dybdegrænsen for makroalgearterne er ikke registreret.

7.6.5 Makroalgernes nuværende udbredelse

De nyeste tilgængelige data for makroalgernes dybdeudbredelse fra Naturstyrelsen er fra 2007. Makroalger er blevet monitoreret og observeret ud til maksimalt 4,6 m i Lovns Bredning i perioden 2001 til 2007 På Transekt 25 (Figur 15). Ved monitoreringerne ned til 4,6 m er der flere algearter og >1 % dækningsgrad af algearterne, hvilket gør det rimeligt at formode, at der findes makroalger dybere end 4,6 m.

DSC og DTU Aqua foretog en supplerende bestandsundersøgelse af blåmuslinger, ålegræs og makroalger på lavt vand i Lovns og Løgstør Bredninger i 2010 (2 - 6 m). I Lovns Bredning fandt DSC og DTU Aqua makroalger på 12 % af transekterne ud til 5 m dybde, men observerede ikke makroalger på 6 m. I en mere omfattende analyse af makroalgerne i 2012 (0 - 6 m, se afsnit 5.4.2), hvor makroalgensamfundene ligeledes blev kategoriseret i forskellige typer, blev der fundet makroalger på 66 % af transekterne. Max. dybdeudbredelse var i 2012 6 m, men på vanddybder >4 m blev der udelukkende fundet opportunistiske, ikke-fastsiddende arter som søsalat og krølhåstang.

DTU Aqua vurderer derfor den observerede dybdegrænse for fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger til 4 m.

7.6.6 Makroalgernes estimerede dybdegrænse

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):

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

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

hvor (\pm angiver standard afvigelsen på parametrene). Som følge af forskellige lyskrav hos forskellige makroalgearter er der lavet ligninger for flere funktionelle grupper (Nielsen et al 2002). I denne analyse har vi valgt at bruge modellen for brunalger til beskrivelse for alle ikke-opportunistiske arter og modellen for "andre alger" til at beskrive de opportunistiske arters udbredelse som funktion af sigtdybde. Ved en estimeret, gennemsnitlig sigtdybde i 2012 på 2,3 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 2,0 ($\pm 1,4$) m og for andre fastsiddende makroalger til at være 2,4 ($\pm 1,5$) m, hvilket er mindre end den observerede udbredelse.

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 vanddybder >5 m.

Tabel 3. Estimerede og observerede dybdegrænser for makroalger i Lovns Bredning. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober) på baggrund af data fra Naturstyrelsen Vestjylland. Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Lovns Bredning er beregnet for brunalger efter Nielsen et al (2002). *Er kun beregnet for perioden jan-juli og dækker ikke hele vækstsæsonen. ** Kun målt til 4 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2009	2010	2011	2012	2013
Sigtdybden (m)	2,8	1,6	1,8	2,3	2,1*
Observeret dybdegrænse (ikke-opportunister, m)	4**	5	-	4	
Observeret dybdegrænse (opportunister, m)	4**	5		6	
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	2,7	1,0	1,3	2,0	1,7*
Estimeret dybdegrænse andre (m)				2,4	2,2*

7.6.7 Konsekvensvurdering af fiskeriet påvirkning af udbredelse af makroalger

Der er i Fiskeplanen foreslået fiskeri i 2 såkaldte fiskekasser. I kapitel 9.4 er fiskekasserne foreslået modificeret både i udbredelse og placering og der er endvidere foreslået beskyttelse af ålegræsset i yderligere 3 områder. Der er ingen af de foreslåede fiskekasser eller på vanddybder >5 m observeret forekomst af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger i 2012. Makroalger kan teoretisk forekomme i hele Lovns Bredning, hvis der alene anlægges en betragtning om lysgennemtrængning. Imidlertid bliver Lovns Bredning hvert år ramt af alvorligt iltsvind og det er ikke sandsynligt, at der i de ramte områder er betydende bestande af flerårige, fastsiddende makroalger.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri som beskrevet i fiskeplanen med de nævnte modifikationer ikke vil overlape med udbredelse af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger i Lovns Bredning og dermed i betydende grad påvirke makroalgernes udbredelse i Lovns Bredning.

DTU Aqua vurderer, at en evt. påvirkning af opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger ved fiskeri efter muslinger og søstjerner som beskrevet ovenfor vil være af mindre betydning for disse algers udbredelse, da de har et meget højt genetableringspotentiale.

Da makroalgerne i Lovns Bredning teoretisk ikke er lysbegrænsede i deres udbredelse 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.

7.6.8 Konklusion

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber indenfor de modificerede fiskekasser samt med søstjernevod i fiskekasserne og i resten af bredningen på vanddybder >5 m (dog undtaget ålegræsbeskyttelsesområder, se afsnit 7.5.7) ikke vil overlape med den observerede eller model-estimerede forekomst af fastsiddende, flerårige, ikke-opportunistiske makroalger i Lovns Bredning. Muslingeskrab kan gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Et fiskeri som beskrevet forventes ikke at påvirke de dominerende, opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger i betydende omfang. Fjernelse af sten i forbindelse med fiskeri vil lede til reduktion i de fastsiddende makroalgernes 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 der dog i 2012 kun observeret sargassotang i meget få områder.

DTU Aquas vurdering bygger på en meget omfattende kortlægning af makroalger i Lovns Bredning i 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. Data fra denne kortlægning er sammenfaldende med en tilsvarende kortlægning i 2010. I modsætning til ålegræs former makroalger ikke 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 meget omfattende datamateriale, vil der derfor være forbundet en usikkerhed til konklusioner vedrørende makroalgernes udbredelse.

7.7 Bundfauna

7.7.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Bundfauna er et centralt element i habitattyper for naturtype 1160 i H30.

Boks 8

Miljøministeriets vurdering i Natura 2000 plan (Miljøministeriet, 2011)

Trusler mod områdets naturværdier

Næringsstofbelastning: Lovns Bredning og Hjarbæk Fjord er som resten af Limfjorden påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land. Dette resulterer i nedsat sigtdybde, begrænsning af ålegræssets dybdeudbredelse, samt hyppige tilfælde af iltsvind ved bunden. Bundfaunaens sammensætning påvirkes af disse forhold og dermed også fødegrundlaget for taffeland, troland og hvinand, der i forskellig grad lever af hvirvelløse dyr på bunden.

Uhensigtsmæssig hydrologi: For Hjarbæk Fjord gælder det, at slusen ved Virksund virker som højvandssluse og i det meste af året skaber uhensigtsmæssig lagdeling (salthspringlag) i ca. 2 m dybde. En lomme af iltfattigt saltvand ligger derfor mere eller mindre permanent ved dæmningen.

Invasive arter: Invasive vedplanter, er en trussel mod flere af området naturtyper og arter. I Lovns Bredning kan både de ikkehjemmehørende butblæret sargassotang, stillehavsøsters og dræbergoplere være en trussel mod flere af de marine naturtyper og deres arter.

Fiskeri: Fiskeri med bundslæbende redskaber, hvorved der sker en fysisk ødelæggelse af de marine naturtype 1160-bugter og 1170-rev, dels ved fjernelse af bundflora og bundlevende dyr, og dels ved fjernelse af hårdbund, sten og skaller, kan være en trussel mod området marine naturtyper.

7.7.2 Konsekvensvurderingens analyse

Brugen af skrabende redskaber som f.eks. en muslingeskraber, har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings og Kaiser 1998). Hvor stort omfanget af den pågældende effekt er, afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der påvirker et givent område. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af f.eks. roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse. 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.

I vurderingen af den effekt de skrabende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2 - 2,0 cm af havbunden (Dyckjær et al 1995). Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al 1998) (Tabel 4). Ved råstofindvinding vil havbunden dog påvirkes i større dybde og effekterne vil derfor være større i forhold til ved muslingefiskeri. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring seks måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning.

Tabel 4. Gendannelsestider af bundfauna efter sedimentudvinding i forskellige habitattyper (Newell et al 1998).

Lokalitet	Habitattype	Gendannelsestid
James River, Virginia, USA	Mudder og silt	± 3 uger
Coss Bay, Oregon, USA	Mudder (forstyrret)	4 uger
Gulf of Cagliari, Sardinien, Italien	Mudder	6 måneder
Mobile Bay, Alabama, USA	Mudder	6 måneder
Chesapeake Bay, USA	Sand og mudder	18 måneder
Goose Creek, Long Island, NY, USA	Mudderbanke	> 11 måneder
Klaver Bank, Holland	Sand og grus	1-2 år
Dieppe, Frankrig	Sand og grus	> 2 år
Lowestoft, England	Grus	> 2 år
Hollandske kystområder	Sand	3 år
Tampa Bay, Florida, USA	Østersskaller	6-12 måneder
Boca Ciega Bay, Florida, USA	Skaller og sand	10 år
Beaufort Havet, USA	Sand og grus	12 år
Florida, USA	Koralrev	> 7 år
Hawaii, USA	Koralrev	> 5 år

Undersøgelser fra den sydlige del af Løgstør Bredning i Limfjorden har vist en effekt på bunddyr (infauna og epifauna) ved fiskeri af 3 - 4 år gamle muslinger (Dolmer et al 2001, Dolmer 2002). Umiddelbart efter fiskeriet blev der fundet signifikant færre arter på muslingebankerne sammenlignet med uden for bankerne. Efter 40 dage var denne forskel ikke længere at spore (Dolmer et al 2001). Lige efter fiskeriet med et skrabende redskab steg artsdiversiteten uden for muslingebankerne på det sandede substrat. Efter syv dage var forskellen udlignet (Dolmer et al 2001). Undersøgelserne viser samlet, at fiskeriet påvirker forekomsten af infauna (børsteorme og muslinger), samt en række epifauna organismer (søanemoner, søpindsvin, søpunge og havsvampe). Omvendt ses organismer som hesterejer og slangestjerner i højere tætheder i områder, hvor der er fisket muslinger pga. forbedrede forekomster af føde eller forbedrede bundforhold for disse arter (Dolmer et al 2001).

Ifølge Dolmer (2002) viste undersøgelser i Limfjorden af langtidseffekten af muslingefiskeriet (4 år) en effekt på epifauna vest for Mors, men ikke i Løgstør Bredning. I et andet studie af Hoffmann og Dolmer (2000) kunne der ligeledes ikke ses nogen langtidseffekt af muslingefiskeriet. I disse studier af langtidseffekterne er der set på artssammensætningen i et område, hvor der fiskes muslinger, sammenlignet med artsammensætningen i et naboområde, der er lukket for muslingefiskeri. I området, hvor der fiskes muslinger, er der ikke fisket muslinger de sidste 4 år.

For at kunne måle en effekt af fiskeriet skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings og Kaiser, 1998). I et notat om Vandrammedirektivet vurderer DMU (Petersen et al 2008), at effekten af muslingefiskeri varer op til 1 - 2 år i eutrofierede fjorde. Denne vurdering baseres på undersøgelser i den centrale del af Limfjorden, der ofte er udsat for iltsvind. DMU konkluderer i notat om Vandrammedirektiv (Petersen et al 2008) ”Med den nuværende viden er der indikationer på langtidseffekter (>4 år) af fiskeri, om end disse er behæftet med en vis usikkerhed, så det er sandsynligt, at hyppigheder <5 år vil påvirke biodiversiteten og forekomst af følsomme arter i fjordområder”.

Den lette muslingeskraber påvirker ligesom hollænderskraberen bunden. Den lette skraber mindrer fangst af mudder samt redskabets reducerede bundmodstand i forhold til det tidligere anvendte redskab (Eigaard et al

2011) kan indikere, at den lette skraber ikke skraber helt så dybt i bunden. Videnskabelige undersøgelser omkring den lette skraberens påvirkning på bunddyr gav ikke brugbare data pga. iltsvind i området. Skraberens effekt på bunden må derfor anses for at svare til den tidligere anvendte hollænderkrabers effekt, som er beskrevet ovenover.

7.7.3 Konklusion

Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfauna, hvor fiskeriet pågår. I Lovns Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 1 - 2 år. Der vil forekomme bundfauna i hele Lovns Bredning. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse.

8 Bilag IV-arter og andre arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV-arter). Særligt beskyttede fiskearter i Lovns Bredning er flodlampret og stavild. Særligt beskyttede pattedyr er spættet sæl og marsvin.

8.1 Fisk

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

Flodlampret: Flodlampret findes hovedsagelig i de jyske vandløb, og især i Vestjylland forekommer den talrigt. Den er dog sandsynligvis også udbredt i resten af landet, men der findes ikke en standardiseret metode til bestandsopgørelser.

Flodlampret er anadrom, hvilket vil sige den gyder og lever som yngel i ferskvand, men lever hele sit voksne liv i havet. Flodlampret lever som voksent individ i havet som ådselsæder eller ved at suge sig fast på andre fisk og æde af dem. Bunddyr, f.eks. orme, kan dog også udgøre en del af fødegrundlaget.

Flodlampretten bliver kønsmoden efter den har været i havet i 1-2 år, og når det sker, vandrer den op i vandløbene for at gyde. Arten gyder på stenet bund (www.naturstyrelsen.dk).

Stavild: Stavild er som flodlampretten anadrom, og vandrer mellem fourageringsområder i havet og gydepladser i fersk- og brakvand. Stavild fanges jævnligt langs de danske kyster, og siden 1970 er arten registreret i Vadehavet, Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Limfjorden og Randers Fjord (www.naturstyrelsen.dk).

Stavsilden lever i havet som stimefisk nær kyster. I forsommeren vandrer de kønsmodne stavild op i større vandløb, hvor de gyder. Yngelen vandrer om efteråret ud i saltvand.

Der er meget lidt bifangst af fisk i forbindelse med muslingefiskeri. Der er på nuværende tidspunkt ikke registreret bifangst af flodlampret og stavild i forbindelse med muslingeforsøgsfiskeri i Lovns Bredning. Dansk Skaldyrcenter 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 og DTU Aqua vurderer, at fiskeri efter søstjerner ikke vil have en betydende effekt på fiskearter.

Muslingefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 20.000 ton, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lovns Bredning fiskes på 9,4 % og et søstjernefiskeri på 2000 ton kan fiskes på 4,5 % af habitatområdet. Fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et muslingefiskeri på 20.000 t muslinger og et søstjernefiskeri på 2.000 t ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for flodlampret og stavild i Lovns Bredning (H30).

8.2 Havpattedyr

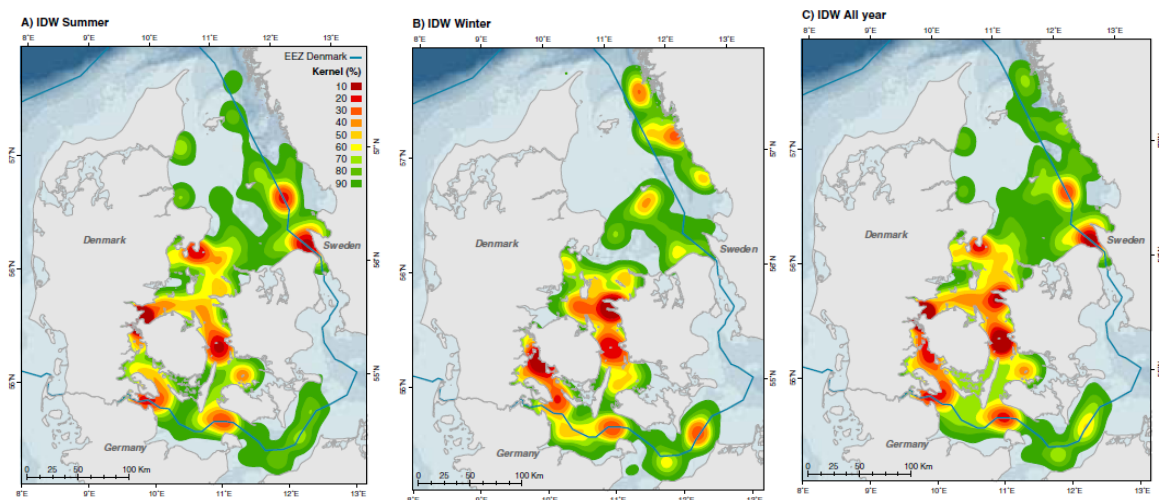
Marsvin: Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV-arter), herunder marsvin.

Marsvin observeres sjældent i Limfjorden, og der findes pt. meget lidt viden om forekomsten af marsvin i Limfjorden.

Den viden vi har om marsvins forekomst i danske farvande er baseret dels på satellitsporinger (Figur 35) og dels på optællinger fra skibe og fly, og her forekommer der ikke observationer af marsvin i Limfjorden. Limfjorden har dog ikke været dækket af optællingerne. Basisanalysen for Lovns Bredning indeholder ikke data for arten marsvin i Limfjorden (Miljøministeriet 2006).

Bifangster af marsvin i Danmark ses hovedsageligt i garnfiskeriet, og på nuværende tidspunkt har man ikke haft nogen registreringer af bifangede marsvin i muslingefiskeriet. Årsagen til at ingen marsvin er registreret bifanget i muslingefiskeriet er ukendt, men det kan skyldes, at marsvin har en meget højt udviklet høresans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberen. Muslingefiskeriet forekommer desuden ved lav hastighed (3 - 3,5 knob) og skraberåbningen på den lette skraber er lille ca. 146 cm (længde) og < 50 cm (højde af rammen ved skraber) (Eigaard et al 2011). Søstjernevoddet har ligeledes en lille åbning og fisker ved lav hastighed, der medfører at det er lille sandsynligt for, at det kan fange marsvin.

Marsvin kan udvise adfærdsforandringer ved tilstedeværelsen af skibstrafik. Dette er påvist i studier, hvor marsvin havde en signifikant roligere adfærd på 1.500 meters afstand af et skib, sammenlignet med deres adfærd inden for 700 meter af skibet (Palka 1995). De 10 fartøjer der fisker muslinger kan medføre en lille forstyrrelse af marsvinene lokalt i kortere perioder.



Figur 34. Kernel density kort (Densitetskort) over marsvins-områder i indre danske farvande. (IDW= Inner Danish Waters) Data er baseret på 37 marsvin, som er mærket i de indre Danske farvande mellem 1997 - 2007 (DMU 2008).

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker marsvins fødegrundlag i Limfjorden. Data fra strandede og bifangede dyr i de indre danske farvande fra perioden 1985 - 2006 viser, at marsvinenes føde har følgende artsfordeling: torsk (47 %), hvilling (13 %), sild (9 %), kutlinger (7 %), ålekvabbe (6 %), tobis (3 %), Sperling (1 %), ål (1 %) (Andreasen 2009). Der forventes ingen direkte påvirkning fra muslinge- og søstjernefiskeriet, idet bifangst af fisk er lille, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Fødegrundlaget for marsvin i de indre danske farvande består af 79 til 82 % bundlevende fisk, herunder torsk som er kvotereguleret. Et muslingefiskeri på 20.000 ton, kan ved den nuværende store biomasse af muslinger i Lovns Bredning fiskes på 9,4 % af habitatområdet. Et søstjernefiskeri på 2.000 ton kan fiskes på 4,5 % af habitatområdet. Fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et muslingefiskeri på 20.000 t muslinger og et søstjernefiskeri på 2.000 t ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for marsvin i Lovns Bredning (H30).

Skibstrafikken er ikke tæt i habitatområdet Lovns Bredning og det er usikkert om denne forstyrrelse påvirker marsvinenes adfærd. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området.

Bifangst af marsvin er observeret i alle slags nedgarn i danske farvande (Vinther 1999, Vinther & Larsen 2004). Dog er der ikke observeret bifangster i tungegarn. De højeste bifangstrater er set i garn efter pighvarre og kulmule, men formentlig har stenbidergarn også høje rater, da det ofte er samme garn som til pighvarre (pers. com. Finn Larsen). Bifangst af marsvin er ikke rapporteret fra Limfjorden. I det omfang der forekommer nedgarn i Limfjorden (DTU Aqua har ikke data for dette) kan bifangst af marsvin forekomme i området.

Sæler: Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV-arter), herunder Spættet sæl. Basisanalysen angiver, at Statsskovdistriktet har registreret 14 sæler ved Lundø i august 2002, 1 i 2003 og ingen i 2005. Der er af og til set Spættet Sæl langt oppe i vandløbssystemerne i Lovns Bredning.

Spættet sæl: er Danmarks almindeligste sæl (bestand 14.000 i 2009), og de forskellige bestande er samlet vokset med 6 - 13 % om året siden 1988. Denne samlede vækst er sket selvom man har set en faldende vækst i flere bestande gennem de senere år. Der er specielt set et drastisk fald på ca. 50 % i bestanden af spættet sæl i den centrale del af Limfjorden, herunder Lovns Bredning. Da der ikke er observeret flere døde dyr end sædvanligt, må de manglende dyr formodes at være svømmet ud af Limfjorden. DMU formoder, at dette skyldes mangel på føde i området (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael).

Spættet sæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser herunder den vestlige Limfjord men ikke i Lovns Bredning. Spættet sæl har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til at fiskere kan skyde nogle få dyr. I dag er det derfor hovedsageligt forstyrrelse på yngle- og hvilepladser, og begrænsninger i føden og jagt i nogle få områder der begrænser antallet af Spættet sæl (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael).

Spættet sæl er følsom over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni - juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael). 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 eller 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 hørersans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberer.

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 af 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 (www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael). Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå i et meget begrænset område af H30 (9,4 + 4,5 %) 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.

8.3 Konklusion

Bevaringsstatus for flodlampret og stavsild er ukendt i Danmark. DTU Aqua vurderer, at muslingefiskeriet og søstjernefiskeriet ikke vil have en betydende effekt på udbredelsen af og fødegrundlaget for flodlampret og stavsild i Lovns Bredning. Muslingefiskeriet og søstjernefiskeriet påvirker ikke flodlampret og stavsild direkte, idet der ikke er observeret bifangst af disse arter. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslinge- og søstjernefiskeriet på fødegrundlaget, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri på 20.000 t og et søstjernefiskeri på 2.000 t i habitatområdet i Lovns Bredning ikke vil have en betydende effekt på bestanden af flodlampret og stavsild i H30.

Spættet sæl er den mest almindeligt forekommende sæl i Danmark og forekommer sporadisk i Lovns Bredning. Muslingefiskeriet påvirker ikke sælerne direkte, idet der ikke forekommer bifangst af sæler i muslinge- og søstjernefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af fiskeriet på sælernes fødegrundlag, idet bifangst af fisk er lille, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Sæler er generalister med et bredt fødevalg. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå på et begrænset areal (9,4 % + 4,5 %) af H30 fordelt på flere måneder, og DTU Aqua forventer ikke, at fiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Lovns Bredning. Fiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området. Bifangst af sæler i garn- og rusefiskeriet i området bidrager ligeledes til den kumulative forstyrrelse af bestanden i habitatområdet. DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri på 20.000 ton og et søstjernefiskeri på 2.000 ton fordelt på maksimalt 10 fartøjer pr produktionsområde i habitatområdet i Lovns Bredning ikke vil have en betydende effekt på sælbestanden i området.

Marsvin observeres kun sjældent og sporadisk i Limfjorden og Lovns Bredning og forekomsten er ukendt. Muslingefiskeriet og søstjernefiskeriet påvirker ikke marsvin direkte, idet der ikke forekommer bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslinge- og søstjernefiskeri på fødegrundlaget, idet bifangst af fisk er lille, men indirekte kan fiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 20.000 ton og et søstjernefiskeri på 2.000 t, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lovns Bredning fiskes i 9,4 % og 4,5 % af habitatområdet, og fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for marsvin i Lovns Bredning (H30). Muslinge- og søstjernefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området, idet undersøgelser viser at marsvinenes adfærd påvirkes af skibe indenfor 700 meters radius. Bifangst af marsvin i garnfiskeriet i området bidrager ligeledes til den kumulative forstyrrelse af bestanden i habitatområdet. DTU Aqua vurderer at et muslingefiskeri på 20.000 t og et søstjernefiskeri på 2.000 t i Lovns Bredning ikke vil have en betydende effekt på marsvinebestanden i området.

9 Påvirket areal og kumulative effekter

9.1 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

Gentaget fiskeri efter blåmuslinger kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme Natura 2000 område. Formålet med dette afsnit er at vurdere omfanget af den kumulative påvirkning.

Ønsker til fiskeplanen har gennem de sidste år oversteget de faktisk landede mængder (Tabel 5).

Tabel 5. Konsekvensvurderede ton, landede mængder og den udnyttede mængde ift. de konsekvensvurderede ton.

Fangstsæson	Mængde blåmuslinger		Udnytte mængde ift. kvoten (%)
	Konsekvensvurderet (ton)	Landet mængde (ton)	
2009/2010	7.000	61	0,9
2010/2011	7.000	430	6,1
2011/2012	7.000	84	1,2
2012/2013	2.000	0	0

På baggrund af de faktisk landede mængder fra Lovns Bredning i perioden 2009 til 2013, har det været muligt at estimere, hvor store arealer der blev påvirket ved gennemførelsen af det tilladte fiskeri. Fiskeriet har i perioden påvirket 0 - 0,5 % af den marine del af Natura 2000 området (Tabel 6).

Et fiskeri på 20.000 t i 2013/2014 (inkl. omplantningsfiskeri) vil påvirke 9,4 % af den marine del af Natura 2000 området. Et fiskeri på 15.000 t i 2013/2014 vil påvirke 7,1 % og et fiskeri på 10.000 t vil påvirke 4,7 %. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 2.000 t søstjerner er estimeret til 4,5 %.

Tabel 6. Arealpåvirkning i forhold til tilladt mængde og landede mængder i Lovns Bredning. De landede mængder er baseret på landingsstatistik fra NaturErhvervstyrelsen. Scenarierne viser påvirkningen ved et fiskeri i sæsonen 2013/2014 på hhv. 20.000, 15.000 eller 10.000 t blåmuslinger og 2.000 t søstjerner. Alle scenarier er inklusiv 5.000 t omplantningsmuslinger. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H30 på 68,9 km² og en effektivitet af muslingeskraberen på 65 %. Omplantningsfiskeri er ikke indeholdt i den tilladte kvote eller i landingsstatistik, idet det ikke var muligt at få data for dette. *Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen i 2012/2013 pga. et forbedret data- og beregningsgrundlag.

Fiskerisæson	Mængde ton	Biomasse i fisket område (kg m ⁻²)	*Arealpåvirkning (konsum + omplantning)	
			km ²	%
2009/2010	61	3,1	0,03	0,04
2010/2011	430	2,1	0,3	0,5
2011/2012	84	2,46	0,1	0,1
2012/2013	0	2,63	0	0
2013/2014 - Scenarie 1	20.000	4,75	6,5	9,4
2013/2014 - Scenarie 2	15.000	4,75	4,9	7,1
2013/2014 - Scenarie 3	10.000	4,75	3,2	4,7
2013/2014 - Søstjerner	2.000	1,0	3,1	4,5

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 være fra 2 - 100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm og er som rettesnor estimeret til at være >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 muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

Gendannelse af makroalger, blåmuslinger og bundfauna er vurderet til at være henholdsvis 5, 3 og 2 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. På baggrund af biomasse af blåmuslinger, landede mængder og gendannelsestiderne er det muligt at beregne hvor store områder, der vil blive påvirket, eller vil være i en tilstand af gendannelse i forhold til de senere års fiskeri, og det fiskeri der konsekvensvurderes for fiskeriperioden 2013/2014. De meget grundige undersøgelser af udbredelse af makroalger i de senere års transektundersøgelser og især i 2012 har tilvejebragt et fagligt grundlag, der ikke tidligere har været tilgængeligt, og 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 conse-

kvensvurdering er det gjort ved, at beregne andelen af punkter på de enkelte transekter, hvor der på videooptagelsen er observeret makroalger i forhold til samtlige punkter. Der er i denne andel ikke sondret mellem opportunistiske og ikke-opportunistiske makroalger, da denne skelnen ikke er analyseret i 2009 og 2010. Der er heller ikke taget højde for dækningsgrader. Det betyder at en dækningsgrad på 1 % eller mindre tæller lige så meget som en dækningsgrad på f.eks. 30 %. Endelig er der ikke skelnet mellem dybder, og punkter på f.eks. 2 m dybde med høj sandsynlighed for forekomst af makroalger tæller lige så meget som punkter på f.eks. 6 m. Dermed er der sikret forsigtighed i estimatet. På alle målepunkter af hver 90 - 100 m for årene 2009, 2010 og 2012 var der i gennemsnit makroalger på 47 % af punkterne. For beregningen af kumulative effekter betyder det, at arealpåvirkning i et enkelt år på makroalger er = arealpåvirkningen på blåmuslinger x 0,47.

Arealberegningerne baserer sig endnu ikke på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning, men udelukkende på en kombination af skøn over biomassen i de tætte forekomster og den landede mængde. Beregninger på skrubespor fremkommet fra fiskeriets obligatoriske logbogsindberetninger indikerer, at fiskeriet rent faktisk foregår på meget tættere bestande, end de data, der bruges til konsekvensvurderingen. Med indførelse af obligatoriske GPS-loggere på bådene vil det blive muligt at beregne den faktiske arealpåvirkning (se nedenfor). Det har imidlertid af tekniske årsager ikke været muligt at bruge kvalitetssikrede data fra sæsonen 2012/2013 til denne konsekvensvurdering. DTU Aqua forventer, at kvalitetssikrede data vil være tilgængelige for en konsekvensvurdering i fiskerisæsonen 2014/15.

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at kun 65 % af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrubes en gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold overestimere den kumulative effekt.

Fiskeri efter søstjerner med søstjernevoddet vil ikke påvirke havbunden på samme måde som muslingeskraberen. Der er ikke foretaget systematiske undersøgelser af søstjernevoddet og dets effekt på bunden og den præcise effekt kan ikke kvantificeres med den nuværende viden. Ved beregning af kumulative effekter som følge af søstjernefiskeri kan følgende imidlertid lægges til grund for beregningerne:

- a) voddet vil ikke påvirke infaunale arter, og effekt på bunddyr kan derfor som et groft estimat sættes til 50 % af effekten af muslingeskraberen;
- b) voddet vil ikke have samme effekt på blåmuslinger som muslingeskraberen. Baseret på målinger af bifangst af blåmuslinger på op til 2 % sættes effekten af søstjernevoddet på blåmuslinger som et groft estimat til at være 10 % af effekten af muslingeskraberen;
- c) voddet er lettere end muslingeskraberen og kan forventes at have mindre effekt på makroalger, men denne er ikke dokumenteret. Da der er blevet rapporteret om afrevne makroalgeblade i søstjernefangster (Holtegaard et al 2009) sættes effekten af søstjernevoddet på makroalger som et groft estimat til at være 100 % af effekten af muslingeskraberen.

For beregningerne nedenfor betyder det, at arealpåvirkningen af søstjernevoddet for økosystemkomponenten blåmuslinger = arealvirkningen af søstjernevoddet x 0,1 (4,5 % x 0,1), for økosystemkomponenten bundfauna = arealpåvirkningen af søstjernevoddet x 0,5 (4,5 % x 0,5) og for makroalger er arealpåvirkningen af søstjernevoddet x 1 dog således, at der skal korrigeres for makroalgernes ikke-homogene fordeling (4,5 % x 1 x 0,47).

Søstjernevoddet er ikke antaget at påvirke ålegræs, da der ikke må være nogen påvirkning af ålegræsset. Der er i anbefalingerne lagt bufferzoner ind omkring ålegræsset i 3 områder udover 5 m dybdekonturen netop med henblik på at undgå en effekt af resuspension fra voddet på ålegræs.

De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i Tabel 7. Den samlede kumulerede påvirkning ved både blåmusling- og søstjernefiskeri i henhold til Fiskeplanen fremkommer ved at lægge arealpåvirkningen ved søstjernefiskeriet til arealpåvirkningen for de enkelte økosystemkomponenter til de respektive scenarier for blåmuslingefiskeriet.

Tabel 7. 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. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 2 år. Den kumulerede effekt er beregnet de foregående år i henhold til gendannelsestid + påvirkning ved 3 forskellige scenarier for 2013/14 (20.000, 15.000 eller 10.000 t). Alle 3 scenarier inkluderer 5.000 t omplantningsmuslinger. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabeareal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 47 % af arealet (se tekst). Til arealpåvirkning af hver enkelt økosystemkomponent ved muslingefiskeri skal lægges arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri på 2.000 t (se tekst). Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen i 2012/2013 pga. et forbedret data- og beregningsgrundlag.

	Gendannelsestid (år)	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	Kumuleret + 2013/14			Søstjerner
						sc 1	sc 2	sc 3	
Blåmusling	3			0,1	0	9,5	7,2	4,8	0,45
Makroalger	>5	0,02	0,2	0,05	0	4,7	3,7	2,5	2,1
Bundfauna	2				0	9,4	7,1	4,7	2,25
Ålegræs*	>20	0	0	0	0	0	0	0	0

Beregningen af de kumulerede effekter er i meget høj grad påvirket af både målet for biomasse i de fiskede områder og estimatet af påvirkningsgraden for den enkelte økosystemkomponent, og begge elementer er behæftet med en betydelig usikkerhed. Hvis det f.eks. antages, at makroalgerne er homogent fordelte og der ikke korrigeres for makroalgernes forekomst og den kumulerede effekt beregnes som arealpåvirkningen af økosystemkomponenten blåmuslinger for 5 år, vil den kumulerede effekt ved scenarie 1 for makroalger være 10,1 % (0,04 + 0,5 + 0,1 + 0 + 9,4), hvortil skal lægges 4,5 % påvirkning ved et søstjernefiskeri. DTU Aqua vil med de kvalitetssikrede GPS-data få præcise mål for arealpåvirkningen. Påvirkningen af økosystemkomponenterne vil dermed blive mere sikre. Yderligere data vedrørende substratsammensætning og nye data på videotransekterne i sommeren 2013 vil bidrage til at kvalificere beslutningsgrundlaget i fremtidige konsekvensvurderinger. Disse data vil formodentligt være til rådighed for analyserne i fiskerisæsonen 2014/15.

9.1.1 Konklusion for kumulative effekter

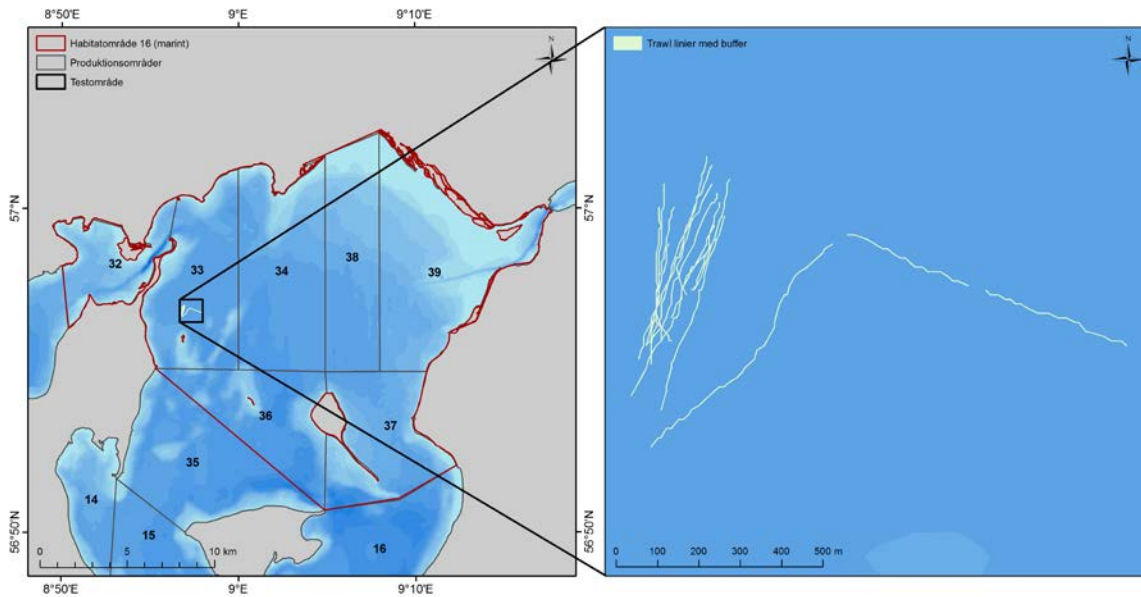
Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusiv den kommende sæsons fiskeri, er beregnet for 3 scenarier på hhv. 10.000, 15.000 og 20.000 t fiskede blåmuslinger, og er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Hertil skal lægges effekten af et fiskeri på 2.000 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. Beregningerne viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt med en max. 15 % arealpåvirkning. Dette er i et vist omfang forårsaget af lave landinger i de senere år.

Ved beregning af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at 65 % af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrubes en gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold medføre en overestimering af den kumulative effekt.

9.2 GPS-data

Fiskeriet har i hele sæsonen 2012/13 haft automatiske GPS-loggere påmonteret bådene, der logger hvert 10. sek. Dette resulterer i endog 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 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 kriterier. For det første skal fartøjet sejle med en hastighed, der er inden for et foruddefineret interval - som standard er denne hastighed sat til at være mellem 1,5 og 4 knob. For det andet skal fiskeriet have en minimumslængde (fisketid) større end en foruddefineret værdi - som standard er denne sat til 80 sekunder. 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. En algoritme, der kan styre automatisk oparbejdning af alle loggede data efter ovennævnte kriterier er udarbejdet, men ikke kvalitetssikret på nuværende tidspunkt.

DTU Aqua har ikke kunnet medtage GPS-data for sæsonen 2013/14 i konsekvensvurderingen. Institutet modtog data for sent til at kunne kvalitetssikre data inden for tidsfristen for udarbejdelse af konsekvensvurderingen. Desuden kræver behandling af data på nuværende tidspunkt en del manuel arbejde, da punkter, der er defineret som fiskeri, ikke tilknyttes et id der kan bruges til at definere hvilke punkter der udgør et samlet træk. Derfor vises i denne konsekvensvurdering kun et eksempel, der anskueliggør metodens potentiale, men potentialet kan ikke udnyttes på nuværende tidspunkt.



Figur 35. Eksempel på trawl træk genereret ud fra sensordata i Løgstør Bredning. Kortet til venstre viser placeringen af kortet til højre i Limfjorden.

De viste data er resultatet af et enkelt fartøjs fiskeri for en enkel fiskedag, der har resulteret i 15 definerede trawl træk (Figur 35). Længden af disse træk svinger mellem 229 og 696 m, med et gennemsnit på 418 m. Eksempelfartøjet var i besiddelse af 2 spil, bredden af skabene blev derfor sat til 3 meter (2 x 1,5 m). Dette giver et total areal på 18.845 m², men det påvirkede areal er 1.429 m² mindre, da en del af skrabene overlapper, således at der blev skrabet på 17.416 m². Kendes størrelsen af fangsten ved de enkelte træk eller evt. samlet for alle træk, kan gennemsnitlig biomasse af de fiskede muslinger beregnes.

Samlet vil disse data give et betydelig mere præcist billede af fiskeriets arealpåvirkning. Der forestår dog en del udviklingsarbejde, før data kan omsættes til faktiske mål herfor.

9.3 Eutrofiering

Eutrofiering og naturlig variation kan forventes at have en betydning for muslingebestandens størrelse og dermed for sigtdybden. Ændringer i rekrutteringen og dødelighed pga. iltsvind og prædation kan have stor effekt. Iltsvindhændelser, med massedød af blåmuslinger, er rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Lovns Bredning. I forbindelse med disse hændelser er der registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3-4. Prædation fra søstjerner er en anden faktor, der har betydning for udbredelsen af blåmuslinger lokalt i Limfjorden og dermed for områdernes filtrationspotentiale.

Både eutrofiering og muslingefiskeri medfører en ændring i flora- og faunasammensætningen med øget forekomst af organismer med hurtig rekruttering og stort spredningspotentiale.

Den generelle eutrofiering af Limfjorden medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtdybde. Ophvirvling af næringsstoffer og den afledte fytoplanktonproduktion, og ophvirvling af sediment ved skrabning er begge effekter, som påvirker sigtdybden og kan have en indirekte effekt på dybdeudbredelsen for ålegræs og makroalger i området. Hver især har disse faktorer (eutrofiering og ophvirvling af

næringsstoffer/sediment) ikke nødvendigvis en betydende effekt, men samlet set kan muslingeskrab i eutrofe områder have en effekt på sigtdybden i området, specielt i sommerperioden.

9.4 Bifangst af sten

Når der fiskes efter muslinger, kan der forekomme bifangst af sten. Fjernelse af substrat ved fiskeri kan på sigt forventes at have en effekt på fasthæftede organismers mulighed for at opbygge en bestand i området. Fjernelse af sten vil have betydning for udbredelse af makroalger og epibentiske organismer såsom søanemoner, søpindsvin, søpunge mv. Fjernelse af sten vil generelt reducere kompleksiteten i habitatområdet, hvilket kan have betydning for samspillet mellem en række arter.

9.5 Forstyrrelse

Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for F14. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med muslingefiskeriet.

Muslingefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse for marsvin og sæler sammenlignet med den øvrige skibstrafik i området. I det omfang der forekommer garn - og rusefiskeri i habitatområdet kan bifangst af sæler og marsvin bidrage til den kumulative forstyrrelse af sæl- og marsvinebestanden i habitatområdet. DTU Aqua har dog ikke data for dette. Bifangst af marsvin er ikke rapporteret fra Lovns Bredning.

10 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.
- Andreasen H (2009) Marsvinets (*Phocoena phocoena*) rolle som prædator i danske fravande. Speciale afhandling ved Biologisk Institut, Københavns Universitet.
- 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 (*Zoostera 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 and 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.
- 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 (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>
- 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.
- Christoffersen M, Poulsen LK, Geitner K, Aabrink M, Kristensen PS, Holm N, Dolmer P (2011) Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2011/12. DTU Aqua rapport 243-2011.
- Clausen P, Laursen K, Petersen KI (2008) Muslingebanker versus fugleliv I den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer, P. et al. Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua rapport august 2008.
- 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 testudinum* 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.
- DMU (2008) High density areas for harbour porpoises in Danish waters. NERI Technical Report No. 657
- Dolmer (2000) Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. *J sea Res* 44:221-231
- Dolmer P (2002) Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *J. Shellfish Res.* 21: 529-537.

- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E (1998) Dredging of Blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in a Danish sound: stock sizes and fishery-effects on mussel population dynamic. Fisheries Research, **838**, 1-8.
- Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML, Petersen MF, Kristensen PS, Hoffmann E (2001): Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. Hydrobiol. 465: 115-127.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E (1999). Effects of fishery and oxygen depletion on the population abundance of blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in a Danish sound. Fish. Res. 40: 73-80.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Bassompierre M, Tørring D, Gramkow M (2008) Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua rapport 212-09
- DTU Aqua (2006) Notat om bestandssituationen for blåmuslinger i Limfjorden og forvaltning af muslingefiskeriet. Notat fra Danmarks Fiskeriundersøgelser, 21. december 2006.
- Duarte CM (2000) Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. 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) Muslinge fiskeri i Limfjorden , Havmiljøet ved årtusindskiftet. ed. / B.Å. Lomstein. Fredensborg : Olsen & Olsen, Book chapter – Annual report year: 1999.
- 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 (under udgivelse)
- 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.
- 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.
- Frandsen R, Dolmer P (2002) Effects of substrate type on growth and mortality of blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed to the predator *Carninus maenas*. Marine Biology 141: 253-262.
- 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.
- Gallagher T, Richardson CA, Seed R., Jones T (2008) The seasonal movement and abundance of starfish *Asterias Rubens* in relation to mussel farming practice a case study from the menai strait, Uk. Journal of Shellfish Research 27 (5):1209-1215.
- Geertz-Hansen OG, Sand-Jensen K, Hansen DF, Christiansen A (1993) Growth and grazing control of abundance of the marine Macroalga, *Ulva lactuca* L., in a eutrophic Danish estuary. Aquatic Botany 46, 101–109.
- Godcharles MF (1971) A study of the effects of a commercial hydraulic clam dredge on benthic communities in estuarine areas. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 64:51 p.
- Goodwin L, Shaul W (1980) Studies of mechanical clam harvest on an intertidal beach near Port Townsend, Washington. WA. Dep. Fish. Prog. Rep. 119:26 p.
- Goss-Custard JD, Stillman RA, West AD, Caldow RWG, Triplet P, Durell SEA, McCrorty S (2004) When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – Proc. Royal Soc. Lond. B. 271: 233-237.
- Greeve TM, Borum J, Pedersen O (2003) Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). Limnology and oceanography 48:210-216.

- Hansen LCL, Petersson M, Nurjaya W (1999) Vertical sediment fluxes and wave-induced sediment resuspension in a Shallow –water Coastal lagoon. *Estuaries* 22: 39-46.
- 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.
- 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.
- Hoffmann E, Dolmer P (2000) Effect of closed areas on the distribution of fish and benthos. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1310-1314.
- Holmer M, Wirachwong P, Thomsen MS (2010) Negative effects of stress-resistant drift algae and high temperature on a small ephemeral seagrass species. Conference abstract.
- Holtegaard LE, Gramkow M, Petersen JK, Dolmer P (2008) Biofouling og skadevoldere: Søstjerner. Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Hootsmans MJM, Vermaat JE, & Vierssen Wvan (1987) Seed bank development, germination and early seedling survival of two eelgrass species from the Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. *Aquatic Botany*, 28: 275-285.
- Höffle H, Wernberg T, Thomsen MS, Holmer M (2012) Drift algae, an invasive snail and elevated temperature reduces the ecological performance of a warm-temperate seagrass through additive effects. *Marine Ecology Progress Series*, 450: 67–80.
- Jennings S, Kaiser M J (1998) The effects of fishery on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34: 201-352
- Jepsen PU (1976). Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 10 (4): 1-23
- Johnson KA (2002) A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-57:72 pp.
- Jolley JW (1972) Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in northwest Florida. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 67:42 p.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Stjernholm M, Christensen PB, Nielsen SL (2008) Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA. Projekttitle: 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.
- Kristensen PS, Hoffmann E (2000) Fiskeri efter blåmuslinger i Danmark 1989-1999. DFU-rapport 72-00. 130 p. + English summary. 12 p
- Lang AC, Bushbaum C (2010) Facilitative effects of introduced Pacific oysters on native macroalgae are limited by a secondary invader, the seaweed *Sargassum muticum*. *Journal of sea research* 2010, Volume 63, Issue 2, pp. 119-128.
- Laursen K, Clausen P (2008) Muslingeædende fugle og blåmuslinger i Vadehavet. Notat fra DMU 7. September 2008.
- Lyngby JE, Mortensen SM (1996) Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17(1-3):345-354.
- Madsen FJ (1954) On the food habits of the diving ducks in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 2 (3): 157-266.
- 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.

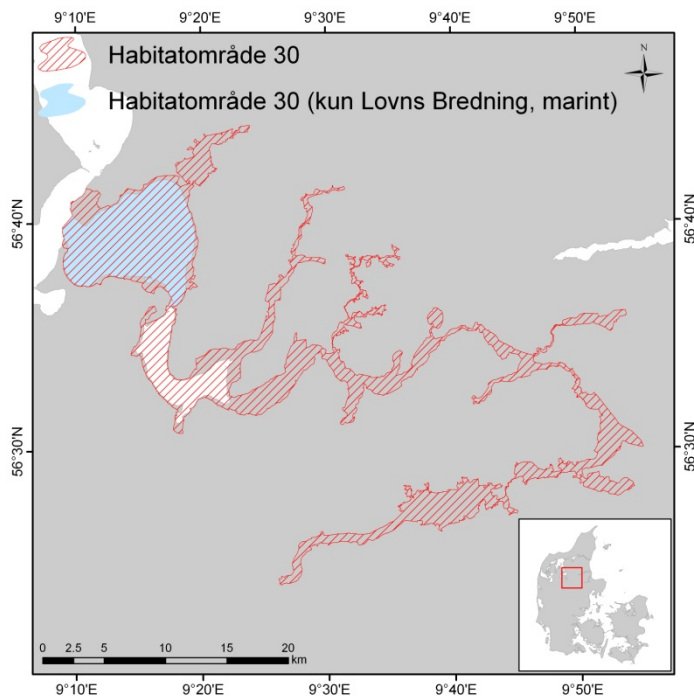
- Majland P (2005) Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialerapport, Århus Universitet 1-96.
- Manning JH (1957) The Maryland softshell clam industry and its effects on tidewater resources. Md. Dep. Res. Educ. Resour. Study Rep.11:25 p.
- Manzi 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 næringsstofftilførsler, 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.
- Miljøministeriet (2007). Basisanalyse for Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simested og Nørre Ådal, samt Skravad Bæk – N30.
- Miljøministeriet (2009) <http://www.blst.dk/Vandmiljoeet/Hav/DanskeFarvande/Limfjorden/Togrrapporter2009.htm>
- Miljøministeriet (2011) Natura 2000-plan 2010-2015. Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og
- Skals, Simested, Nørre Ådale samt Skravad Bæk. Natura 2000-område nr. 30, Habitatområde H30, Fuglebeskyttelsesområde F14 og F24. Miljøministeriet, Naturstyrelsen ISBN nr. 978-87-7091-116-0
- 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.
- Muslingeudvalgets Bilagsrapport (2004) Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Möhlenberg 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) www.naturstyrelsen.dk/Vandet/Havet/DanskeFarvande/Limfjorden/Itovervaagning_2011.htm
- Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock D R (1998) The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002) Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032

- Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004) Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.
- Northeast Region EFHSC (Northeast Region Essential Fish Habitat Steering Committee) (2002) Workshop on the effects of fishing gear on marine habitats off the Northeastern United States October 23-25, 2001 Boston, MA. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 02-01:86 p.
- Olabarria C, Arenas F, Viejo RM, Gestoso I, Vaz-Pinto F, Incera M, Rubal M, Cacabelos E, Veiga P and Sobrino C (2013) Response of macroalgal assemblages from rockpools to climate change: effects of persistent increase in temperature and CO₂. *Oikos*, 122: 1065–1079.
- 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 (2008), fremlagt ved *ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters!*, Nice, 25.1.2009 - 30.1.2009. PUBLICERET ABSTRAKT
- Olyarnik SV, Stachowicz JJ (2012) Multi-year study of the effects of *Ulva* sp. Blooms on eelgrass *Zostera marina*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 468:107-117.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56:12.
- Ostenfeld CH (1908) Ålegræssets (*Zostera marina*'s) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den danske biologiske station XVI. Centraltrykkeriet, Kjøbenhavn 1908.
- Palka D (1995) Evidence of ship avoidance from harbor porpoises during line transect sighting surveys in the Gulf of Maine. *Rep. int. Whal. Comm SC/47/SM27*
- 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 CGJ, Jensen P, Boysen (1911) Havets Bonitering I. Havbundens Dyreliv, dets Næring og Mængde (Kvantitative Studier). Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske biologiske Station.
- Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004) Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant, cell and environment* 27: 595-602.
- Pehrsson O (1976) Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis scand.* 7: 91-112.
- Petersen JK (2008) Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtddybde i Limfjorden- DMU notat juni 2008
- Petersen JK (2008a) Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. – DMU notat september 2008.
- Petersen JK, Clausen P, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Bassompierre M (2008) Konsekvensvurdering i forbindelse med kulturbanker, i Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen J K, Clausen P, Bassompierre, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Tørring D, Gramskov M (2008). Rapport om Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua 10 – 2008.
- Petraitis PS, Methratta ET (2006): Using patterns of variability to test for multiple
- Pihl L, Baden S, Kautsky N, Rönnbäck P, Söderqvist T, Troell M, Wennhage H (2006) Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* in Sweden. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67(1-2):123-132

- Pihl S, Clausen P, Laursen K, Madsen J, Bregnballe T (2003) Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet 2003. Danmarks Miljøundersøgelser.130 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 462. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Polte P and Buschbaum C (2008) Native pipefish *Entelurus aequorus* are promoted by the introduced seaweed *Sargassum muticum* in the northern Wadden Sea, North Sea. *Aquat.Biol.* 3: 11-18.
- Poulsen LK, Dolmer D, Geitner K, Tørring D, Petersen J-K, 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 226-2010
- Ralph PJ, Tomasko D, Moore K, Seddon S and Macinnis-Ng CMO (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 24.
- Rasheed MA (1999) Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of experimental marine biology and ecology* 235:183-200
- 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.
- 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.
- 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*, 2011 – Elsevier.
- 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.
- Sand-Jensen K, Borum J (1991) Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. *Aquatic botany* 41(1-3):137-176.
- Schubert H, Schygula C (2006): Ansiedlung und Produktion von Makrophyten. Riff
- Stål J, Paulsen S, Pihl L, Rönnback P, Söderqvist T, Wennhage H (2008) Coastal habitat support to fish and fisheries on the Swedish west coast. *Ocean & coastal Management* 51 (8-9):594-600
- Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005) North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.
- 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.
- Tarnowski M (2006) A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. *Fish. Tech. Rep. Ser.* 48:30 p.
- Tomczak MT, Dinesen GE, Hoffmann E, Maar M, Støttrup JG (2012) Integrated trend assessment of ecosystem changes in the Limfjord (Denmark): Evidence of a recent regime shift? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117:178-187
- Tuck ID, Bailey N, Harding M, Sangster G, Howell T, Graham N, Breen M (2000) The impact of water jet dredging for razor clams, *Ensis* sp., in a shallow sandy subtidal environment. *J.Sea Res.* 43:65-81.
- Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010) Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series* 418, 119e130.

- 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, 1105-1118.
- 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: A benchmark 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: Consistency 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.
- Vinther M (1999) Bycatches of harbor porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in Danish set-net fisheries. *Journal of Cetacean Research Management* 1(2): 123-125.
- Vinther M, Larsen F (2004) Updated estimates of harbor porpoises by-catch in the Danish North Sea bottom set gillnet fishery. *Journal of Cetacean Research and Management*, 6(1): 19-24.
- Vinther HF, Laursen JS, Holmer M (2008) Negative effects of blue mussel (*Mytilus edulis*) presence in eelgrass (*Zostera marina*) beds in Flensborg Fjord, Denmark. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 77: 91-103
- Wade PM (1993) The influence of vegetation pre-dredging on the post dredging community. *Journal of Aquatic Plant Management* 31:141-144.
- Walker DI, Kendrick GA and McComb AJ (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 23.
- Watling L, Norse EA (1998) Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clear cutting. *Conserv. Biol.* 12(6):1180-1197.
- Wernberg T, Thomsen MS., Strær PA, Pedersen MF (2000) Comparative phenology of *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* (Phaeophyceae; Fucales) in Limfjorden, Denmark. *Botanica marina*, vol43, s.31-39.

Bilag 1 Udpegningsgrundlag for Habitatområde 30



Figur 36. 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

- 1013 Kildevælds-vindelsnegl (*Vertigo geyeri*)
- 1037 Grøn kølleguldsmed (*Ophiogomphus cecilia*)
- 1042 Stor kærguldsmed (*Leucorhina pectoralis*)
- 1096 Bæklampret (*Lampetra planeri*)
- 1099 Flodlampret (*Lampetra fluviatilis*)
- 1103 Stavsild (*Alosa fallax*)
- 1166 Stor vandsalamander (*Triturus cristatus cristatus*)
- 1318 Damflagermus (*Myotis dasycneme*)
- 1355 Odder (*Lutra lutra*)
- 1365 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)
- 1393 Blank seglmos (*Drepanocladus vernicosus*)
- 1528 Gul stenbræk (*Saxifraga hirculus*)
- 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe
- 1150 * Kystlaguner og strandsøer
- 1160 Større lavvandede bugter og vige
- 1170 Rev
- 1210 Enårig vegetation på stenede strandvolde
- 1220 Flerårig vegetation på stenede strande
- 1230 Klinter eller klipper ved kysten
- 1310 Vegetation af kveller eller andre enårige strandplanter, der koloniserer mudder og sand
- 1330 Strandenge
- 2140 * Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)
- 3130 Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden
- 3140 Kalkrige søer og vandhuller med kransnålgær
- 3150 Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks
- 3160 Brunvandede søer og vandhuller
- 3260 Vandløb med vandplanter

4010 Våde dværgbusksamfund med klokkelyng
4030 Tørre dværgbusksamfund (heder)
5130 Enekrat på heder, overdrev eller skrænter
6120 * Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand
6210 Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokalteter)
6230 * Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund
6410 Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop
6430 Bræmmer med høje urter langs vandløb eller skyggende skovbryn
7120 Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse
7140 Hængesæk og andre kærsmfund dannet flydende i vand
7150 Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller blottet tørv
7220 * Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand
7230 Rigkær
9110 Bøgeskove på morbund uden kristtorn
9130 Bøgeskove på muldbund
9160 Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund
9190 Stillekeskove og -krat på mager sur bund
91D0 * Skovbevoksede tørvemoser
91E0 * Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld

Bilag 2 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.

Tn: Trækfugle, der opholder sig i området i nationalt betydende antal.

Det er desuden angivet hvilke kriterier, der ligger til grund for vurderingen af, om arten opfylder ovennævnte betingelser:

F4: arten er regelmæssigt tilbagevendende og forekommer i internationalt betydende antal, dvs. at den i området forekommer med 1 % eller mere af den samlede bestand inden for trækvejen af fuglearten.

F6: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til at opretholde artens udbredelsesområde i Danmark.

SPA 14 Lovns Bredning				Vejledning
	Sangsvane		T	F4
	Hvinand		T	F6
	Toppet skallesluger		T	F4
	Stor skallesluger		T	F4

Reference: [http://www.blst.dk/Natura2000/arter_fugle/].

Bilag 3 Fiskeplan

Fiskeplan for muslingefiskeri i Lovns bredning 2013/2014

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

Mængde og områder

På baggrund af DTU Aquas bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Lovns Bredning i 2013 har Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening foreslået et fiskeri på 15.000 tons muslinger netto, dvs. fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller i produktionsområde 20 og 21. Der ønskes ligeledes mulighed for et omplantningsfiskeri på 5000 tons, hvor den mængde muslinger der ikke udnyttes til omplantning skal tillægges den samlede mængde der må fiskes i området. Omplantningsfiskeriet skal kunne foregå året rundt, så længe gældende regler overholdes.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. september 2013 – 1. juli 2014. 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 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 områder, hvor tætheden af muslingerne 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.

Ud over selve fiskeriet og omplantningsfiskeriet foregår der et forsøgsfiskeri i Bredningen, der udgør ca. 1 % af det samlede fiskeri pr. år. Dette forsøgsfiskeri bruges til lokalisering af yngelnedslag og fiskbare muslinger i forbindelse med selvforvaltningen.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet på blåmuslinger i Lovns Bredning er reguleret af bekendtgørelse nr. 155 af 07/03/2000 "Bekendtgørelse om regulering af fiskeri efter muslinger" og bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006 "Bekendtgørelse om muslinger m.m.". Der er i disse bekendtgørelser ikke opstillet begrænsning i fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinie i Natura 2000-området.

Centralforeningen og Foreningen Muslingeerhvervet registrerer fiskeriets udbredelse i Limfjorden uge for uge. I forbindelse med fiskeri af muslinger i Limfjorden bliver fartøjernes positioner registreret hver time. Oplysningerne vil være tilgængelige for Fødevarestyrelsen, DTU Aqua og Direktoratet, som en forbedring i forbindelse med de biologiske vurderinger. Fra 2012 er alle muslingefartøjer desuden blevet udstyret med et GPS-system, der logger fartøjets position hvert 10. sekund under fiskeri. Dette nye system gør, at udbredelsen af fiskeriet 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". Fiskeriet ønskes at kunne drives indtil 2 m, da biomassen af muslinger i Lovns bredning især ligger på lavere vanddybde. For at undgå, at der drives fiskeri i ålegræsområder, kan der etableres fiskekasse der er dækkende for de områder, hvor der især optræder fangstbare muslinger. Erhvervet vil i den forbindelse gerne foreslå følgende områder som fiskekasser med det forbehold, at kasserne ikke er dækkende for områder der indeholder ålegræs. Hvis dette skulle vise sig at være tilfældet, ønskes kasserne ændret, så dette ikke gør sig gældende:

Fiskekasse nummer 1:

56 40 229 N 009 11 440 E

56 39 997 N 009 12 000 E

56 40 590 N 009 14 000 E

56 41 161 N 009 13 848 E

Fiskekasse nummer 2:

56 37 000 N 009 18 754 E

56 37 000 N 009 17 950 E

56 41 722 N 009 16 000 E

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 muslinge yngel 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 Direktoratet, hvilket opretholder maks. 10 fartøjer i hvert produktionsområde.

Bilag 4 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

From: Helle Torp Christensen [<mailto:hetch@naturerhverv.dk>]

Sent: 28. juni 2013 13:50

To: mynd; Jens Kjerulf Petersen; Louise K. Poulsen

Cc: Anja Gadgård Boye (NaturErhvervstyrelsen); Søren Palle Jensen (NaturErhvervstyrelsen)

Subject: Bestilling: Konsekvensvurderinger for Limfjorden 2013/14 samt notat vedr. østers

Kære mynd,

Foranlediget af mødet mellem DTU Aqua, Danmarks Fiskeriforening, Central Foreningen Limfjorden og NaturErhvervstyrelsen den 6. juni 2013 om fiskeri efter muslinge- og østersfiskeri i Natura 2000 områder Limfjorden for 2013/1014 sæsonen, fremsendes følgende bestilling.

De af erhvervet indsendte fiskeplaner er vedlagt denne bestilling.

Østers – Nissum Bredning

DTU Aqua anmodes om, at udarbejde et notat om østersbestanden i Limfjorden for Nissum Bredning såvel, som for den øvrige del af fjorden.

Notatet skal udover oplysninger om bestanden og dens udvikling indeholde rådgivning om forslag til bæredygtig kvote for et eventuelt kommende fiskeri.

Deadline: Notat om østersbestanden bedes fremsendt senest 1. august 2013.

Blåmuslinger

Konsekvensvurderingerne for hhv. Lovns Bredning og Løgstør Bredning skal tage udgangspunkt i, at der stilles krav om anvendelse af den lette skraber samt i anvendelse af sensor og GPS-udstyr.

Afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger skal tage udgangspunkt i den hidtidige anvendte model for opgørelse af de kumulative påvirkninger – således at der ses på muslingebestand, ålegræs, markoalger og bundfauna (jf. trappemodellen i Muslingepolitikken). Den acceptable arealmæssige kumulative påvirkning er med muslingepolitikken fastsat til 15 pct.

Med hensyn til beregnings- og vurderingspraksis i forhold til ålegræs skal konsekvensvurderingerne indeholde en transparent og tydeligt videnskabeligt dokumenteret redegørelse for eventuelle ændringer. Det skal være muligt at sammenligne konsekvensvurderingerne på tværs af år/ fiskerisæsoner. Afsnit om ålegræs skal udover en beskrivelse af den nye metode, der anvendes for bestemmelse af ålegræsudbredelse også indeholde en opgørelse af ålegræssets udbredelse beregnet ud fra sigtddybden, herunder angivelse af ålegræssets aktuelle udbredelse.

Endvidere skal der i afsnittet om kumulative påvirkninger indgå et afsnit om anvendelse af sensor og GPS data i forhold til opgørelse af fiskeriets kumulative påvirkninger – samt en angivelse af hvordan disse data fremadrettet vil blive anvendt.

DTU Aqua bedes i den sammenhæng overveje om der inden jul skal udsendes et tillæg til konsekvensvurderingerne som indeholder en opgørelse af 2012/2013 sæsonens kumulative påvirkning på baggrund af sensor og GPS-data.

Løgstør Bredning

For Løgstør Bredning skal konsekvensvurderingen udover ovenstående, tage udgangspunkt i en kvote på 20.000 tons, hvoraf 5.000 tons ønskes omplantet.

Såfremt denne kvote ikke vurderes at være bæredygtig for bestanden (set i lyset af at bestanden er faldet i forhold til sidste år), bedes DTU Aqua tilrette kvoten til det niveau, som instituttet vurderer som bæredygtigt for bestanden – i den kvote skal der fratrækkes 5.000 tons til omplantning.

Dybdegrænsen for fiskeri fastsættes til 5 m og 6 m i de områder, hvor ålegræs vokser ud til 5 m's vanddybde – denne dybdegrænse gælder for fiskeri efter blåmuslinger såvel som søstjerner.

Fiskeriets påvirkning som følge af fiskeri efter 7.000 tons søstjerner skal endvidere konsekvensvurderes og indgå i afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger.

Lovns Bredning

For Lovns Bredning skal konsekvensvurderingen udover ovenstående, tage udgangspunkt i en kvote til konsum på 20.000 tons, hvoraf 5.000 tons ønskes omplantning.

Erhvervet har de forgangne år ikke udnyttet den tilladte kvote. I 2012/2013 sæsonen var kvoten 7.000 tons, hvoraf 5.000 var afsat til omplantning.

Såfremt en kvote på 20.000 tons inkl. omplantning ikke vurderes at være bæredygtig for bestanden, bedes DTU Aqua tilrette kvoten til det niveau, som instituttet vurderer som bæredygtigt for bestanden – såfremt kvoten ændres, skal kvoten for omplantning på 5.000 tons blåmuslinger fratrækkes.

Hertil kommer at den kumulative påvirkning ikke må overskride 15 pct.

Danmarks Fiskeriforening har indsendt ønske om fiskekasser i Lovns Bredning. Fiskeri efter blåmuslinger ønskes således alene udøvet i disse områder i 2013/2014 sæsonen.

Fiskekasserne skal placeret så de ikke er i konflikt med hverken den aktuelle og/eller potentielle udbredelse af ålegræs, endvidere må fiskekasserne ikke være placeret på vanddybder lavere end to m jf. gældende bekendtgørelser.

Såfremt erhvervets ønsker til fiskekasser ikke er i konflikt med ålegræs, anmodes DTU Aqua om at indeholde dette ønske i konsekvensvurderingen. Hvis de ønskede fiskekasser ikke er i konflikt med ålegræs, skal betydningen af kassernes placering beskrives i forhold til det øvrige udpegningsgrundlag.

Erhvervet har angivet nedenstående to fiskekasser med følgende positioner:

Fiskekasse 1:

56 40 229 N 009 11 440 E

56 39 997 N 009 12 000 E

56 40 590 N 009 14 000 E

56 41 161 N 009 13 848 E

Fiskekasse 2:

56 37 000 N 009 18 754 E

56 37 000 N 009 17 950 E

56 41 722 N 009 16 000 E

Fiskeriets påvirkning som følge af fiskeri efter 2.000 tons søstjerner skal endvidere konsekvensvurderes og indgå i afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger.

Dybdegrænsen for fiskeri efter søstjerner fastsættes til 5 meter, med undtagelse af inden for fiskekasserne.

Deadline: I henhold til rulleplanen skal konsekvensvurderingerne fremsendes senest den 15. august 2013.

Såfremt I har spørgsmål er I selvfølgelig velkommen til at kontakte os.

Med venlig hilsen

Helle Torp Christensen

Fuldmægtig i Center for Fiskeri

+45 21 75 92 05 | hetoach@naturerhverv.dk

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri

NaturErhvervstyrelsen | Nyropsgade 30 | 1780 København V. | Tlf. +45 33 95 80 00 | mail@naturerhverv.dk | www.naturerhverv.dk

Bilag 5 Marine habitattypedefinitioner

Naturtype definitioner

Appendiks i: "Guidelines for the establishment of the Natura 2000 network in the marine environment. Application of the Habitats and Birds Directives". Findes på:
http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index_en.htm

Appendix

Marine Habitat types definitions.

Update of "Interpretation Manual of European Union Habitats"

COASTAL AND HALOPHYTIC HABITATS

Open sea and tidal areas

1110 Sandbanks which are slightly covered by sea water all the time

PAL.CLASS.: 11.125, 11.22, 11.31

1. Definition:

Sandbanks are elevated, elongated, rounded or irregular topographic features, permanently submerged and predominantly surrounded by deeper water. They consist mainly of sandy sediments, but larger grain sizes, including boulders and cobbles, or smaller grain sizes including mud may also be present on a sandbank. Banks where sandy sediments occur in a layer over hard substrata are classed as sandbanks if the associated biota are dependent on the sand rather than on the underlying hard substrata.

"Slightly covered by sea water all the time" means that above a sandbank the water depth is seldom more than 20 m below chart datum. Sandbanks can, however, extend beneath 20 m below chart datum. It can, therefore, be appropriate to include in designations such areas where they are part of the feature and host its biological assemblages.

2. Characteristic animal and plant species

2.1. Vegetation:

North Atlantic including North Sea:

Zostera sp., free living species of the *Corallinaceae* family. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Cymodocea nodosa and *Zostera noltii*. *On many sandbanks free living species of Corallinaceae are conspicuous elements of biotic assemblages, with relevant role as feeding and nursery grounds*

for invertebrates and fish. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Baltic Sea:

Zostera sp., *Potamogeton* spp., *Ruppia* spp., *Tolypella nidifica*, *Zannichellia* spp., carophytes. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

Mediterranean:

The marine Angiosperm *Cymodocea nodosa*, together with photophilic species of algae living on the leaves (more than 15 species, mainly small red algae of the *Ceramiales* family), associated with *Posidonia* beds. *On many sandbanks macrophytes do not occur.*

2.2. Animals:

North Atlantic including North Sea:

Invertebrate and demersal fish communities of sandy sublittoral (e.g. polychaete worms, crustacea, anthozoans, burrowing bivalves and echinoderms, *Ammodytes* spp., *Callionymus* spp., *Pomatoschistus* spp., *Echiichtys vipera*, *Pleuronectes platessa*, *Limanda limanda*).

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Fish, crustacean, polychaeta, hydrozoan, burrowing bivalves, irregular echinoderms. Baltic Sea: Invertebrate and demersal fish communities of sandy sublittoral (fine and medium grained sands, coarse sands, gravely sands), e.g. polychaetes: *Scoloplus armiger*, *Pygospio elegans*, *Nereis diversicolor*, *Travisia* sp., e.g. bivalves: *Macoma balthica*, *Mya arenaria*, *Cerastoderma* sp., e.g. crustaceans: *Crangon crangon*, *Saduria entomon*, e.g. fish species: *Platichthys flesus*, *Nerophis ophidion*, *Pomatoschistus* spp., *Ammodytes tobianus*.

Mediterranean:

Invertebrate communities of sandy sublittoral (e.g. polychaetes). Banks are often highly important as feeding, resting or nursery grounds for sea birds, fish or marine mammals.

3. Corresponding categories:

French classification ZNIEFF-MER:

“Biocénose des sables fins de haut niveau”, “Biocénose des sables fins bien calibrés”. German classification:

“Sandbank der Ostsee (ständig wasserbedeckt)(040202a)”, “Sandbank der Nordsee (ständig wasserbedeckt)(030202a)“.

Barcelona Convention:

“Biocenosis of fine sands in very shallow waters (III. 2. 1.) with facies with *Lentidium mediterraneum* (III. 2. 1. 1.)”, “Biocenosis of well sorted fine sands (III. 2. 2.) with associations with *Cymodocea nodosa* on well sorted fine sands (III. 2. 2. 1.) and with *Holophila stipulacela* (III. 2. 2. 2), the latter considered determinant habitat in C. B.”, “Biocenosis of coarse sands and fine gravels mixed by the waves (III. 3. 1.) with association with rhodolithes (III. 3. 1. 1), considered determinant habitat in the C. B.”, “Biocenosis of coarse sands and fine gravels under the influence of bottom currents (also found in the Circalittoral) (III. 3. 2.). It is possible to find a facies and an association which are determinant habitats for C. B.: the maërl facies (= Association with *Lithothamnion corallioides* and *Phymatoliton calcareum*), also found as facies of the biocenosis of coastal detritic (III. 3. 2. 1), and the association with rhodolithes (III. 3. 2.

2.)”, “Biocenosis of infralittoral pebbles (III. 4. 1.) with facies with *Gouania wildenowi* (III. 4. 1.

1.), small teleostean which lives among pebbles.” Nordic classifications:

Vegetationstyper i Norden, Pålsson (ed.) 1994:

“*Zostera marina*-typ (4.4.1.1)”, “*Ruppia maritima*-typ (4.4.1.2)”, “Chara-typ (6.3.3.1)”, “*Potamogeton pectinatus* (6.3.2.2)”.

Kustbiotoper i Norden, Nordiska Ministerrådet 2001:

“Sandbottnar (7.7.1.2; 7.8.1.2; 7.8.4.2; 7.8.5.2; 7.8.6.7; 7.8.6.8; 7.8.6.9; 7.8.7.9; 7.8.7.10; 7.8.7.11; 7.9.1.1.; 7.9.2.1; 7.9.3.1; 7.9.4.1).” HELCOM classification:

“Sublittoral gravel bottoms. Banks with or without macrophyte vegetation (2.4.2.3)”, “Sublittoral sandy bottoms. Banks with or without macrophyte vegetation (2.5.2.4)”.

The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02:

Relevant types within “Sublittoral coarse sediments (SCS), Sublittoral sands (SSA) and Sublittoral macrophytes communities (SMP)”.

EUNIS classification:

Relevant types within “A4.4, A4.55, A4.1, A4.2, A4.51, A4.5, A4.53, A4.1, A4.2, A4.51, A4.5, A4.53, A4.4, A4.55, A7.32, A4.51, A4.53, A4.552, 4.521, A4.521, A4.513, A6.22, A4.51, A4.141, A4.13, A8.13”.

4. Associated habitats:

Sandbanks can be found in association with mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide (1140), with *Posidonia* beds (1120) and reefs (1170). Sandbanks may also be a component part of habitat 1130 Estuaries and habitat 1160 Large shallow inlets and bays.

5. Literature:

AUGIER H. (1982). Inventaire et classification des biocénoses marines benthiques de la Méditerranée. Publication du Conseil de l' Europe, Coll. Sauvegarde de la Nature, 25, 59 pages.

DYER KR & HUNTLEY DA (1999). The origin, classification and modelling of sand banks and ridges. *Continental Shelf Research* 19 1285-1330

CONNOR, D.W., ALLEN, J.H., GOLDING, N., LIEBERKNECHT, L.M., NORTHEN, K.O. & REKER, J.B. (2003). The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02. Internet version. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/default.htm)

ERICSON, L. & WALLENTINUS, H.-G. (1979). Sea-shore vegetation around the Gulf of Bothnia. Guide for the International Society for Vegetation Science, July-August 1977. *Wahlenbergia* 5:1 – 142.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2002). EUNIS habitat classification. Version 2.3. Copenhagen, EEA (Internet publication: <http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>) **HAROUN, R.J., GIL-RODRÍGUEZ, M.C., DÍAZ DE CASTRO, J. & PRUD'HOMME VAN REINE, W.F. (2002).** A check-list of the marine plants from the Canary Islands (Central Eastern Atlantic Ocean). *Botanica Marina*. 45: 139-169.

HELCOM (1998). Red List of Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, the Belt Sea and the Kattegat. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 75.*: 126pp.

KAUTSKY, N. (1974). Quantitative investigations of the red algae belt in the Askö area, Northern Baltic proper. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 3: 1-29.

LAPPALAINEN, A., HÄLLFORS, G. & KANGAS, P. (1977). *Littoral benthos of the northern Baltic Sea*. IV. Pattern and dynamics of macrobenthos in a sandy bottom *Zostera marina* community in Tvärminne.

NORDHEIM, H. VON, NORDEN ANDERSEN, O. & THISSEN, J. (EDS.) (1996). Red Lists of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area 1995. Helgol. Meeres-untersuchungen. 50 (suppl.): 136 pp.

NORDISKA MINISTERRÅDET (2001). Kustbiotoper i Norden. Hotade och representativa biotoper. TemaNord 2001: 536. 345 pp.

OULASVIRTA, P., LEINIKKI, J. & REITALU, T. (2001). Underwater biotopes in Väinameri and Kõpu area, Western Estonia. The Finnish Environment 497.

PAVÓN-SALAS, N., HERRERA, R., HERNÁNDEZ-GUERRA, A. & HAROUN R. (2000). Distributional pattern of sea grasses in the Canary Islands (Central-East Atlantic Ocean). *J. Coastal Research*, 16: 329-335.

PÅHLSSON, L. (ED.) (1994). Vegetationstyper i Norden. TemaNord 1994: 665. 627 pp.

PERÈS J. M. & PICARD J. (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume* 31 (47): 5-137.

RAVANKO, O. (1968). MACROSCOPIC GREEN, BROWN AND RED ALGAE IN THE SOUTHWESTERN ARCHIPELAGO OF FINLAND. *ACTA BOT. FENNICA* 79: 1-50.

RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. 41: 184 pp.

1120 * Posidonia beds (*Posidonion oceanicae*)

PAL.CLASS.: 11.34

1) Beds of *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile characteristic of the infralittoral zone of the Mediterranean (depth: ranging from a few dozen centimetres to 30 - 40 metres). On hard or soft substrate, these beds constitute one of the main climax communities. They can withstand relatively large variations in temperature and water movement, but are sensitive to desalination, generally requiring a salinity of between 36 and 39‰.

2) Plants: *Posidonia oceanica*.

Animals: Molluscs- #*Pinna nobilis*; Echinoderms- *Asterina pancerii*, *Paracentrotus lividus*; Fish- *Epinephelus guaza*, *Hippocampus ramulosus*.

5) **Belsher, T. et al (1987).** *Livre rouge des espèces menacées de France - tome 2, espèces marines et littorales menacées*, Ed. F. de Beaufort. Museum National d'Histoire Naturelle - Paris.

1130 Estuaries

PAL.CLASS.: 13.2, 11.2

1) Downstream part of a river valley, subject to the tide and extending from the limit of brackish waters. River estuaries are coastal inlets where, unlike 'large shallow inlets and bays' there is generally a substantial freshwater influence. The mixing of freshwater and sea water and the reduced current flows in the shelter of the estuary lead to deposition of fine sediments, often forming extensive intertidal sand and mud flats. Where the tidal currents are faster than flood tides, most sediments deposit to form a delta

at the mouth of the estuary.

Baltic river mouths, considered as an estuary subtype, have brackish water and no tide, with large wetland vegetation (helophytic) and luxurious aquatic vegetation in shallow water areas.

2) Plants: Benthic algal communities, *Zostera* beds e.g. *Zostera noltii* (*Zosteretea*) or vegetation of brackish water: *Ruppia maritima* (= *R. rostellata* (*Ruppietea*)); *Spartina maritima* (*Spartinetea*); *Sarcocornia perennis* (*Arthrocnemetea*). Both species of fresh water and brackish water can be found in Baltic river mouths (*Carex* spp., *Myriophyllum* spp., *Phragmites australis*, *Potamogeton* spp., *Scirpus* spp.).

Animals: Invertebrate benthic communities; important feeding areas for many birds.

3) Corresponding categories

German classification : "D2a Ästuar (Fließgewässermündungen mit Brackwassereinfluß u./od. Tidenhub eingeschlossen werden", "050105 Brackwasserwatt des Ästuar an der Nordsee", "050106 Süßwasserwatt im Tideeinfluß des Nordsee".

4) An estuary forms an ecological unit with the surrounding terrestrial coastal habitat types. In terms of nature conservation, these different habitat types should not be separated, and this reality must be taken into account during the selection of sites.

5) **Brunet, R. et al.** *Les mots de la géographie-dictionnaire critique*. Ed. Reclus.

Gillner, W. (1960). Vegetations- und Standortsuntersuchungen in den Strandwiesen der schwedischen Westküste. *Acta Phytogeogr. Suec.* 43:1-198.

1140 Mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide

PAL.CLASS.: 14

1) Sands and muds of the coasts of the oceans, their connected seas and associated lagoons, not covered by sea water at low tide, devoid of vascular plants, usually coated by blue algae and diatoms. They are of particular importance as feeding grounds for wildfowl and waders. The diverse intertidal communities of invertebrates and algae that occupy them can be used to define subdivisions of 11.27, eelgrass communities that may be exposed for a few hours in the course of every tide have been listed under 11.3, brackish water vegetation of permanent pools by use of those of 11.4.

Note: Eelgrass communities (11.3) are included in this habitat type.

1150 * Coastal lagoons

PAL.CLASS.: 21

1) Lagoons are expanses of shallow coastal salt water, of varying salinity and water volume, wholly or partially separated from the sea by sand banks or shingle, or, less frequently, by rocks. Salinity may vary from brackish water to hypersalinity depending on rainfall, evaporation and through the addition of fresh seawater from storms, temporary flooding of the sea in winter or tidal exchange. With or without vegetation from *Ruppietea maritima*, *Potametea*, *Zosteretea* or *Charetea* (CORINE 91: 23.21 or 23.22).

- Flads and gloes, considered a Baltic variety of lagoons, are small, usually shallow, more or less delimited water bodies still connected to the sea or have been cut off from the sea very recently by

land upheaval. Characterised by well-developed reedbeds and luxuriant submerged vegetation and having several morphological and botanical development stages in the process whereby sea becomes land.

- Salt basins and salt ponds may also be considered as lagoons, providing they had their origin on a transformed natural old lagoon or on a saltmarsh, and are characterised by a minor impact from exploitation.

2) Plants: *Callitriche* spp., *Chara canescens*, *C. baltica*, *C. connivens*, *Eleocharis parvula*, *Lamprothamnion papulosum*, *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus baudotii*, *Ruppia maritima*, *Tolypella n. nidifica*. In flads and gloes also *Chara* ssp. (*Chara tomentosa*), *Lemna trisulca*, *Najas marina*, *Phragmites australis*, *Potamogeton* ssp., *Stratiotes aloides*, *Typha* spp.

Animals: Cnidaria- *Edwardsia ivelli*; Polychaeta- *Armandia cirrhosa*; Bryozoa- *Victorella pavidia*; Rotifera - *Brachionus* sp.; Molluscs- *Abra* sp., *Murex* sp.; Crustaceans- *Artema* sp.; Fish- *Cyprinus* sp., *Mullus barbatus*; Reptiles- *Testudo* sp.; Amphibians- *Hyla* sp.

3) Corresponding categories

German classification : "0906 Strandsee", "240601 Brackwassersee im Ostseeküstenbereich".

4) Saltmarshes form part of this complex.

5) **Bamber et al. (1992)**. On the ecology of brackish lagoons in Great Britain. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 2, 65-94.

Barnes, R.S.K. (1988). The faunas of landlocked lagoons: chance differences and problems of dispersal. *Estuarine and Coastal Shelf Science*, 26, 309 - 18.

Munsterhjelm, R. (1995). The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S coast of Finland. *Acta Bot. Fennica* (in print).

Palmer, M.A., Bell, S.L., Butterfield, I. (1992). A botanical classification of standing waters: Applications for conservation and monitoring. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 2, 125-143.

1160 Large shallow inlets and bays

PAL.CLASS.: 12

1) Large indentations of the coast where, in contrast to estuaries, the influence of freshwater is generally limited. These shallow¹ indentations are generally sheltered from wave action and contain a great diversity of sediments and substrates with a well developed zonation of benthic communities. These communities have generally a high biodiversity. The limit of shallow water is sometimes defined by the distribution of the *Zosteretea* and *Potametea* associations.

Several physiographic types may be included under this category providing the water is shallow over a major part of the area: embayments, fjards, rias and voes.

2) Plants: *Zostera* spp., *Ruppia maritima*, *Potamogeton* spp. (e.g. *P. pectinatus*, *P. praelongus*), benthic algae.

Animals: Benthic invertebrate communities.

3) Corresponding categories

German classification : "B31 naturnaher Boddengewässerkomplex",
"B32

Boddengewässerkomplex, geringe Belastung", "A2a Flachwasserzonen der Nordsee (Meeresarme u. -buchten, incl. Seegraswiesen)".

5) **Luther, (1951).** Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Süd-Finnland. I. Allgemeiner Teil. ABF 49, 1-232. II Spezieller Teill. ABF 50, 1-370.

¹ National experts consider inappropriate to fix a maximum water depth, since the term 'shallow' may have different ecological interpretations according to the physiographic type considered and geographical location.

1170 Reefs

PAL.CLASS.: 11.24, 11.25

1. Definition of the habitat:

Reefs can be either biogenic concretions or of geogenic origin. They are hard compact substrata on solid and soft bottoms, which arise from the sea floor in the sublittoral and littoral zone. Reefs may support a zonation of benthic communities of algae and animal species as well as concretions and corallogenetic concretions.

Clarifications:

- “*Hard compact substrata*” are: rocks (including soft rock, e.g. chalk), boulders and cobbles (generally >64 mm in diameter).
- “*Biogenic concretions*” are defined as: concretions, encrustations, corallogenetic concretions and bivalve mussel beds originating from dead or living animals, i.e. biogenic hard bottoms which supply habitats for epibiotic species.
- “*Geogenic origin*” means: reefs formed by non biogenic substrata.
- “*Arise from the sea floor*” means: the reef is topographically distinct from the surrounding sea-floor.
- “*Sublittoral and littoral zone*” means: the reefs may extend from the sublittoral uninterrupted into the intertidal (littoral) zone or may only occur in the sublittoral zone, including deep water areas such as the bathyal.
- Such hard substrata that are covered by a thin and mobile veneer of sediment are classed as reefs if the associated biota are dependent on the hard substratum rather than the overlying sediment.
- Where an uninterrupted zonation of sublittoral and littoral communities exist, the integrity of the ecological unit should be respected in the selection of sites.
- A variety of subtidal topographic features are included in this habitat complex such as: Hydrothermal vent habitats, sea mounts, vertical rock walls, horizontal ledges, overhangs, pinnacles, gullies, ridges, sloping or flat bed rock, broken rock and boulder and cobble fields.

2. Examples for typical reef species

2.1 Reef vegetation:

North Atlantic including North Sea and Baltic Sea:

A large variety of red, brown and green algae (some living on the leaves of other algae).

Atlantic (Cantabric Sea, Bay of Bizcay): *Gelidium sesquipedale* communities associated with brown algae (*Fucus*, *Laminaria*, *Cystoseira*), and red algae (Corallinaceae, Ceramiceae, Rhodomelaceae).

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands) and Mediterranean:

Cystoseira/Sargassum beds with a mixture of other red algae (*Gelidiales*, *Ceramiales*), brown algae (*Dictyotales*) and green algae (*Siphonales*, *Siphonocladales*).

2.2. Examples for typical reef animals:

2.2.1 Examples for animals forming biogenic reefs:

North Atlantic including North Sea:

Polychaetes (e.g. *Sabellaria spinulosa*, *Sabellaria alveolata*, *Serpula vermicularis*), bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus* sp.) and cold water corals (e.g. *Lophelia pertusa*).

Atlantic (Gulf of Cádiz): Madreporarians communities: *Dendrophyllia ramea* community (banks), *Dendrophyllia cornigera* community (banks); white corals communities (banks), (*Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* community (banks). *Solenosmilia variabilis* community (banks). Gorgonians communities: Facies of *Isidella elongata* and *Callogorgia verticillata* and *Viminella flagellum*; Facies of *Leptogorgia* spp.; Facies of *Elisella paraplexauroides*; Facies of *Acanthogorgia* spp. and *Paramuricea* spp. *Filigrana implexa* formations.

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Warm water corals (*Dendrophyllia*, *Anthiphatas*), serpulids, polychaetes, sponges, hydrozoan and bryozoan species together with bivalve molluscs (*Sphondyllus*, *Pinna*).

Baltic Sea: Bivalves (e.g. *Modiolus modiolus*, *Mytilus* sp., *Dreissena polymorpha*).

Mediterranean: Serpulid polychaetes, bivalve molluscs (e.g. *Modiolus* sp. *Mytilus* sp. and oysters). Polychaetes (e.g. *Sabellaria alveolata*).

South-West Mediterranean: *Dendropoma petraeum* reefs (forming boulders) or in relation with the red calcareous algae *Spongites* spp or *Litophyllum lichenoides*. *Filigrana implexa* formations. Gorgonians communities: Facies of holoaxonia gorgonians (*Paramuricea clavata* “forest”, *Eunicella singularis* “forest”), mixed facies of gorgonians (*Eunicella* spp, *P. clavata*, *E. paraplexauroides*, *Leptogorgia* spp). Facies of *Isidella elongata* and *Callogorgia verticillata*; Facies of scleroaxonia gorgonians (*Corallium rubrum*). Madreporarians communities: *Cladocora caespitosa* reefs, *Astroides calycularis* facies. Madreporarians communities: *Dendrophyllia ramea* community (banks); *Dendrophyllia cornigera* community (banks); white corals communities (banks): *Madrepora oculata* and *Lophelia pertusa* community (banks).

West Mediterranean: Polychaetes (exclusively *Sabellaria alveolata*).

2.2.2 Examples for non reef forming animals:

North Atlantic including North Sea:

In general sessile invertebrates specialized on hard marine substrates such as sponges, anthozoa or cnidaria, bryozoans, polychaetes, hydroids, ascidians, molluscs and cirripedia (barnacles) as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

Central Atlantic Islands (Macaronesian Islands):

Gorgonians, hydrozoans, bryozoan and sponges, as well as diverse mobile species of crustacean, molluscs (cephalopoda) and fish.

Baltic Sea: Distribution and abundance of invertebrate species settling on hard substrates are limited by the salinity gradient from west to east. Typical groups are: hydroids, ascidians, cirripedia (barnacles), bryozoans and molluscs as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

Mediterranean: Cirripedia (barnacles), hydroids, bryozoans, ascidians, sponges, gorgonians and polychaetes as well as diverse mobile species of crustaceans and fish.

3. Corresponding categories:

German classification:

„Benthal der Nordsee mit Hartsubstrat (010204)“, „Riffe der Nordsee (010204a)“, „Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (030204)“, „Benthal der Flachwasserzone der Nordsee mit Hartsubstrat, makrophytenreich (030206)“, „Miesmuschelbank des Sublitorals der Nordsee (030207)“, „Austernbank des Sublitorals der Nordsee (030208)“, „Sabellaria- Riff des Sublitorals der Nordsee (030209)“, „Felswatt der Nordsee (050104)“, „Miesmuschelbank des Eulitorals der Nordsee (050107)“;

„Benthal der Ostsee mit Hartsubstrat (020204)“, „Riffe der Ostsee (020204a)“, „Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Hartsubstrat, makrophytenarm (040204)“, „Benthal der Flachwasserzone der Ostsee mit Kies- und Hartsubstrat, makrophytenreich (040206)“, „Miesmuschelbank des Sublitorals der Ostsee (040207)“, „Vegetationsreiches Windwatt mit Hartsubstrat (060203) (Ostsee)“.

Barcelona Convention:

„Biocenosis of supralittoral rock (I.4.1.)“, „Biocenosis of the upper mediolittoral rock (II.4.1.)“, „Biocenosis of the lower mediolittoral rock (II.4.2.)“, „Biocenosis of infralittoral algae (III.6.1.)“, „Coralligenous (IV.3.1.)“, „Biocenosis of shelf-edge rock (IV.3.3)“, „Biocenosis of deep sea corals present in the Mediterranean bathyal (V.3.1.)“.

The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02:

„Littoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with LR)“, „Infralittoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with IR)“, „Circalittoral rock and other hard substrata (biotopes beginning with CR)“, „Littoral biogenic reefs (biotopes beginning with LBR)“ and „Sublittoral biogenic reefs (biotopes beginning with SBR)“.

EUNIS classification :

Relevant types within “A1.1, A1.1/B-ELR.MB, A1.2, A1.2/B-MLR.MF, A1.3, A1.3/B-SLR, A1.4, A1.5, A1.6, A2.8, A3.1, A3.2, A3.2/M-III.6.1.(p), A3.2/H-02.01.01.02.03, A3.2/H-02.01.02.02.03, A3.3, A3.4, A3.5, A3.6, A3.6/B-MCR.M, A3.7, A3.8, A3.9, A3.A, A3.B, A3.C, A4.6, A5.1, A5.6”, A6.2, A6.3.

HELCOM classification:

“Sublittoral soft rock reefs of the photic zone with little or no macrophyte vegetation (2.1.1.2.3)”, “Hydrolittoral soft rock reefs with or without macrophyte vegetation (2.1.1.3.3)”, “Sublittoral solid rock reefs of the photic zone with or without macrophyte vegetation (2.1.2.2.3)”, “Hydrolittoral solid rock reefs with or without macrophyte vegetation (2.1.2.3.3)”, “Sublittoral stony reefs of the photic zone with or without macrophyte vegetation (2.2.2.3)”, “Stony reefs of the hydrolittoral zone with or without macrophyte vegetation (2.2.3.3)”.

Trilateral Wadden Sea Classification (von Nordheim et al. 1996):

“Sublittoral (old) blue mussel beds (03.02.07)”, “Sublittoral oyster reefs (03.02.08)”, “Sublittoral sabel-laria reefs (03.02.09)”, “Eulittoral (old) blue mussel beds (05.01.07)”, “Benthic zone, stony and hard bottoms, rich in macrophytes, incl. artificial substrates (03.02.06)”, “Benthic zone, stony and hard bot-toms, few macrophytes (03.02.04)”.

Nordic classification (Kustbiotoper i Norden, Nordiska Ministerrådet 2001):

”Klippbottnar (7.7.1.3; 7.7.2.3; 7.7.3.3; 7.7.4.3; 7.7.5.3; 7.8.1.3; 7.8.2.3; 7.8.3.4; 7.8.4.3; 7.8.5.3; 7.8.6.13; 7.8.7.16)”, ”Sublittorale samfund på sten- och klippebund (7.9.1.2)”, ”Sublittorale samfund på stenbund (7.9.2.2; 7.9.3.2)”.

4. Associated habitats:

Reefs can be found in association with “vegetated sea cliffs” (habitats 1230, 1240 and 1250) ”sandbanks which are covered by sea water all the time” (1110) and “sea caves” (habitat 8830). Reefs may also be a component part of habitat 1130 “estuaries” and habitat 1160 “large shallow inlets and bays”.

5. References:

- AUGIER H. (1982).** Inventaire et classification des biocénoses marines benthiques de la Méditerranée. Publication du Conseil de l' Europe, Coll. Sauvegarde de la Nature, 25, 59 pages.
- BALLESTEROS E. (1988).** Estructura de la comunidad de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau en el Mediterraneo noroccidental. *Inv. Pesq.* 52 (3): 313-334.
- BALLESTEROS E. (1990).** Structure and dynamics of the *Cystoseira caespitosa* (Fucales, Phaeophyceae) community in the North-Western Mediterranean. *Scient. Mar.* 54 (2): 155-168.
- BELLAN-SANTINI D. (1985).** The Mediterranean benthos: reflections and problems raised by a classification of the benthic assemblages. In: J.E. Treherne (Ed.) “Mediterranean Marine Ecosystems” pp. 19-48.
- BIANCHI, C.N., HAROUN, R., MORRI, C. & WIRTZ, P. (2000).** The subtidal epibenthic communities off Puerto del Carmen (Lanzarote, Canary Islands). *Arquipélago, Sup.2 (Part A)*: 145-155.
- BORJA, A., AGUIRREZABALAGA, F., MARTÍNEZ, J., SOLA, J.C., GARCÍA-ARBERAS, L., & GOROSTIAGA (2003).** Benthic communities, biogeography and resources management. In: Borja, A. & Collins, M. (Ed.). *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series n. 70: 27-50.

- BOUDOURESQUE C.F. (1969).** Etude qualitative et quantitative d'un peuplement algal à *Cystoseira mediterranea* dans la région de Banyuls sur Mer. *Vie Milieu* 20: 437-452.
- CONNOR, D.W., ALLEN, J.H., GOLDING, N., LIEBERKNECHT, L.M., NORTHEN, K.O. & REKER, J.B. (2003).** The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02. Internet version. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/default.htm)
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2002).** EUNIS habitat classification. Version 2.3. Copenhagen, EEA (Internet publication: <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/EUNIS/home.html>)
- GIACCONE G. & BRUNI A. (1972-1973).** Le Cistoseire e la vegetazione sommersa del Mediterraneo. *Atti dell' Istituto Veneto de Scienze* 81: 59-103.
- GIL-RODRÍGUEZ, M.C. & HAROUN R.J. (2004).** Litoral y Fondos Marinos del Parque Nacional de Timanfaya. En: *Parques Nacionales Españoles*. MMA/Ed. Canseco, Madrid (en prensa).
- HAROUN, R. Y HERRERA R. (2001).** "Diversidad Taxonómica Marina" En: J.M. Fernández-Palacios y J.L. Martín Esquivel (Eds.), *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*, Ed. Turquesa, S/C de Tenerife, pp. 127-131.
- HELCOM (1998).** Red List of Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, the Belt Sea and the Kattegat. Baltic Sea Environment Proceedings No. 75.: 126pp.
- HOLT, T.J., REES, E.I., HAWKINS, S.J. & SEED, R. (1998).** Biogenic Reefs (volume IX). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 170 pp. (www.ukmarinesac.org.uk/biogenic-reefs.htm)
- KAUTSKY, N. (1974).** Quantitative investigations of the red algae belt in the Askö area, Northern Baltic proper. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 3: 1-29.
- MONTESANTO B. & PANAYOTIDIS P. (2000).** The *Cystoseira* spp. communities from the upper the Aegean Sea. *J. mar. biol. Ass., U.K.* 80:357-358.
- von NORDHEIM, H., NORDEN ANDERSEN, O. & THISSEN, J. (EDS.) (1996).** Red Lists of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area 1995. *Helgol. Meeresuntersuchungen*. 50 (suppl.): 136 pp.
- NORDISKA MINISTERRÅDET (2001).** Kustbiotoper i Norden. Hotade och representativa biotoper. *TemaNord* 2001: 536. 345 pp.
- MEDINA, M., HAROUN, R.J. y WILDPRET, W., (1995).** Phytosociological study of the *Cystoseira abies-marina* community in the Canarian Archipelago. *Bull. Museu Mun. Funchal, Sup.* 4: 433-439.
- PANAYOTIDIS P., DIAPOULIS A., VARKITZI I. & MONTESANTO B. (2001).** *Cystoseira* spp. used for the typology of the NATURA-2000 code 1170 ("reefs") at the Aegean Sea (NE Mediterranean). Proceedings of the first Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Ajaccio 3-4 October 2000, pages 168-172.
- PERÈS J. M. & PICARD J. (1964).** Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume* 31 (47): 5-137.
- RAVANKO, O. (1968).** Macroscopic green, brown and red algae in the south-western archipelago of Finland. *Acta Bot. Fennica* 79: 1-50.
- RIECKEN, U., RIES, U. & SSYMANK, A. (1994).** Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. 41: 184 pp.

1180 Submarine structures made by leaking gases

PAL.CLASS.: 11.24

1. Definition of the habitat

Submarine structures consist of sandstone slabs, pavements, and pillars up to 4 m high, formed by aggregation of carbonate cement resulting from microbial oxidation of gas emissions, mainly methane. The formations are interspersed with gas vents that intermittently release gas. The methane most likely originates from the microbial decomposition of fossil plant materials.

The first type of submarine structures is known as “bubbling reefs”. These formations support a zonation of diverse benthic communities consisting of algae and/or invertebrate specialists of hard marine substrates different to that of the surrounding habitat. Animals seeking shelter in the numerous caves further enhance the biodiversity. A variety of sublittoral topographic features are included in this habitat such as: overhangs, vertical pillars and stratified leaf-like structures with numerous caves.

The second type are carbonate structures within “pockmarks”. “Pockmarks” are depressions in soft sediment seabed areas, up to 45 m deep and a few hundred meters wide. Not all pockmarks are formed by leaking gases and of those formed by leaking gases, many do not contain substantial carbonate structures and are therefore not included in this habitat. Benthic communities consist of invertebrate specialists of hard marine substrata and are different from the surrounding (usually) muddy habitat. The diversity of the infauna community in the muddy slope surrounding the “pockmark” may also be high.

2. Characteristic species:

“Bubbling reefs”

Plants: If the structure is within the photic zone, marine macroalgae may be present such as *Laminariales*, other foliose and filamentous brown and red algae.

Animals: A large diversity of invertebrates such as Porifera, Anthozoa, Polychaeta, Gastropoda, Decapoda, Echinodermata as well as numerous fish species are present. Especially the polychaete *Polycirrus norvegicus* and the bivalve *Kellia suborbicularis* are associated species of the “bubbling reefs”.

“Pockmarks”

Plants: Usually none.

Animals: Invertebrate specialists of hard substrate including Hydrozoa, Anthozoa, Ophiuroidea and Gastropoda. In the soft sediment surrounding the pockmark Nematodae, Polychaeta and Crustacea are present.

3. Associated habitats:

“Bubbling reefs” can be found in association with the habitat types “sandbanks, which are covered by sea water all the time (1110)” and “reefs (1170)”.

4. Geographical distribution and regional varieties:

Shallow water examples of “bubbling reefs” colonised by macroalgae and/or animals are observed in Danish waters in the littoral and sublittoral zone from 0 to 30 m water depth. They are present in the northern Kattegat and in the Skagerrak and follow a NW SE direction parallel to the Fennoscandian fault line.

“Pockmarks” are found in many areas of the European shelf seas. Deep water examples of pockmarks with benthic fauna communities exists at approximately 100 m water depth in the UK part of the North Sea as depressions in areas of predominantly muddy seabed. Examples of extensive areas with pockmarks are found on the Galician coast (Spain) at the bottom of Rias at a more shallow water depth compared to the pockmarks in the North Sea. Present emission of gas has been reported, as well as other inactive pockmarks filled by more modern sediments. Another difference with the “bubbling reefs” of the Danish coast is that gas stocks are closer to the present bottom surface.

5. Corresponding categories:

HELCOM classification:

All subtypes under “Bubbling reefs (2.10)” EUNIS:

Relevant types under A3.C.

6. Literature :

JENSEN, P. ET AL. (1992). “Bubbling reefs” in the Kattegat: submarine landscapes of carbonate-cemented rocks support a diverse ecosystem at methane seeps. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 83:103-112

DANDO, P.R. ET AL. (1991). Ecology of a North Sea Pockmark with an active methane seep. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 70: 49-63.

HANSEN, J.M. (1988). Koraller i Kattegat, kortlægning. *Miljøministeriets, Skov- og Naturstyrelsen.*

HOVLAND M. & JUDD A.G. (1988). Seabed Pockmarks and seepages: Impact on Geology, Biology and the Marine Environment. *Graham & Trotman, London. 245pp.*

JENSEN, P. ET AL. (1992). “Bubbling reefs” in the Kattegat: submarine landscapes of carbonate-cemented rocks support a diverse ecosystem at methane seeps. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, vol. 83:103-112.

JOHNSTON, C. J., TURNBULL, C. G. & TASKER, M. L. (2002). Natura 2000 in UK Offshore Waters: Advice to support the implementation of the EC Habitats and Birds Directives in UK offshore waters. JNCC Report 325.

JØRGENSEN, N.O. ET AL (1989). Holocene methane-derived dolomite-cemented sandstone pillars from Kattegat, Denmark. *Mar. Geol.*, vol. 88: 71-81.

JØRGENSEN, N.O. ET AL (1990). Shallow hydrocarbon gas in the northern Jutland-Kattegat region, Denmark. *Bull. Geol. Soc.*, vol. 38: 69-76.

LAIER, T. ET AL. (1991). Kalksøjler og gasudslip i Kattegat, seismisk kortlægning af området nord-vest for Hirsholmene. *Miljøministeriet, Danmarks Geologiske Undersøgelse.*

Other rocky habitats

8330 Submerged or partially submerged sea caves

PAL.CLASS.: 12.7, 11.26, 11.294

1) Caves situated under the sea or opened to it, at least at high tide, including partially submerged sea caves. Their bottom and sides harbour communities of marine invertebrates and algae.

Kolofon

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2013/2014

Paula Canal-Vergés, Louise K. Poulsen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen, Nina Holm og Jens Kjerulf Petersen

August 2013

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 270-2013

ISBN 978-87-7481-181-7

ISSN 1395-8216

Omslag: Peter Waldorff/Schultz Grafisk

Reference: Canal-Vergés, P., Poulsen, L. K., Geitner, K., Christoffersen, M., Holm, N. & Pedersen, J. K.

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2013/2014. DTU Aqua-rapport nr. 270-2013. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 97 pp + bilag.

DTU Aqua-rapporter udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, udredninger m.v.

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua reports are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc.

The reports can be downloaded from www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua
National Institute of Aquatic Resources
Technical University of Denmark

Jægersborg Allé 1
2920 Charlottenlund
Denmark
Tlf: 35 88 33 00
aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk