

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2009/2010

Dolmer, Per; Poulsen, Louise K.; Blæsbjerg, Mette; Kristensen, Per Sand; Geitner, Kerstin; Christoffersen, Mads; Holm, Nina

Publication date:
2009

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Dolmer, P., Poulsen, L. K., Blæsbjerg, M., Kristensen, P. S., Geitner, K., Christoffersen, M. O., & Holm, N. (2009). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2009/2010. Charlottenlund: Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer - Dansk Skaldyrcenter. (DTU Aqua-rapport; Nr. 214-09).

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 i Løgstør Bredning 2009/2010



DTU Aqua-rapport nr. 214-2009
Af Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mette
Blæsbjerg, Per Sand Kristensen, Kerstin
Geitner, Mads Christoffersen og Nina Holm

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2009/2010

DTU Aqua-rapport nr. 214-2009

Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mette Blæsbjerg, Per Sand Kristensen, Kerstin Geitner,
Mads Christoffersen og Nina Holm

September 2009

Kolofon

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2009/2010

Af Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mette Blæsbjerg, Per Sand Kristensen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen og Nina Holm

September 2009

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 214-2009

ISBN: 978-87-7481-106-0

ISSN 1395-8216

Omslag: Peter Waldorff/Schultz Grafisk

Forsidefoto: Peter Jensen

Reference: Dolmer, P.; Poulsen, L. K.; Blæsbjerg, M.; Kristensen, P.S.; Geitner, K.; Christoffersen, M.; Holm, N.; (2009). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2009/2010. DTU Aqua-rapport nr. 214-2009. Charlottenlund. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, 95 p.

DTU Aqua-rapporter udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, studenterspecialer, udredninger m.v. Fremsatte synspunkter og konklusioner er ikke nødvendigvis instituttets.

Rapportene 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 views and conclusions are not necessarily those of the Institute.

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

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ AF KONSEKVENSVURDERING	5
1.1	Konsekvensvurderingens omfang	5
1.2	Fiskeplan	5
1.3	Areal der direkte påvirkes af fiskeriet	6
1.4	Arealet af naturtypen der ønskes adgang til jf. Fiskeplan	6
1.5	Fiskeplanens påvirkning i forhold til Fuglebeskyttelsesområde og habitatområde	7
1.6	Kumulative effekter	13
2	INDLEDNING	15
3	RESUME AF FISKEPLAN FRA FISKERIETS ORGANISATIONER	17
4	GENERELT OM LØGSTØR BREDNING	18
4.1	Forvaltningen af muslingefiskeriet	18
5	DATAGRUNDLAG FOR KONSEKVENSANALYSEN	20
5.1	Iltforhold	20
5.2	Sigtddybde	22
5.3	Sediment	24
5.4	Ålegræs	24
5.5	Makroalger	28
5.6	Undersøgelser af blåmuslinger og substrat i perioden 1993-2009	31
5.7	Løgstør Bredning 1993- 2009	33
6	FISKERI I OMRÅDET	37
7	PÅVIRKET AREAL	40
8	FUGLEBESKYTTelsesOMRÅDE F12	41
8.1	Fødegrundlag for muslingespisende fugle	44
8.2	Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle	44
8.3	Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle	45
8.4	Forstyrrelse af fugle	45
8.5	Kumulative effekter	45

8.6	Konklusion	45
9	HABITATOMRÅDE H96	47
9.1	Ophvirvling af bundsediment og Sigtdybde	47
9.2	Påvirkning af substrat	49
9.3	Muslingebestanden	51
9.4	Ålegræs	53
9.5	Makroalger	59
9.6	Bundfauna	66
10	BILAG IV ARTER OG ANDRE ARTER	69
11	KUMULATIVE EFFEKTER	70
12	MULIGHEDER FOR TILPASNING AF MUSLINGEFISKERI	71
12.1	Nye redskabstyper	71
12.2	Prøvefiskeri	71
12.3	Forvaltningsredskaber	71
13	REFERENCER	72
BILAG 1		75
BILAG 2		77
BILAG 3		78
BILAG 4		80

1 Resumé af konsekvensvurdering

1.1 Konsekvensvurderingens omfang

Område	Beskyttelser	Naturtyper og fuglebeskyttelser
Løgstør Bredning	Habitatområde 16 (H16) Fuglebeskyttelsesområde 12 (F12)	Sandbanker m. lavvandet vedvar. dække af vand (1110) Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) Større lavvandede bugter og vige (1160) Rev (1170) Fugle: hvinand, pibeand, sangsvane, toppet skallesluger, dværgterne Fisk: Havlampret, Pattedyr: spættet sæl og marsvin

Naturtypen Rev (1170) indgår i udpegningsgrundlaget for H16. Der er ikke udarbejdet arealmæssige afgrænsninger af naturtype 1170 og i konsekvensvurderingen indgår en generel vurdering af muslingefiskeriets effekt på biogene rev.

1.2 Fiskeplan for fiskeperioden september 2009 – juni 2010

Produktionsområde	Muslingefangst	Muslingetæthed ved fiskeri pågår	Dybdegrænse for fiskeri (m)	Prøvefiskeri i forhold til fiskernes identifikation af egnede fiskepladser
33-39	25.000 ton konsummuslinger 5.000 ton omplantningsmuslinger	>1 kg m ⁻² >2,5 kg m ⁻²	>3 m 3 bokse > 4 m	1 % af skrab

Konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til fiskeplan for muslingefiskeri i Løgstør bredning (Bilag 3) i forhold til fiskeplanens angivelser af fordelingen af fiskeriet i Natura 2000 området og vurderer kun effekten inden for fiskeplanens tidsrammer dvs. frem til juni 2010. Fiskeplanen er udarbejdet af Centralforeningen for Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening. I fiskeplanen indgår et fiskeri efter konsummuslinger og et omplantningsfiskeri. Konsumfiskeriet vil have en dybdegrænse på 3 m og er målrettet blåmuslingeforekomster med tætheder >1 kg m⁻². I forbindelse med fiskeriet vil der blive foretaget prøvefiskeri til identifikation af egnede områder. Prøveskrab angives i fiskeplan til at udgøre 1 % af fiskeriet. I forbindelse med fiskeri vil der maksimalt indgå 20 fartøjer samtidigt.

Omplantningsfiskeriet vil foregå i 3 bokse med en minimumsdybde på 4 meter. Fiskeriet vil blive udført af et fartøj. Muslingerne vil blive opfisket fra sydlig boks, placeret i område med hyppigt iltsvind. Hvis der ikke kan findes ønsket mængde i denne boks, vil fiskeriet blive gennemført i to nordlige bokse.

1.3 Areal der direkte påvirkes af fiskeriet

Muslingefangst	Muslingetæthed ved fiskeri	Biomasse tæthed	Areal direkte påvirket ved 50 % skrabeeffektivitet	Andel af marine del af Natura 2000 området der påvirkes direkte
25.000 ton konsummuslinger	>1 kg m ⁻²	2,68 kg m ⁻²	18,7 km ²	6,0 %
5.000 ton omplantningsmuslinger	>2,5 kg m ⁻²	3,19 kg m ⁻²	1,6 km ²	0,5 %

Arealet, der direkte påvirkes af muslingefiskeriet, er beregnet ud fra gennemsnitsbiomassen i området, hvor der fiskes, og under antagelse af at muslingeskraberen har en fangsteffektivitet på 50 %. Beregningen medtager ikke påvirkning fra prøvfiskeri.

1.4 Arealet af naturtypen der ønskes adgang til jf. Fiskeplan

Naturtype	Areal i H16 km ²	Fiskeri på > 3 m km ² (%)	Fiskeri på > 3 m og større biomasse end >1 kg m ⁻² km ² (%)
1110	52,3	34,7 (66 %)	23,6 km ² (45 % - heraf 11 % som omplantningsbokse)
1140	<2	0	0
1160	262,3	151,6 (58 %)	130,7 km ² (50 % - heraf 4 % som omplantningsbokse)

Beregningerne angiver, hvor store arealer der ønskes adgang til i forbindelse med fiskeriet af 25.000 ton konsummuslinger og omplantning af 5000 ton blåmuslinger.

1.5 Fiskeplanens påvirkning i forhold til Fuglebeskyttelsesområde og habitatområde

<p>Beskyttede fugle</p> <p>Fuglearter, der indgår i konsekvensvurderingen</p> <p>Mængde af muslinger til rådighed for muslinge-spisende fuglearter (Hvinand)</p> <p>Fiskespisende arter (Toppet Skallesluger, Dværgterne)</p> <p>Planteædende fugle (Sangsvane, Pibeand)</p> <p>Forstyrrelse</p>	<p>Hvinand Pibeand Sangsvane Toppet skallesluger Dværgterne</p> <p>16.677 ton blåmuslinger (4 % af samlet muslingebestand)</p> <p>Blåmuslingefiskeri vil ikke påvirke forekomst af fødegrundlag</p> <p>Muslingefiskeri vil ikke fjerne ålegræs på dybder, hvor de to arter har adgang til ålegræs.</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 i Løgstør Bredning indgår en række arter hvoraf arterne hvinand, pibeand, sangsvane, toppet skallesluger og dværgterne forekommer i det marine område.</p> <p>Arten hvinand æder muslinger og skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 16.667 tons blåmuslinger og svarende til 4 % af den totale biomasse.</p> <p>Fiskespisende arter (toppet skallesluger og dværgterne) 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.</p> <p>Planteædende fugle (pibeand og sangsvane) forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybde, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri.</p> <p>Fiskeriet kan medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, når 20 fartøjer udfører fiskeri i samme produktionsområde.</p>

<p><i>Ophvirvling af sediment og sigtdybde</i></p> <p>Sigt dybde 2008 (marts – oktober)</p> <p>Konklusion vedrørende ophvirvling af sediment og sigt dybde</p>	<p>3,9 m – stigende siden 2006. Sigtdybde i 2009 indtil august 4,5 m</p> <p>Observationer af sigtdybden i området viser, at sigtdybden har været i bedring de senere år og er steget fra 2007 til 2009. Sigtdybden kan ud fra muslingebestandens filtrationspotentiale i området beregnes til at være 4,7 m i 2009. Den observerede sigtdybde er til og med juli 4,5 meter (januar til juli). Muslingebestanden er mere end fordoblet i habitatområdet siden 2008, og dette er formodentligt årsagen til den forbedrede sigtdybde.</p> <p>Muslinger er vigtige filtratorer. Opfiskning af 30.000 tons blåmuslinger vil ikke have en betydning for sigtdybde i Natura 2000 området. Modelberegning af effekt af reduktion af muslingebestand med 30.000 ton viser en reduktion i sigtdybde på 28 cm. Beregningen er usikker og variation i forhold til muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger.</p> <p>I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. Denne resuspension kan være af betydning i sommerperioden, hvor vindinduceret resuspension er lav. I vinterperioden vurderes resuspensionen fra muslingefiskeriet at være ubetydelig. Ca. 40 % af muslingelandingerne pågår i perioden maj, juni og september, hvor resuspension kan påvirke sigtdybden. En høj tæthed af fartøjer (>15), der fisker i samme område, vil kunne reducere sigtdybden. Der indgår i fiskeplanen, at der maksimalt vil forekomme 20 fiske-fartøjer i Natura 2000 området samtidigt. Denne tæthed af fartøjer vil kunne reducere sigtdybden i sommerperioden.</p>
---	--

Sten	Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere forekomst af substrat og dermed udbredelse af makroalger og epibentiske bunddyr. Registreringer af landinger af sten i 2008-2009 indikerer at omfanget af landinger af sten kan være lille. 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 af forekomst af skaller. En gunstig bevaringsstatus for naturtype 1110 og 1160 vil ikke kunne opnås på positioner med muslingeskab såfremt der sker en irreversibel fjernelse af sten fra habitatområdet.
-------------	--

Muslingebestanden	
Produktionsområde	33-39
Fiskbar bestand ¹ (september 2009 – juni 2010)	30.500 ton
Planlagt fisket mængde ifølge fiskeplan	25.000 ton
Planlagt omplantningsmængde	5.000 ton
Total blåmuslingebestand	368.000 ton
Fiskeri i % af total bestand	8 %
Fiskeri i % af fiskbar bestand ¹	82 %
Fiskeri i % af muslingeproduktion	20 %
Konklusion vedrørende muslingebestanden	De planlagte fiskerier af blåmuslinger vil fjerne 8 % af bestanden. Bestanden af blåmuslinger udgør i 2009 368.000 tons hvilket er en stigning på 105 % i forhold til bestanden i 2008. Produktionen af muslinger udgør 40-50 % af biomassen og fiskeriet vil fjerne ca. 20 % af produktionen. I efteråret 2009 vil ca. 9.000 tons muslinger kunne fiskes i området og i foråret 2010 vil yderligere 16.000 tons muslinger kunne fiskes. Det vurderes ikke at det ønskede fiskeri vil påvirke forekomsten af blåmuslinger i naturtyperne 1110 og 1160.

¹ Den fiskbare bestand udgør mængden af konsummuslinger (> 4,5 cm), hvor andelen af undermålsmuslinger er under 30 %. En opfiskning af den fiskbare bestand vil således ikke bortfiske den totale bestand af store muslinger, idet der fortsat vil være store muslinger iblandet mere end 30 % undermålsmuslinger.

Ålegræs	
Habitattype for naturtype	1110 og 1160
Potentiel udbredelse	0 - 4 m
Observeret udbredelse i Natura 2000 området	0 - 3,4 m (2006 og 2007)
Observeret udbredelse i områder åbent for fiskeri	0 - 2,1 m
Forekomst	Spredt
Genoprettelsestid efter skrab	Ukendt
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af potentiel udbredelse ²	3 - 4 m ~ 12,1 km ² = 7 % af potentiel udbredelsesområde
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af observeret udbredelse i Natura 2000 området ²	3 - 3,4 m ~ 3,5 km ² = 2 % af observeret udbredelsesområde
Konklusion vedrørende ålegræs	<p>Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte forekomster af ålegræs kan ikke forventes at forekomme, idet skraberen vil miste fangsteffektivitet ved opfyldning med ålegræs. Ved muslingefiskeri af blåmuslinger i områder med ålegræs vil fiskeriet kunne pågå på lave tætheder af ålegræs, på rodsrud og i områder med frøspredning, hvilket kan hæmme nyetableringen af ålegræsbestanden. Endvidere vil fiskeri på ålegræs kunne forekomme hvor ålegræs og muslinger danner en mosaik i udbredelse og ved prøvofiskeri i forhold til at finde en egnet fiskeplads.</p> <p>En reduceret ålegræsudbredelse i Løgstør Bredning kan skyldes flere forhold herunder forekomst af iltsvind, tætte forekomster af blåmuslinger og påvirkning fra muslingefiskeri.</p> <p>Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede dybdeudbredelse i 2008 og potentielle dybdeudbredelse i 2009 på henholdsvis 3,3 og 4,0 meter kan begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse, og forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse indenfor naturtype 1110 og 1160. En gunstig bevaringsstatus for ålegræs og dermed naturtype 1110 og 1160 vil ikke kunne opnås omkring positioner med muslingeskrab inden for 0 til 4 meter.</p>

² Areal er baseret på, at fiskeri kun pågår dybere end 3 meter, men ikke at fiskeri kun vil pågå hvor bestand >1 kg m⁻².

Makroalger	
Habitattype for naturtype	1160
Potentiel udbredelse	0 – 12 m
Observeret udbredelse	0 – 8 m (1996-2006)
Observeret udbredelse i områder åbent for fiskeri	0 - 10 m (1996-2000)
Forekomst	Spredt
Genoprettelsestid efter skrab	>5 år - kan være irreversibel hvis sten fjernes
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af potentiel udbredelse ³	>3 m ~ 151,6, km ² = 58 % af potentielt udbredelsesområde i naturtype 1160
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af observeret udbredelse i Natura 2000 området ³	3 - 10 m ~ 150,2 km ² = 57 %
Konklusion vedrørende makroalger	<p>Makroalger konkurrerer med blåmuslinger om hårdt substrat og bruger også muslingerne som substrat. Fjernes muslingskaller og muslinger vil der også fjernes makroalger og potentielt substrat. Muslingeskrab inden for makroalgernes potentielle udbredelsesområde (0 -12 meter) vil begrænse makroalgebestanden i sin nuværende og potentielle udbredelse. En gunstig bevaringsstatus for makroalger og dermed naturtype 1160 vil ikke kunne opnås omkring positioner med muslingeskrab inden for 0 til 12 meter.</p> <p>Afskrabning af de oprindelige makroalger forøger risikoen for, at 2 invasive og hurtigtvoksende arter sargassotang og gracilaria tang overtager det hårde substrat, og derved forhindrer en genetablering af de oprindelige langsomt voksende alger i området. Muslingeskrab kan altså være fremmende for etableringen af de 2 invasive arter i området, hvoraf Sargassotang allerede er veletableret og er blevet observeret ned til 8 meters dybde i Løgstør Bredning.</p>

³ Areal er baseret på, at fiskeri kun pågår dybere end 3 meter, men ikke at fiskeri kun vil pågå hvor bestand > 1 kg m⁻².

<p>Bundfauna</p> <p>Forekomst</p> <p>Fiskeplanens arealmæssige påvirkning⁴</p> <p>Genoprettelsestid for dyresamfund</p> <p>Konklusion vedrørende bundfauna</p>	<p>Naturtype 1110 og 1160</p> <p>Fiskeri vil foregå i: 3 – 12 m ~ 66 % af arealet i naturtype 1110 ~ 58 % af arealet i naturtype 1160</p> <p>>4 år i områder uden iltsvindspåvirkning (langsomtvoksende arter og et diversit variabelt miljø, større artsdiversitet) 1 - 2 år i områder med iltsvindspåvirkning (hurtigtvoksende og opportunistiske arter, lav artsdiversitet)</p> <p>Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfauna. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 1-2 år i de dele af Natura 2000 området der påvirkes hyppigst af iltsvindshændelser, og påvirkningen vurderes at vare > 4 år i de områder af Natura 2000 området, der sjældent påvirkes af iltsvind. En gunstig bevaringsstatus for bundfauna og dermed naturtype 1110 og 1160 vil ikke kunne opnås på positioner, hvor der udføres muslingeskrab.</p>
---	--

⁴ Arealet er baseret på at fiskeriet kun pågår dybere end 3 meter, men ikke at fiskeri kun vil pågå hvor bestand > 1 kg m⁻².

<i>Andre beskyttede arter</i>	
Havlampret	Havlampret er ikke observeret i forbindelse med forsøgsfiskeri i Løgstør Bredning.
Spættet sæl	Muslingefiskeri vil ikke påvirke fødegrundlaget for spættet sæl. Dybdegrænsen for fiskeriet sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter, hvor sælerne opholder sig på land.
Marsvin	Muslingefiskeri vil ikke påvirke fødegrundlaget for marsvin. Ved høje tætheder af fartøjer i et område kan der ske en forstyrrelse af arten.

1.6 Kumulative effekter

<i>Eutrofiering og resuspension</i>	<p>Eutrofiering og naturlig variation kan forventes at have en betydning for muslingebestandens størrelse og dermed for sigtddyben. 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 Løgstør 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 områdenes 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 og Løgstør Bredning medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtddybe. Ophvirvling af næringsstoffer og den afledte fytoplankton produktion, og ophvirvling af sediment ved skrabning er begge effekter, som påvirker sigtddyben 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 er der overvejende sandsynlighed for, at muslingeskrab i eutrofe områder som Løgstør Bredning har en effekt på sigtddyben i området, specielt i sommerperioden.</p>
<i>Bortfiskning af sten</i>	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. Substratfjernelse som konsekvens af fiskeri med skrabbende redskaber sker ikke blot ved en enkelt fiskepisode.

<p><i>Forstyrrelse af fugle</i></p>	<p>de. 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.</p> <p>Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for F12. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med muslingefiskeriet.</p>
-------------------------------------	---

2 Indledning

Hovedparten af produktionsområde 31-39 i Løgstør Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Natura 2000 området indeholder et fuglebeskyttelsesområde (F12) og et Habitatområde (H16). Der indgår 15 fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdet (Bilag 2), hvoraf det kun er hvinanden, der fouragerer på muslinger. I Habitatområdet (Bilag 1) indgår tre marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder Større lavvandede bugter og vige (1160), Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110), Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) og Rev (1170) med et areal på henholdsvis 262,3 km², 52,3 km² og 1,4 km² (Figur 1). 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. Denne naturtype inddrages derfor ikke nærmere i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen Rev (1170) indgår i udpegningsgrundlag. Der er ikke udarbejdet arealmæssig afgrænsning af naturtypen, og i konsekvensvurderingen præsenteres en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev (Afsnit 9.3).

Fiskeri efter blåmuslinger i Limfjorden udgør omkring 50-90 % af det samlede blåmuslingefiskeri i Danmark i dag. Der er i løbet af de sidste par år i Limfjorden landet henholdsvis 33.286 ton i 2007 og 26.616 ton i 2008, ud af en bestand i de fiskbare områder på henholdsvis 280.000 og 273.000 ton. Størrelsen af landingerne fra Limfjorden viser et fald fra ca. 100.000 ton i 1990'erne og ned til det nuværende niveau. Faldet i fiskeriet afspejler et fald i muslingebestanden i Limfjorden de sidste 15 år. Der er flere forskellige dokumenterede og udokumenterede forklaringer på nedgangen i bestanden, herunder iltsvind, forandrede bundforhold der påvirker yngelproduktionen, ændringer i algeproduktionen og forekomsten af prædatorer. Et skift i tidspunktet for DTU Aquas bestandsundersøgelser mellem 1999 og 2000 kan ligeledes forklare en del af faldet.

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet med henblik på at afdække, hvilke effekter et fiskeri af blåmuslinger vil have på Natura 2000 området i Løgstør Bredning, specifikt i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for F12 og H16 og i forhold til den fiskeplan for muslingefiskeriet, der er udarbejdet af Centralforeningen for Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening (Bilag 3). Ifølge fiskeplanen ønsker fiskeriets organisationer et fiskeri i perioden september 2009 til juni 2010, hvor der fra Natura 2000 området opfiskes 25.000 ton blåmuslinger for konsum (skallængde >4,5 cm) fra bestande i området, der har større biomassetæthed end 1 kg m⁻². Endvidere ønskes det at omplante 5.000 ton blåmuslinger (skallængde < 4.5 cm) fra tre bokse, hvor biomassetætheden er større end 2,5 kg m⁻² (Figur 3). Selve konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til fiskeplanen (Bilag 3) i forhold til fiskeplanens angivelser af fordelingen af fiskeriet i Natura 2000 området og vurderer kun effekten inden for fiskeplanens tidsrammer dvs. frem til juli 2010. Konsekvensvurderingen af fiskeplanen er en videnskabelig proces, der udelukkende er udført af DTU Aqua på baggrund af tilgængelig data og undersøgelser.

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](#). Disse første konsekvensanalyser er baseret på forholdsvis få datasæt og analyserne i nærværende rapport bygger på flere datasæt og giver dermed en mere præcis vurdering af det specifikke muslingefiskeris effekt på Natura 2000 området.

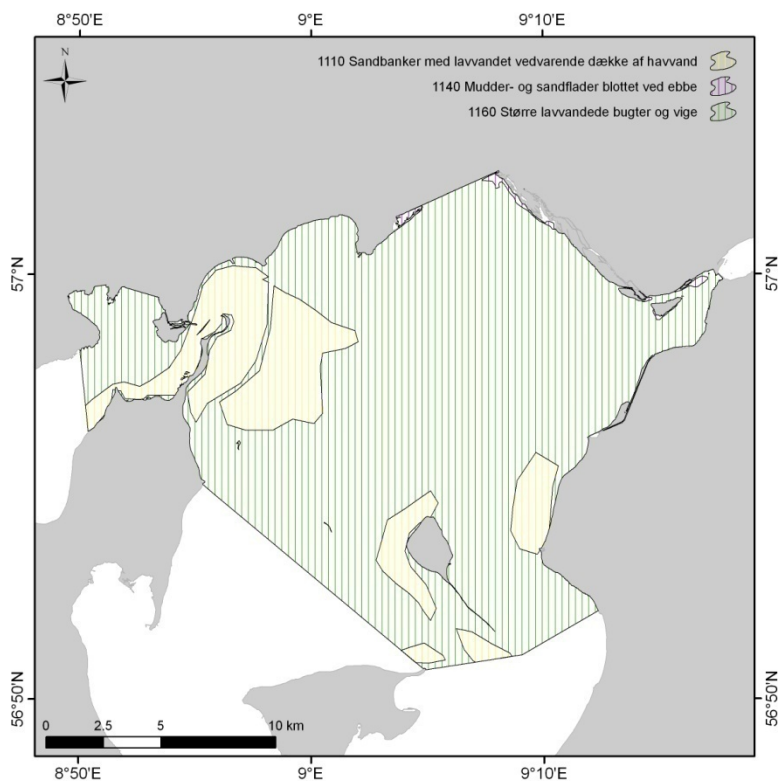
For naturtyperne, der indgår i Habitatområdet, er der ikke opstillet operationelle mål for opnåelse af gunstig bevaringsstatus. Det samme er gældende for de arter, der indgår i Habitatområdets udpegningsgrundlag. Det er således ikke muligt at vurdere en effekt af muslingefiskeri i forhold til en specifik bevaringsmålsætning. Konsekvensvurderingen analyserer derfor effekten af fiskeriet i forhold til en general bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 408/2007 om ud-

pegning 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.

Nærværende konsekvensvurderingsrapport består af en præsentation af de data, der er til rådighed for analyse af muslingefiskeriets påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder de bestandsundersøgelser DTU Aqua siden 1993, med få undtagelser, årligt har gennemført, senest i august 2009 og en specifik vurdering af effekten af det i fiskeplanen beskrevne fiskeri. Endvidere er der i afsnit 12 en faglig vurdering af, hvorledes det foreslåede fiskeri kan tilpasses i forhold til at gøre det mere skånsomt. Miljøcenter Ringkøbing, Miljøcenter Aalborg og DMU's datacenter har været kontaktet i forhold til at sikre, at analysen anvender de nyeste tilgængelige data. I forhold til muslingefiskeriets påvirkning af fødegrundlag for hvinand, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvender konsekvensvurderingen beregningsmetoder der er udviklet af DMU for edderfugl i Vadehavet (Clausen et al., 2008) og for hvinand i Limfjorden (Laursen og Clausen, 2008). I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H12, anvender 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.

Konsekvensvurderingen forholder sig 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 et al., 2008). I forbindelse med muslingefiskeriets effekt på udbredelsen af ålegræs og på bunddyr vurderes påvirkningen dog i forhold til de opstillede mål i direktivet.



Figur 1. Konsekvensvurderingen undersøger effekten af et muslingefiskeri på 25.000 ton konsummuslinger (skallængde >4,5 cm) og omplantning af 5.000 omplantningsmuslinger (Skallængde < 4,5 cm) fra Natura 2000 området i Løgstør bredning som angivet i fiskeplan (Bilag 3). Kortet viser udbredelsen af de tre naturtyper Større lavvandede bugter og vige (1160), Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110) og Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140). Konsekvensvurderingen omfatter kun de to første naturtyper.

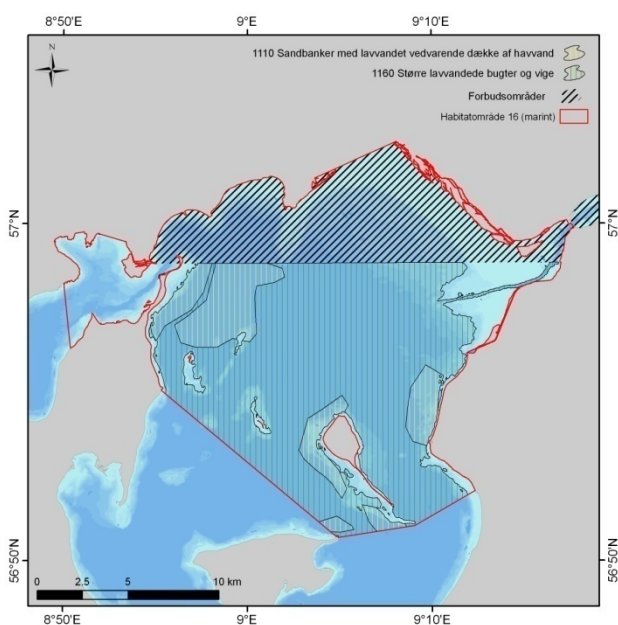
3 Resume af fiskeplan fra fiskeriets organisationer

Muslingefiskeriets to organisationer, Danmarks Fiskeriforening og Centralforeningen, for Limfjorden har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger i Natura 2000 området i Limfjorden i perioden 21. september 2009 til 1. juli 2010 (Bilag 3). Effekten af en gennemførelse af fiskeplanen analyseres i nærværende konsekvensanalyse.

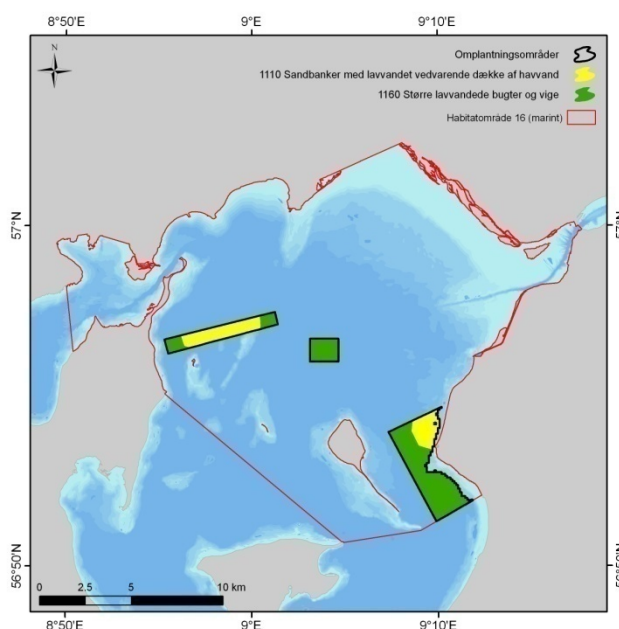
I fiskeplanen fremsættes der forslag om et fiskeri af 25.000 ton blåmuslinger for konsum (skallængde >4,5 cm) fra bestande i området, der har større biomassetæthed end 1 kg m^{-2} . Endvidere ønskes det at omplante 5.000 ton blåmuslinger (skallængde < 4.5 cm) fra tre bokse (Figur 3), hvor biomassetætheden er større end 2.5 kg m^{-2} . Fiskeriet af omplantningsmuslingerne vil som udgangspunkt pågå i den sydlige boks, hvor størst dødelighed pga. iltsvind kan forventes. De to nordlige bokse vil således kun indgå i fiskeriet, hvis ressourcen i den sydlige boks ikke er tilstrækkelig.

I forbindelse med fiskeriet vil der ske en fortsat registrering af mængden af landede sten fra området.

Maksimalt 20 fartøjer vil fiske i Natura 2000 området samtidigt.



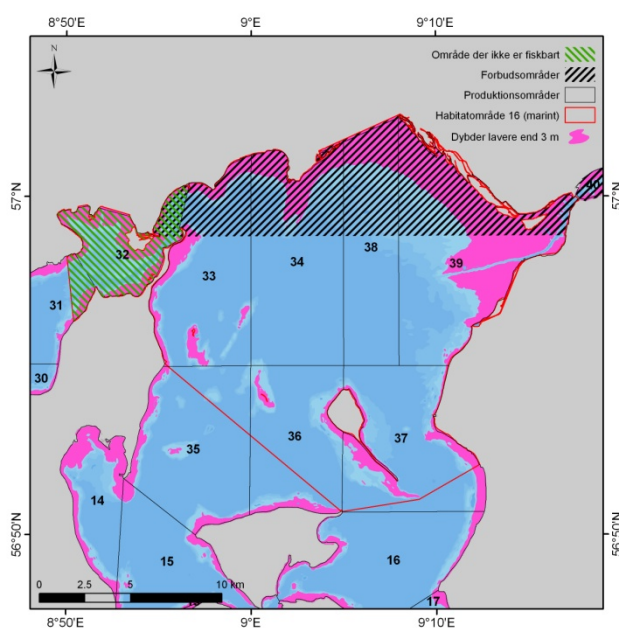
Figur 2. Natura 2000 området i Løgstør bredning. Det lodret skraverede område angiver vanddybder >3 m, opdelt i naturtyper. Det sortskraverede område er forbudsområde.



Figur 3. Placering af bokse til fiskeri af omplantningsmuslinger, samt andel af bokse, der er udpeget som henholdsvis naturtype 1110 (gul markering) og 1160 (grøn markering).

4 Generelt om Løgstør Bredning

Hovedparten af produktionsområde 31-39 i Løgstør Bredning er udpeget som Natura 2000 område, Figur 4. Natura 2000 området inkluderer F12 med 15 forskellige arter (Bilag 2) og H16 med følgende naturtyper i den marine del: Større lavvandede bugter og vige (1160) og Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110) og Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) med et areal på henholdsvis 262,3 - 52,3 og 1,4 km² og en række arter (Bilag 1). Basisanalysen for Natura 2000 H16 vurderer status for naturtyper og arter i udpegningsgrundlag og konkluderer endvidere i hvilket omfang elementer i udpegningsgrundlag har gunstig bevaringsstatus. Endvidere vurderer Basisanalysen, hvilke trusler der kan hindre en gunstig bevaringsstatus. Basisanalysens vurderinger er i denne rapport fremstillet i forbindelse med konsekvensvurderingen af hvert enkelt udpegningselement. Basisanalysen påpeger overordnet, at eutrofiering og muslingefiskeri forringer tilstanden i naturtyper i forhold til opstillede mål, og at forekomst af iltsvind udgør en trussel i forhold til at opnå målsætninger for habitatområdet. Da effekten af muslingefiskeri i forhold til en række parametre vil have en påvirkning, som vil være sammenfaldende med påvirkningen fra eutrofieringen, kan effekten af et muslingefiskeri være vanskelig at isolere. Nærværende konsekvensvurdering vil således underestimere effekten af muslingefiskeri på en række punkter, idet effekten af eutrofiering kan vanskeliggøre en upåvirket eftervisning af fiskeriets effekt. Ved en forbedring af vandkvalitet kan det således forventes at effekten af et muslingefiskeri bliver mere tydelig i forhold til en række parametre i udpegningsgrundlaget for Natura 2000 området.



Figur 4. Kort over Løgstør bredning, der viser Natura 2000 område 16, som inkluderer F12 og H16. Derudover er produktionsområder for muslingefiskeri, ikke fiskbare områder, forbudsområde og dybder <3 m vist.

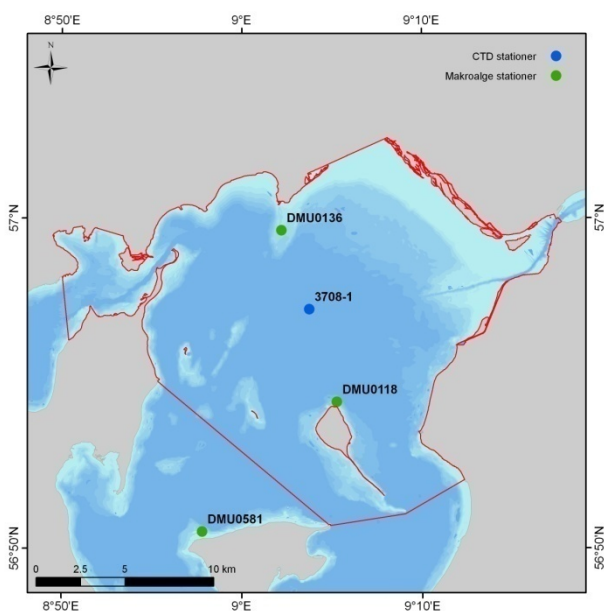
4.1 Forvaltningen af muslingefiskeriet

Fiskeriet på blåmuslinger i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse nr. 155 af 07/03/2000 og bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006. Ud over de lovmæssige bestemmelser bidrager fiskerierhvervet selv til regulering af fiskeriet igennem selvforvaltning. Denne forvaltning planlægges ud fra de parametre, der kan påvirke blåmuslingebestanden, såsom risiko for iltsvind, bestandstørrelse, bestandsudbredelse og muslingernes størrelse. Således har Centralforeningen for Limfjorden, der er muslingefiskernes organisation, i 2005 indført en frivillig aftale der halverer ugekvoter i muslingefiskeriet til 45 ton per fartøj. Halveringen i ugekvoten

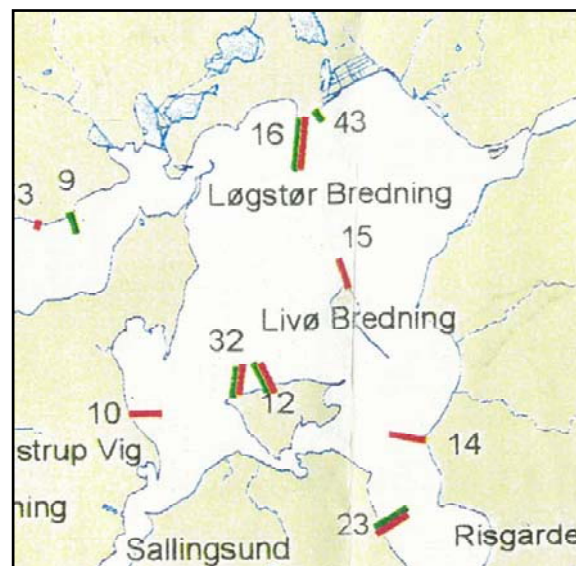
forklarer de markante fald, der ses i de samlede landinger fra Limfjorden, afsnit 6. Fiskeriets organisation, Centralforeningen for Limfjorden, kan ligeledes selvforvalte muslingefiskeriet, så der i områder med store forekomster af muslinge yngel eller lav kødprocent i muslingerne (< 14 %) ikke tages åbningsprøver til kontrol af algetoxiner, og områderne således ikke åbnes for fiskeri. Centralforeningen for Limfjorden gennemfører ligeledes selvforvaltning af fordelingen af fiskeriindsats i sårbare områder med henblik på at minimere visuel påvirkning i forhold til andre brugere af Limfjorden.

5 Datagrundlag for konsekvensanalysen

Nedenfor præsenteres de tidsserier og data, der specifikt er tilgængelige for Natura 2000 området i Løgstør Bredning. Data for områdets miljøtilstand er primært indsamlet fra åbne kilder og inkluderer historiske undersøgelser samt data fra miljøcentrenes overvågning. De tidligere amter, nu overtaget af Miljøministeriets Miljøcentre, har på en række faste stationer og transekter gennemført en omfattende indsamling af data i forbindelse med marine overvågningsprogrammer (Figur 5 og Figur 6), som er tilgængelig i DMU's åbne databaser MADS og ODA og i faglige rapporter. Data for monitoringen af makroalger og ålegræs er dog indhentet direkte fra Miljøcenter Ringkøbing. DMU's stationer og de faste transekter er i de fleste tilfælde identiske (f.eks. DMU0136 = Transekt 16), men er angivet separat i Figur 5 og 6, da det i Figur 6 også angives hvor der måles makroalger og hvor der måles ålegræs. For kortlægning af blåmuslingers forekomst og biomasse har DTU Aqua gennemført undersøgelser i området fra 1993 - 2009 (med undtagelse af 2002 og 2005), og disse data præsenteres endvidere.



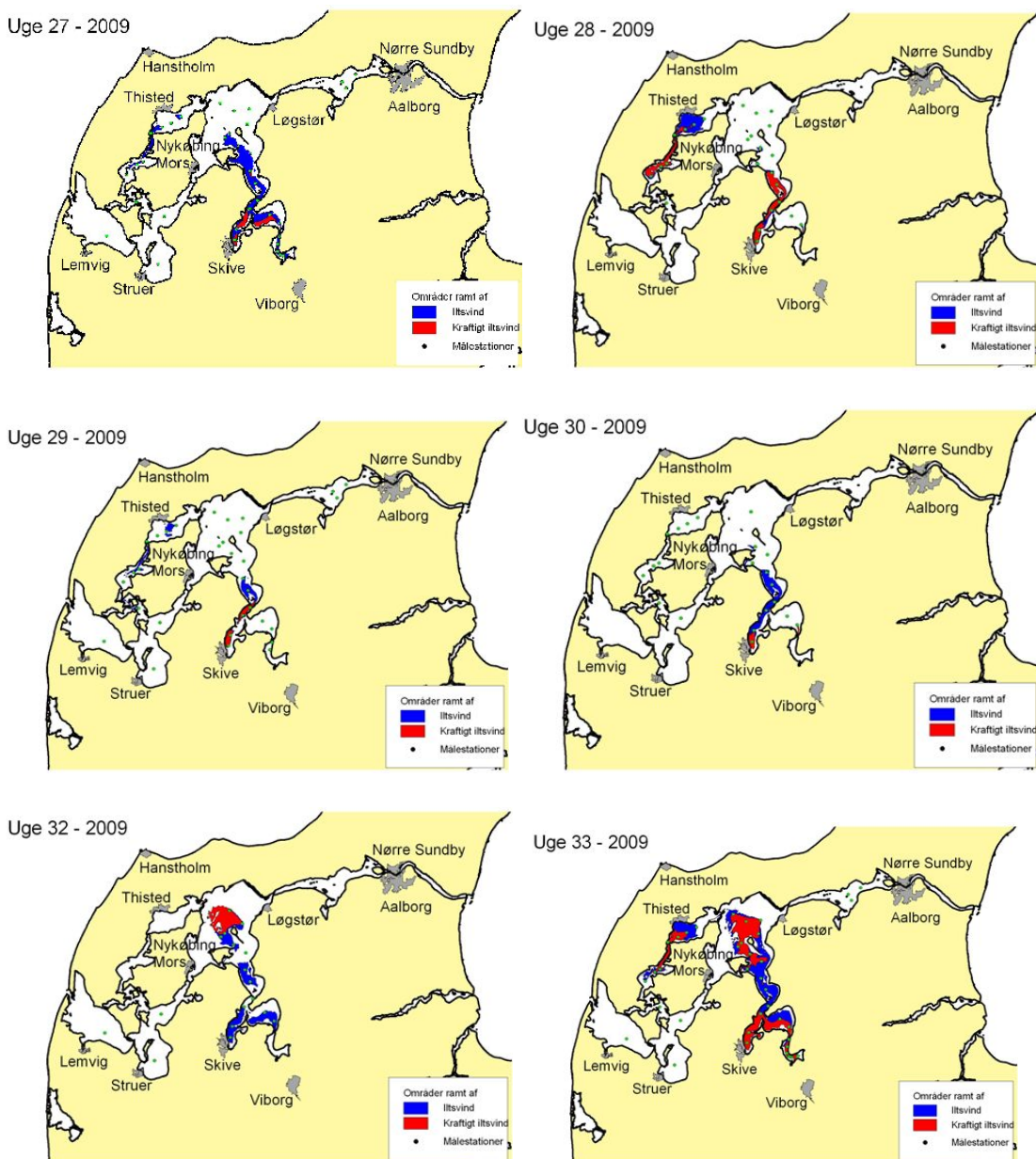
Figur 5. Målestationer placeret i Løgstør Bredning anvendt i miljøovervågningen foretaget af Miljøcentrene og DMU. Ved station 3708-1 foretages bl.a. målinger af temperatur, ilt, salinitet, sigtddybe og sedimentforhold, mens der ved stationerne DMU0136, DMU0118 og DMU0581 bl.a. foretages målinger af ålegræs og makroalger.



Figur 6. Transekter/stationer for monitorering af ålegræs og makroalger i miljøovervågningen foretaget af Miljøcentrene og DMU. Faste transekter for makroalger er angivet med rød og transekter for ålegræs er angivet med grøn.

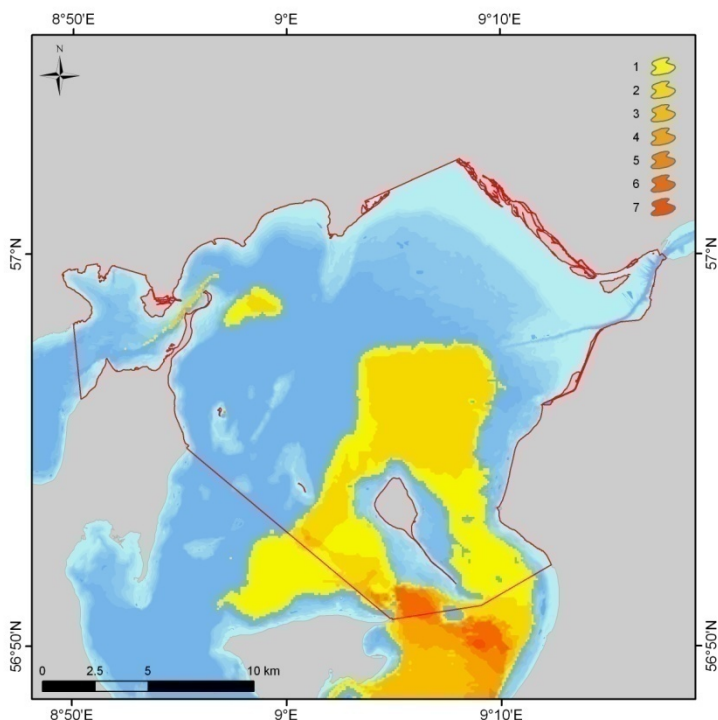
5.1 Iltforhold

Iltkoncentrationen i vandet er siden 1988 blevet målt af miljøcentrene i Ringkøbing og Ålborg på en række faste stationer i Limfjorden, heraf også i området omkring Løgstør Bredning. Omfanget af iltsvind i fjorden beregnes efterfølgende ved hjælp af en model der bl.a. beregner iltindholdet mellem de egentlige målinger (DMU 2009). Omfanget af iltsvind i Limfjorden i 2009 er vist i Figur 7. Det er især området fra Livø og sydpå til Skive Fjord samt området nord og syd for Vilsund, der er udsat for iltsvind. I Uge 32 & 33 har der dog også været udbredt iltsvind omkring Løgstør Bredning i den centrale del af det udpegede Natura 2000 område, men ikke i den nordlige del.



Figur 7. Udbredelsen af iltsvind i Limfjorden i uge 27 -33 i 2009, dog med undtagelse af uge 31 hvor prøvetagninger måtte indstilles pga. motorhavari (Kilde Miljøministeriet, 2009).

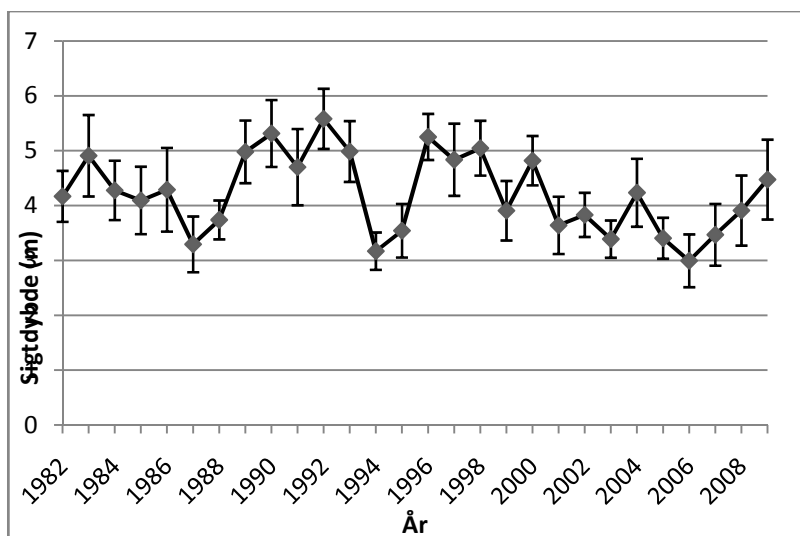
På Figur 8 er hyppigheden af iltsvind i Løgstør Bredning i årene 1994-2003 vist. Den centrale og sydlige del af det udpegede Natura 2000 område har været udsat for iltsvind 2-4 gange ud af de ti år, mens den nordlige del ikke har været berørt af iltsvind eller er udsat for iltsvind i mindre omfang.



Figur 8. Hyppigheden af iltsvind i området omkring Løgstør Bredning i Perioden 1994-2003. Farverne angiver antal iltsvindsepisoder i området i løbet af de 10 år. Den røde line angiver det udpegede Natura 2000 område (Muslingeudvalgets rapport 2004).

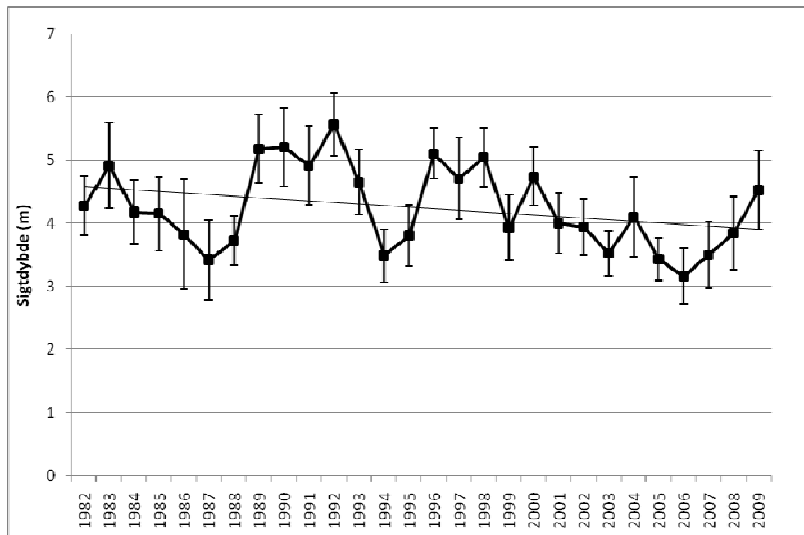
5.2 Sigtdybde

Siden slutningen af 1970'erne er sigtdybden i Limfjorden målt på faste stationer af amter/miljøcentre. Af disse ligger én station (Nr. 3708-1) inden for Natura 2000 området i Løgstør Bredning, hvorfra der findes målinger af sigtdybde siden 1982. Figur 9 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 1982 – 2009 fra marts til oktober, som er vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor reelt kun den periode sigtdybden har betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al., 2002) Sigtdybden varierer i løbet af året, med den højeste sigtbarhed i vintermånederne.



Figur 9. Den gennemsnitlige sigtdybde (± 2 S.E) i perioden marts - oktober ved målestation 3708-1 i perioden 1982-2009. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året ($n=9-35$ per år) (Kilde: DMU ODA 2009). For 2009 er kun målinger for marts- juli medtaget.

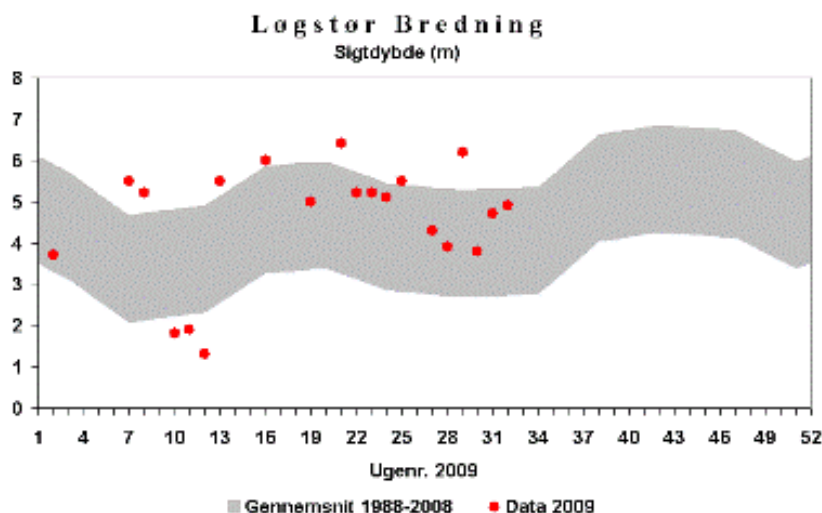
I Figur 10 er vist den gennemsnitlige sigtddybde for hele året, i samme periode. Figureerne viser at sigtddybden siden 1990'erne har været jævnt faldende, selvom der i de sidste tre år har været en tendens til større sigtddybde. I 2009 (marts til juli) er den gennemsnitlige sigtddybde for området beregnet til 4,5 m.



Figur 10. Den gennemsnitlige sigtddybde (± 2 S.E) for hele året ved målestationen 3708-1, i perioden 1982-2009. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året ($n=10-46$ per år) (Kilde: DMU ODA 2009).

Sigtddybdens variation i løbet af året for henholdsvis 2009 målinger og som et gennemsnit for 1988-2008 er angivet i Figur 11.

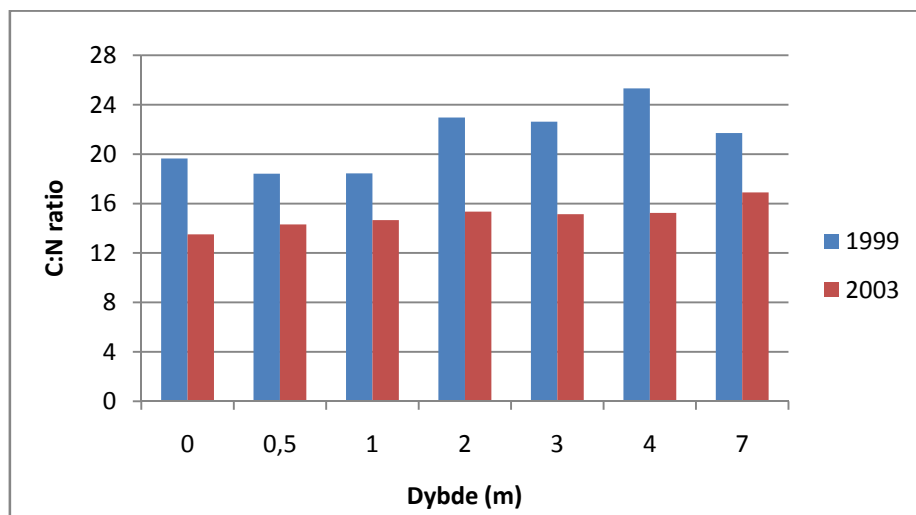
Sigtddybden har betydning for udbredelsen af ålegræs og makroalger, idet ålegræs er begrænset af lys- og bundforhold. Empiriske analyser i en række kystområder har vist en sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse for ålegræs og makroalger.



Figur 11. Sigtddybdens variation i løbet af året, for henholdsvis 2009 og som et gennemsnit for 1988-2008 (Kilde: Miljøcenter Ringkøbing)

5.3 Sediment

Udbredelsen af bl.a. ålegræs vil udover lysforhold også afhænge af sedimentets sammensætning, heraf er især C/N –forholdet vigtigt. Data for sedimentet ved stationen 3708-1 i Løgstør Bredning var tilgængelig i MADS/ODA for årene 1999 og 2003. C/N-forholdet er udregnet baseret på data for glødetab hvorfra C kan beregnes og total Nitrogen, og er vist i Figur 12. C/N-forholdet er i begge år og i alle dybder > 12,2.

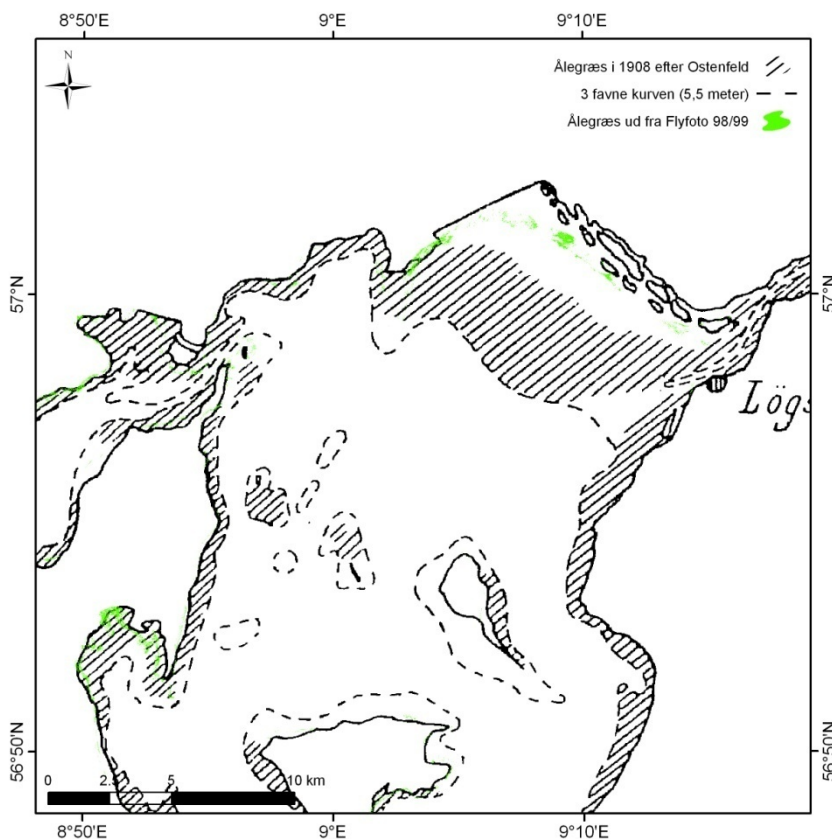


Figur 12. Sedimentets C/N forhold ved Station 3708-1 i Løgstør Bredning, i årene 1999 og 2003 ved forskellige dybder (Kilde: DMU MADS 2009).

5.4 Ålegræs

5.4.1 Historiske ålegræsundersøgelser

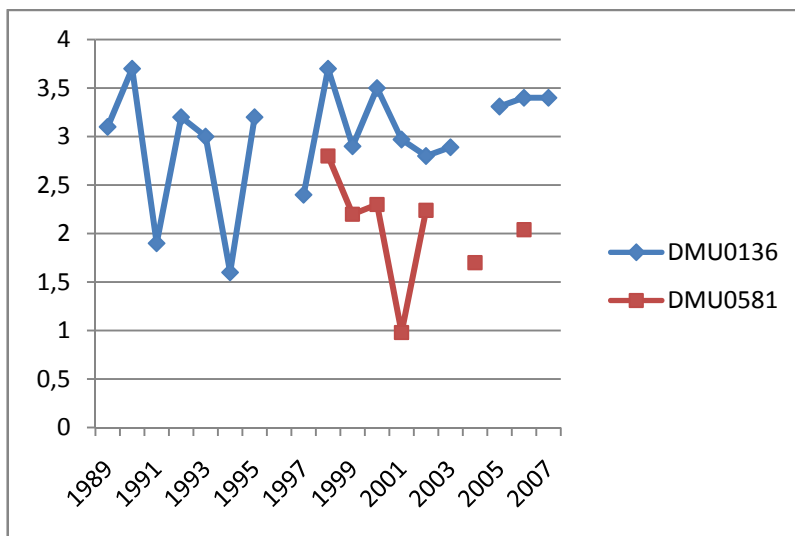
I starten af forrige århundrede har Ostenfeld og Petersen undersøgt udbredelsen af ålegræs i danske farvande (Ostenfeld 1908). I og ved Natura 2000 området i Løgstør Bredning (Figur 13) er der observeret ålegræs ud til 3 favne, svarende til 5,5 m (Ostenfeld 1908). Disse dybdeudbredelser kan betragtes som en upåvirket referencestatus for dette område.



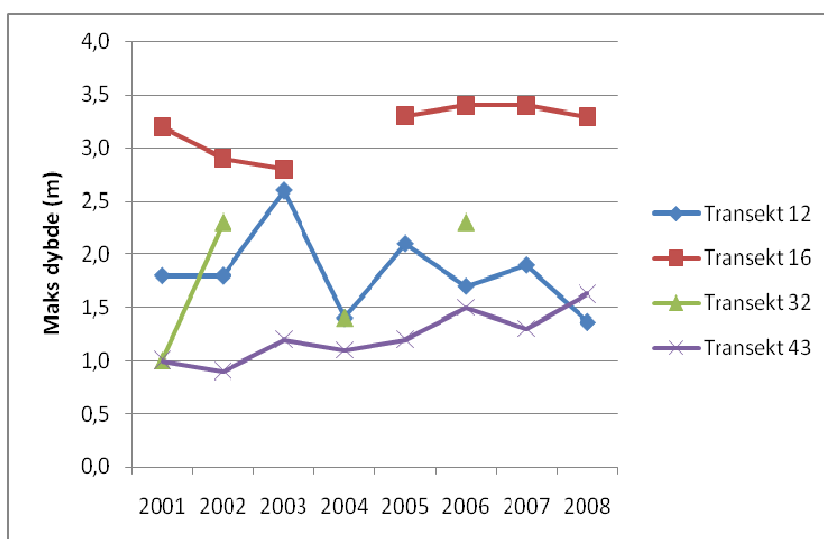
Figur 13. Historisk udbredelse af ålegræs ud fra undersøgelser af Ostenfeld (angivet som skraverede felter). Endvidere er angivet ålegræssets udbredelse i 1998/1999 målt via flyfotos (angivet med grønt) (Ostenfeld 1908 og DMU).

5.4.2 Nuværende udbredelse af ålegræs

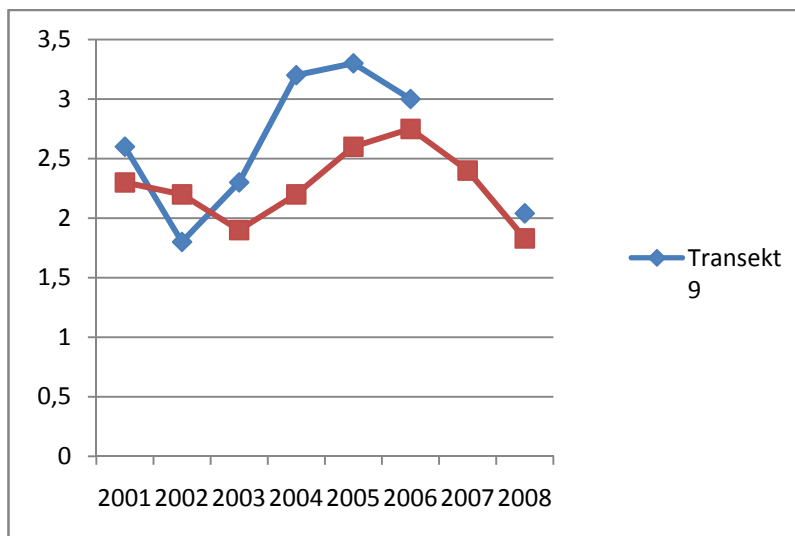
Dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på en række faste transekter og stationer (Figur 5 og Figur 6). Relevant for Løgstørs Natura 2000 område er de faste transekter nummereret 12, 16 (=DMU0136), 32 (=DMU0581) og 43. Dækningsgraden er vist i Figur 14 og dybdeudbredelsen i Figur 15. Uden for Natura 2000 området findes også de to transekter 9 og 23, for hvilke dybdeudbredelsen er vist i Figur 16.



Figur 14. Maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Løgstør Bredning på Transekt16/DMU0136 og Transekt 32/DMU0581 (Miljøcenter Ringkøbing, 2009). Station DMU0136 ligger i område lukket for muslingefiskeri og station DMU0581 ligger uden for Natura 2000 områder i område hvor der fiskes muslinger.

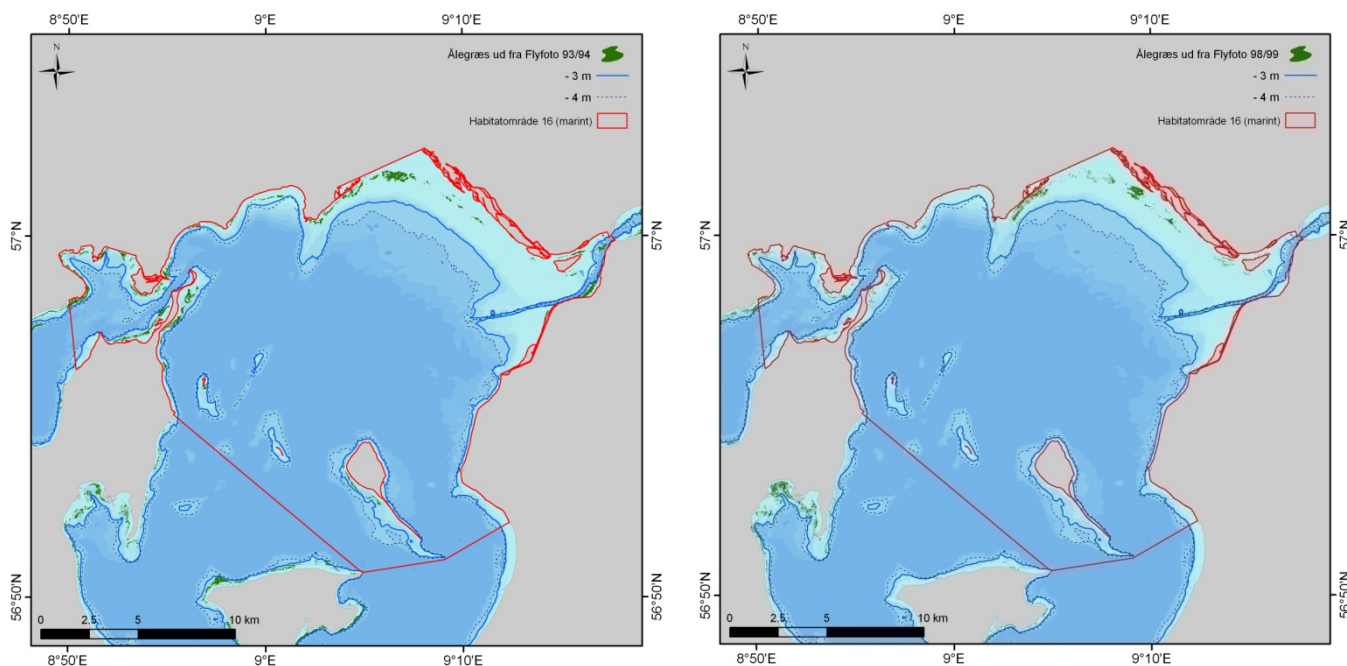


Figur 15. Maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Løgstør Bredning på transekterne 12, 16, 32 og 43 der ligger lige ved Natura 2000 området i Løgstør Bredning (Miljøcenter Ringkøbing, 2009). Transekt 12 ligger i område hvor der må fiskes muslinger og transekt 16 og 43 ligger i den nordlige del af Løgstør Bredning, der er lukket for muslingefiskeri.



Figur 16. Maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Løgstør Bredning på de to transekter 9 og 23 der ligger udenfor Natura 2000 i Løgstør Bredning (Miljøcenter Ringkøbing, 2009). Begge transekter ligger uden for Natura 2000 området i områder, hvor der fiskes muslinger.

I årene 1998 og 1999 blev udbredelsen af ålegræs også estimeret på basis af flyfotos taget ved overflyvninger af Limfjorden. Dybdeudbredelsen observeret her er angivet i Figur 17. Dog skal det bemærkes at det kun er bevoksninger af en vis tæthed og udbredelse, der kan ses på flyfotos. Idet ålegræsbevoksninger ved den maksimale dybdeudbredelse ofte vil være spredte og tynde vil brugen af flyfotos derfor have en tendens til at underestimere dybdegrænsen for ålegræs.



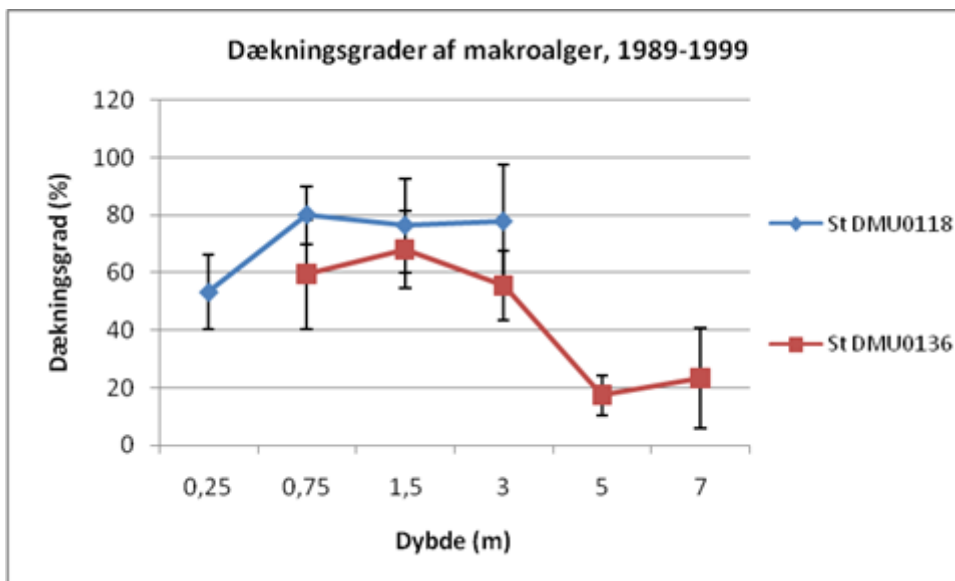
Figur 17. Venstre: Kortlægning af forekomster af ålegræs i Løgstør Bredning i 1993/94. **Højre:** Kortlægning af forekomster af ålegræs i Løgstør Bredning i 1998/99.

I forbindelse med muslingemoniteringstogt i august 2009 har DTU Aqua monitoreret ålegræs på 69 stationer på dybde >3 meter. Der er ikke registreret ålegræs på de undersøgte stationer. DTU Aqua har ikke kendskab til muslingeskraberens fangsteffektivitet af ålegræs, men det skønnes at arten vil blive optaget i et vist omfang i forbindelse med undersøgelserne. DTU Aqua har tidligere gjort erfaringer med registrering af ålegræs i monitoringskrab på den jyske østkyst.

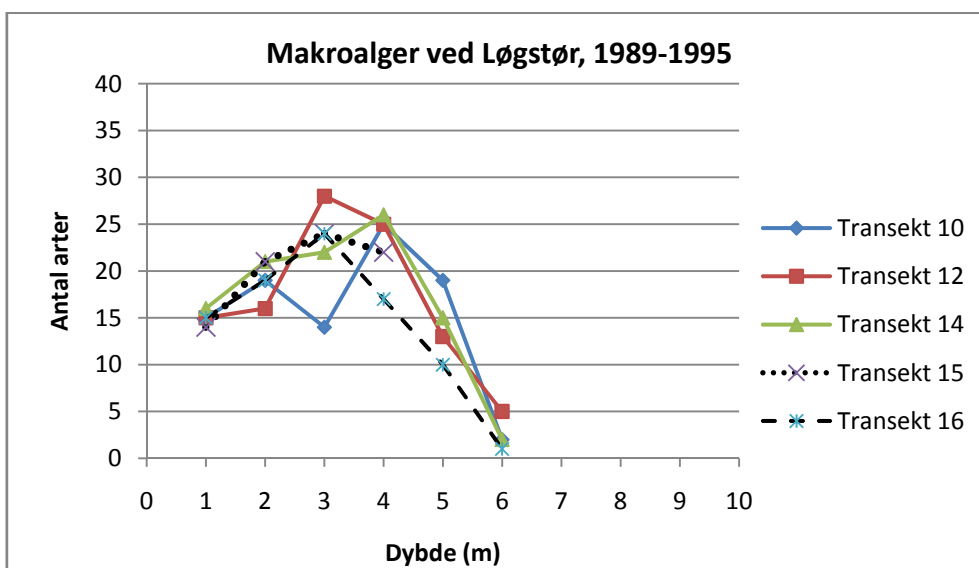
5.5 Makroalger

Dækningsgrader af makroalger i Løgstør Bredning er monitoreret på transekterne 10, 12, 14, 15 (=DMU0118) og 16 (=DMU0136) (se Figur 5 og Figur 6). Data for algernes dækningsgrad i perioden 1989-1999 er vist i Figur 18, mens forekomsten af algearter som funktion af dybde i perioden 1989-2007 er vist i Figur 19-21.

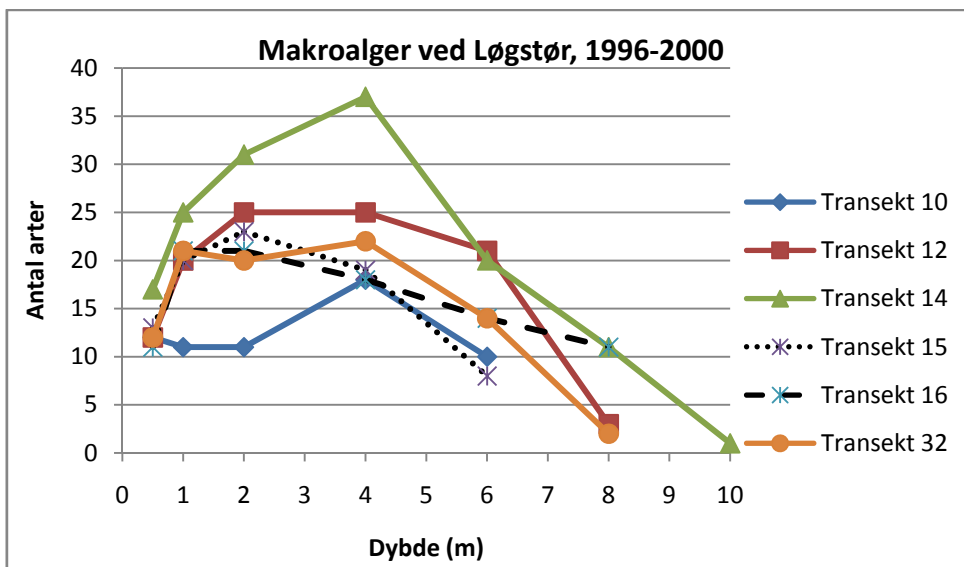
Endvidere er der særskilt kigget på tangarten *Sargassum muticum*, som er en invasiv art, som har bredt sig med stor hastighed i Limfjorden i senere år. Udbredelsen af sargassum er vist i Figur 22.



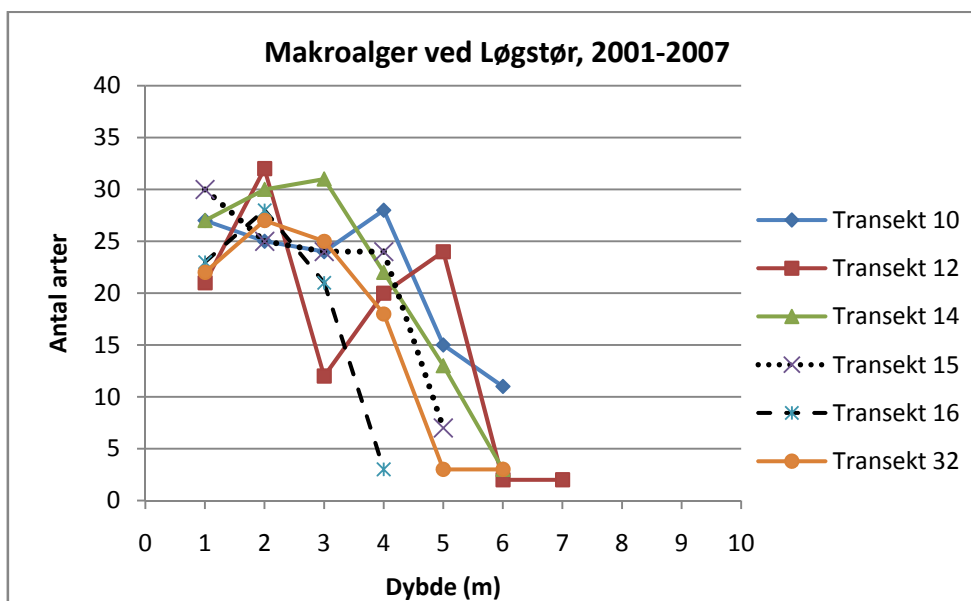
Figur 18. Gennemsnitlige dækningsgrader ($\pm 2S.E.$) af makroalger som funktion af vanddybde i perioden 1989-1999, på de to stationer DMU0118/Transekt 15 og DMU0136/Transekt 16 (DMU MADS 2009). Station DMU0118 ligger i et område der er åbent for muslingefiskeri (nordkysten af Livø) og station DMU0136 ligger i den nordlige del af Løgstør Bredning, der er lukket for muslingefiskeri.



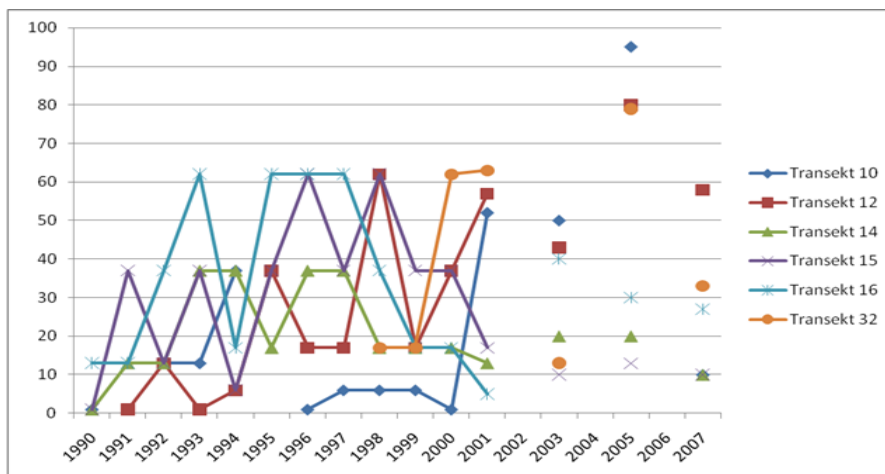
Figur 19. Forekomst af makroalge arter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 1989-1995 (Miljøcenter Ringkøbing 2009).



Figur 20. Forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 1996-2000 (Miljøcenter Ringkøbing 2009).



Figur 21. Forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 2001-2007 (Miljøcenter Ringkøbing 2009).

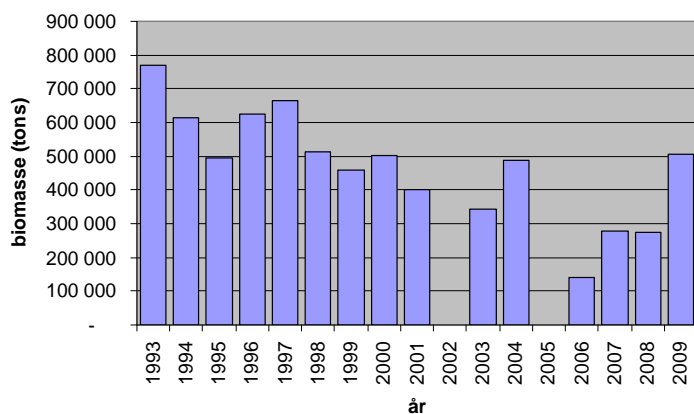


Figur 22. Dækningsgrad af sargassum på transekter på 1-2 meters dybde i Løgstør Bredning i perioden 1990 -2007.

I forbindelse med muslingemoniteringstogt i august 2009 har DTU Aqua monitoreret større makroalger på stationer på større dybde end 3 meter (se afsnit 9.5). Der er ikke registreret makroalger på de undersøgte stationer. DTU Aqua har ikke kendskab til muslingeskraberens fangsteffektivitet af makroalger, men det skønnes at større makroalge fasthæftet på skaller og sten vil blive optaget. DTU Aqua har tidligere erfaringer med registrering af makroalger i monitoringskrab på den jyske østkyst. Benthiske makroalger, som er et vigtigt habitat for naturtype 1160, dækker alle typer makroalger herunder rødalger, grønalger og små former af brunalger, som DTU Aqua ikke har monitoreret. DTU Aqua kan derfor ikke vurdere makroalgernes samlede udbredelse på baggrund af deres undersøgelser.

5.6 Undersøgelser af blåmuslinger og substrat i perioden 1993-2009

DTU Aqua har siden 1993 vurderet bestanden af blåmuslinger i Limfjorden hvert år med undtagelse af 2002 og 2005. **Error! Reference source not found.** I perioden 1993-1999 er bestandsundersøgelserne gennemført i forårsperioden, men fra år 2000 er undersøgelserne gennemført i sensommermånederne. I år med påvirkning af iltsvind vil bestanden af blåmuslinger således være markant lavere fra år 2000, hvilket gør det usikkert at sammenligne bestandsstørrelserne fra 1990'erne med bestandsstørrelser efter år 2000. DTU Aquas monitorering omfatter ikke områder med vanddybder lavere end 3 meter, men Limfjordsamterne har vurderet, at bestanden af muslinger, der ligger på vanddybder under 3 meter, samlet udgør 325.000 ton. Undersøgelsen i august måned 2009 viser en samlet biomasse af blåmuslinger i Limfjorden på vanddybder > 3 m på ca. 507.000 ton en forbedring fra 2008 på 80 %. Stigningen skyldes fortrinsvis en stor tilgang af yngel til Natura 2000 områderne i Løgstør Bredning og Lovns Bredning, hvor omkring 75 % af den opmålte bestand befinder sig i 2009. Biomassen i år ligger således over middel for de sidste 16 års opmålinger af biomassen i Limfjorden. I forhold til monitoreringstidspunkt er den målte biomasse den højeste måling, der er gennemført i en sensommer sæson, dvs. fra år 2000.



Figur 23. Bestandsstørrelsen af blåmuslinger i Limfjorden vest for Løgstør, opgjort i områder dybere end 3 meter, og som var åbne for fiskeri 1993-2009. Bestandene i Nissum Bredning indgår ikke i bestandsopgørelserne.

Undersøgelsen af blåmuslinger, ålegræs, makroalger og substrat i Limfjorden gennemføres årligt som forsøgsfiskeri med skrab. Metoden er beskrevet i Box 1.

Box 1: Metodebeskrivelse af muslingeundersøgelser

Undersøgelsen af blåmuslinger og substrat i Limfjorden gennemføres vha. skrab af mellem ½ og 1 minuts varighed. Skrabets længde afstemmes med fangstmængden, så der ikke sker en overfyldning af skraberens. Der udføres skrab på en række faste udlagte stationer (positioneret i 1993; se Hoffmann, 1993) i Limfjorden vest for Løgstør. Skrabetiden måles fra fastgørelsen af slæbewire. Efter gennemført skrab stoppes slæbet og fartøjet slår bak, og der bakkes tilbage mod skraberens samtidigt med at der hales. Wiren skal være slæk før fangsten hales op på siden af fartøjet. Her foretages den første inspektion af fangsten for at afgøre, hvor mange gange det vil være nødvendigt at skylle fangsten. Består fangsten overvejende af hele levende blåmuslinger er det ikke nødvendigt at skylle så mange gange (1-5). Består fangsten derimod af skaller eller andet blandet materiale iblandet en stor mængde mudder med få levende blåmuslinger er det nødvendigt at skylle adskillige gange (> 10). Efter skylning tømmes fangsten i bingen. Den samlede fangst skylles endnu engang og vejes i kurve. På niveau 0 (totalfangsten) udtages eksempelvis østers og fisk fra fangsten. Er der tale om en fangst bestående af flere kurve vælges en tilfældig kurv ud hvorfra der tages en stikprøve til oparbejdning. Stikprøven sorteres grundigt i skaller, andet materiale og i hele levende blåmuslinger. Stikprøvens bør være af en størrelse så der minimum er en målemængde på >150 blåmuslinger. De frasorterede skaller, andet materiale og de hele levende blåmuslinger vejes separat. Efter vejningen måles stikprøven af blåmuslinger i semicentimeter på et målebræt. De enkelte skrabs fangst af ålegræs, makroalger og sten gøres op på basis af hele fangsten. For ålegræs registreres forekomst af ålegræs med rod, hvorimod løseblade ikke registreres. Data er ikke korrigeret i forhold til skraberens fangsteffektivitet og i forhold til fangst af drivende materiale. I forhold til makroalger registreres kun større brunalger, der er fasthæftet substrat (sten eller skal). Skraberens effektivitet er ikke bestemt for makroalger.

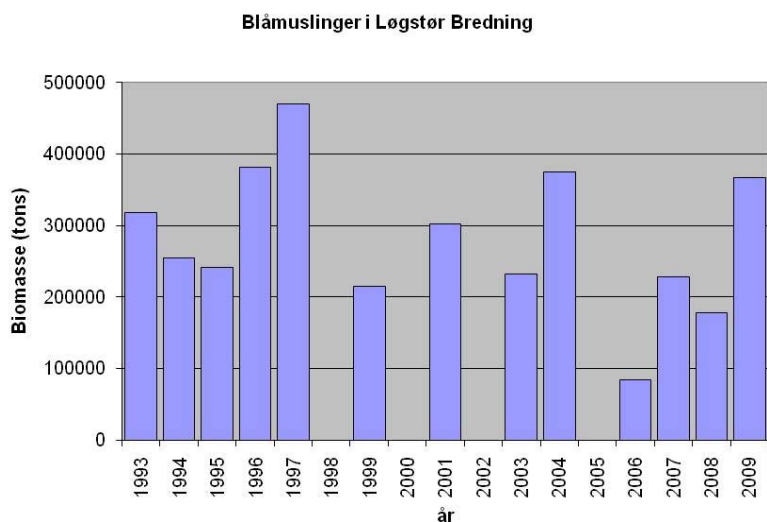
Alle biologiske data indføres på særskilt blanket. Navigations data over skrab med sejlet distance, hastighed og start og slut positioner indføres i skibets logbog efter fortløbende numre og angivelse af stationens fast nummer sammen med meteorologiske oplysninger. Data indføres i DTU Aquas database. I dataanalysen beregnes en biomasse pr. skrabe-station pr. fisket areal. Fangster af blåmuslinger omregnes til absolutte biomasser med compensation for fangsteffektivitet (Dolmer et al., 1998). For de enkelte produktionsområder og hele Natura 2000 området i Løgstør Bredning (H16) beregnes derefter en samlet biomasse. Der foretages en beregning af hvor stor en andel af den beregnede biomasse, der er egnet til fiskeri (skallængde $\geq 4,5$ cm), hvor stor en andel af de resterende blåmuslinger der kan forventes at indgå i et fiskeri inden for ét år (skallængder mellem 3,75 og 4,50 cm) og forekomst af yngel (skallængde < 3,75).

5.7 Løgstør Bredning 1993- 2009

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i august 2009 angiver en bestand på ca. 307.000 ton blåmuslinger i Løgstør Bredning på vanddybder større end 3 meter (Figur 24). Derudover er der en bestand af blåmuslinger på lavere vanddybde, der ikke er medregnet, da DTU Aquas bestandsundersøgelser kun dækker områder, der ligger på vanddybder over 3 meter.

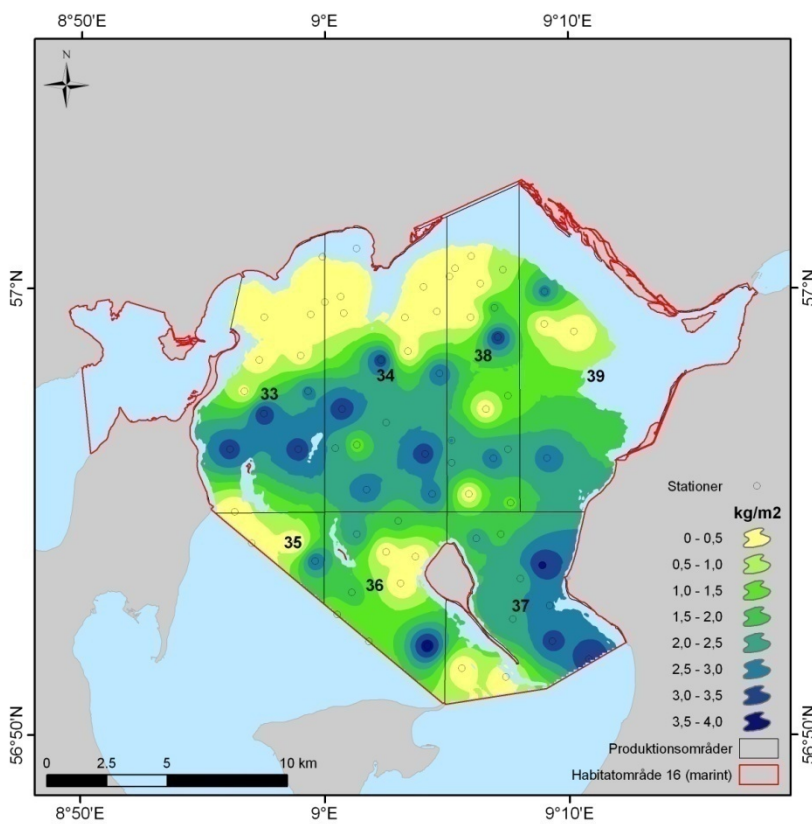
Ifølge fiskeplanen vil fiskeriet af konsummuslinger pågå, hvor biomassen af muslinger > 1 kg m⁻². Dette område er angivet på Figur 27, og arealet udgør 154,3 km².

Mængden af konsummuslinger (>4,5 cm) i H16 (produktionsområde: 33, 34, 37, 38 og 39) blev i august 2009 beregnet til omkring 9.000 ton. Forekomsten af yngel var på omkring 167.000 ton. Heraf kan det forventes at omkring 21.500 ton i løbet af efteråret 2009 og foråret 2010 vokser til konsumstørrelse og kan indgå i et muligt fiskeri i foråret 2010. Forekomsterne af konsumblåmuslinger forekommer i hele H16, dog med de største koncentrationer i den nordlige del af produktionsområde 37 og i områderne 38 og 39 som det fremgår af Figur 25.

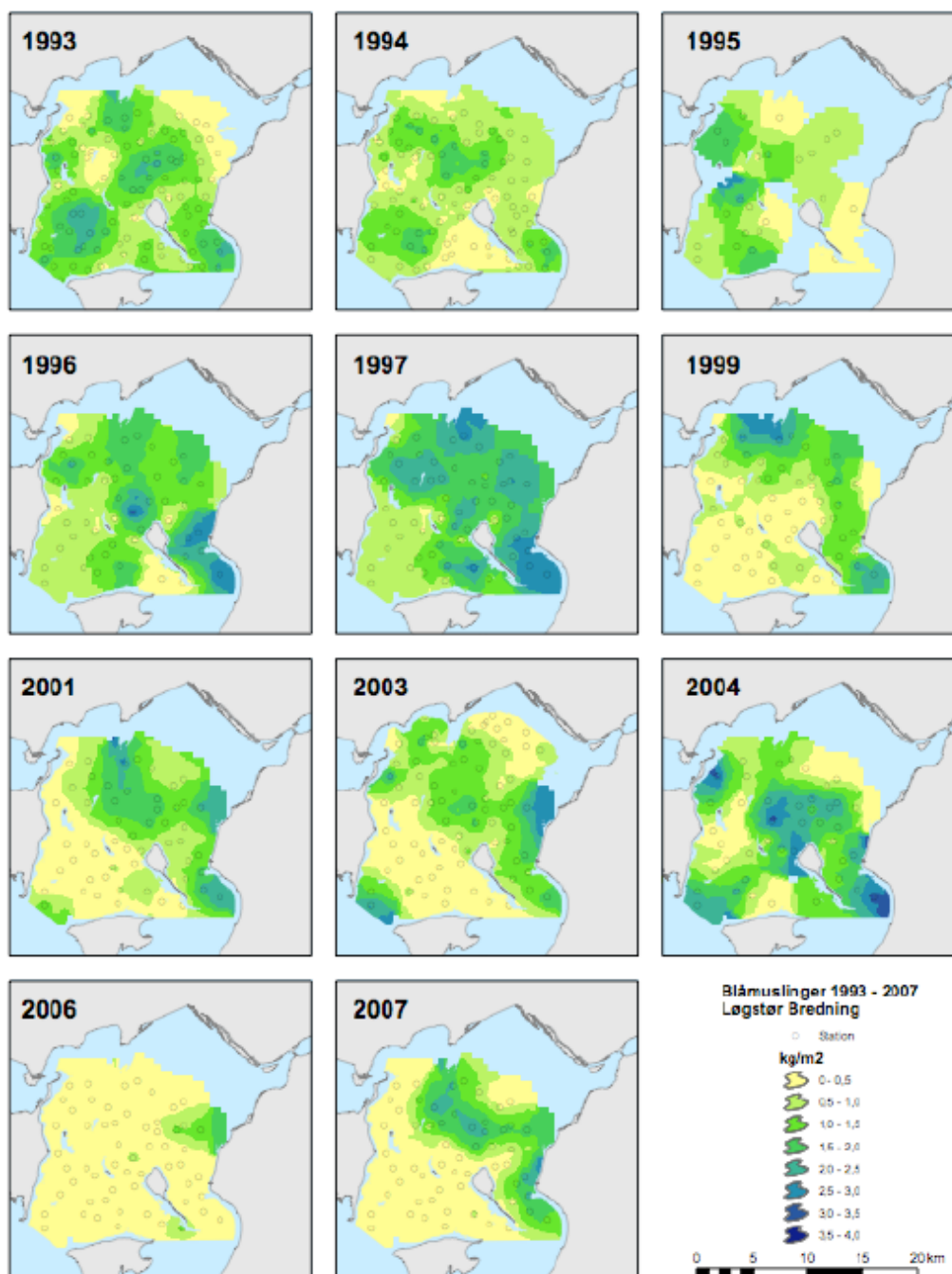


Figur 24. Bestandsudviklingen i Løgstør Bredning i 1993-2009.

Biomassen af muslinger der har konsumstørrelse har et gennemsnit på $2,18 \text{ kg m}^{-2}$ og biomassen af muslinger, der vil kunne indgå i et fiskeri i foråret 2010 har et gennemsnit på $3,09 \text{ kg m}^{-2}$. Gennemsnitsbiomassen for stationer der vil indgå i fiskeriet i fiskeplanens løbetid er $2,68 \text{ kg m}^{-2}$.

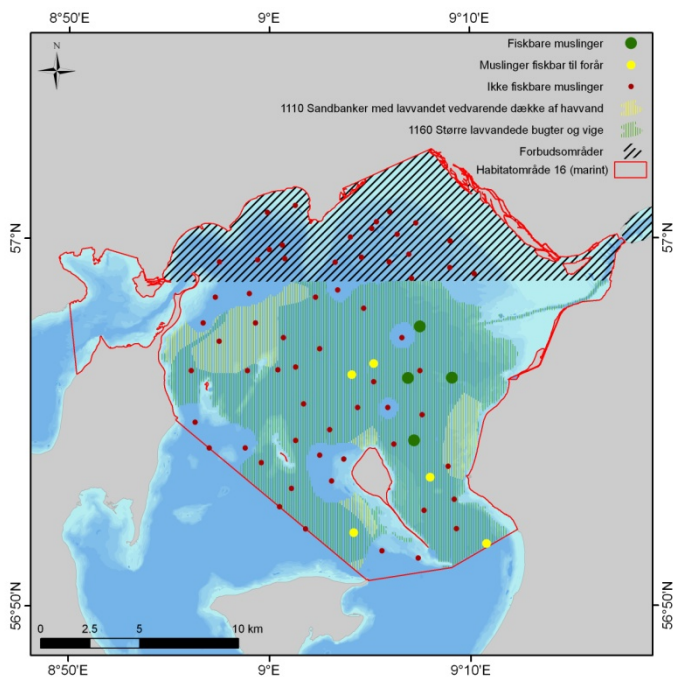


Figur 25. Udbredelseskort, der viser tætheden af blåmuslinger i Løgstør Bredning i august 2009.



Figur 26. Udbredelsen af blåmuslinger i Løgstør Bredning 1993-2007.

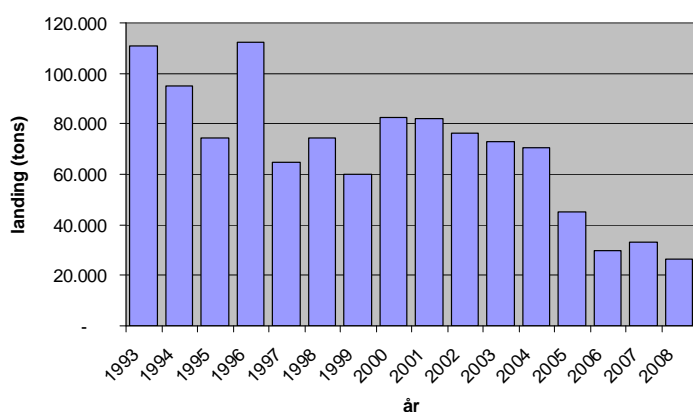
På Figur 26 ses udbredelseskort for blåmuslinger i perioden 1993-2007. Udbredelsen af blåmuslinger i 2008 er vist på Figur 31.



Figur 27. Udbredelsen af blåmuslinger i Løgstør Bredning, hvor biomassetætheden er $>1 \text{ kg m}^{-2}$ og $>3 \text{ m}$ dybde er symboliseret ved grønne (1160) og lysegrønne (1110) flader. Områder $<3 \text{ meter}$ og den sort skraverede del er lukket for muslingefiskeri og indgår ikke i arealet, hvor fiskeriet vil foregå. Fiskbare muslinger, fiskbare muslinger i foråret 2010 og ikke fiskbare muslinger er vist på kort med henholdsvis grønne, gule og røde symboler. Ikke fiskbare muslinger henviser til positioner, hvor der blev observeret over 30 % bifangst af undermålsmuslinger. Disse angivelser er baseret på en kvalitativ analyse og vil være påvirket af undersøgelsesredskabets anderledes sortering end fiskernes redskab.

6 Fiskeri i området

Fiskeri efter blåmuslinger i Limfjorden udgør 50-90 % af det samlede blåmuslingefiskeri i Danmark. Der er løbet af de sidste år i Limfjorden landet henholdsvis 33.286 ton i 2007 og 26.616 ton i 2008 ([Landingsstatistik fra Fiskeridirektoratet](#)) (Figur 28). Størrelsen af landingerne fra Limfjorden viser et fald fra ca. 100.000 ton i 1990'erne og ned til det nuværende niveau. Faldet i fiskeriet afspejler et fald i muslingebestanden i Limfjorden de sidste 15 år. En analyse af nedgangen af muslingebestanden har frem til 2006 vist en årlig reduktion i bestanden på ca. 34.000 ton. Fiskernes frivillige halvering af ugekvoten i 2005 sikrer, at landingerne i dag modsvarer produktiviteten i muslingebestanden. Fiskeriet efter blåmuslinger i Limfjorden anses for at være bæredygtigt i forhold til bestanden af muslinger ([Notat fra DTU Aqua 2006](#)). Bestandsdata fra 2006 -2009 viser en stigning i bestanden fra 142.000 i 2006 til 507.000 ton i 2009 i de områder i Limfjorden, hvor der kan tillades et fiskeri.



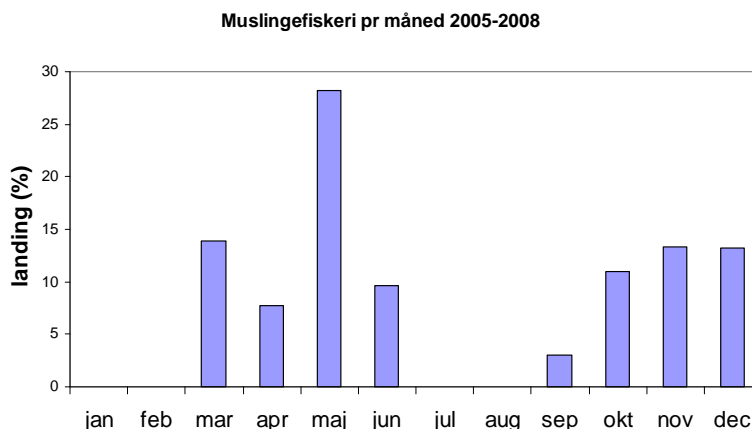
Figur 28. Landinger af blåmuslinger i Limfjorden i perioden 1993-2007.

Fiskeriet af blåmuslinger i Løgstør Bredning (Produktionsområde 32-39) har i perioden 2003-2008 ligget på mellem 7.296 og 27.218 ton (Tabel 1). En analyse af bestandsudviklingen i Løgstør Bredning viser store variationer i bestandsstørrelsen (Figur 24). Den gennemsnitlige ($\pm 95\%$ konfidensinterval) bestandsstørrelse i perioden er 278.942 ± 58.857 ton. Et fiskeri på 30.000 ton udgør således ca. 50 % af det konfidensinterval, der kan beregnes for bestanden. En lineær regression viser ingen signifikant ændring i bestandsstørrelsen i undersøgelsesperioden ($P > 0,05$).

Tabel 1. Landinger af blåmuslinger i Løgstør Bredning i perioden 2003-2008.

	2003	2004	2005	2006	2007	2008
område 32	-	-	731	0	0	0
Område 33	6192	5801	904	0	16	2189
Område 34	10.089	3325	9	13	4933	5534
Område 35	90	7698	1294	0	87	20
Område 36	1809	92	1358	48	0	10
Område 37	7171	4466	3888	5133	1291	759
Område 38	1252	716	1989	998	105	1758
Område 39	615	610	169	1104	1804	4091
sum	27.218	22.708	10.342	7296	8236	14.361

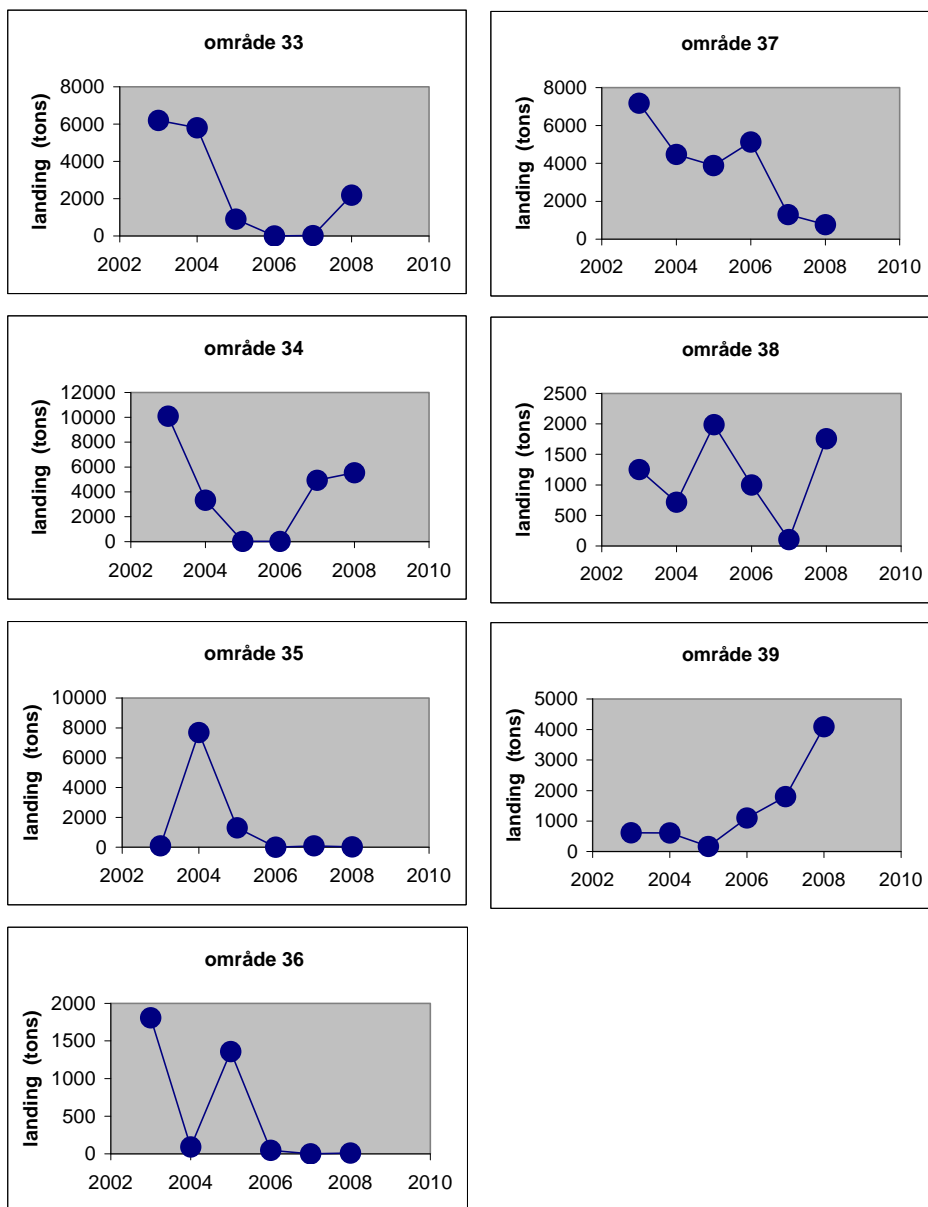
Betragtes landingerne i fiskeriet fra Løgstør Bredning månedsopdelt for perioden 2005-2008 ses et forårsfiskeri og et efterårsfiskeri (Figur 29). Forårsfiskeriet foregår fra marts til juni og efterårsfiskeriet foregår fra september til december. Andelen af landinger i september er forholdsvis begrænset (3 %).



Figur 29. Andel af landinger på måneder i Løgstør Bredning i perioden 2005-2008.

I sommeren 2008 blev der på baggrund af konsekvensvurderingen, udarbejdet det år, tilladt et fiskeri på 23.000 ton i perioden september 2008 til juni 2009. Landingsstatistikken viser, at der i perioden er landet 19.762 ton blåmuslinger fra Produktionsområde 32-39. 86 % af tilladelsen er således udnyttet til muslingefiskeri.

Fiskeriet af blåmuslinger i danske kystområder praktiseres i mange områder som et rotationsfiskeri, hvor der fiskes i et område i en periode, hvorefter området får lov til at være lukket i en periode inden der fiskes igen. Fiskeriet foregår således på skift i de forskellige områder. Rotationsfiskeriet er ikke reguleret af forvaltning, men er et resultat af muslingernes produktionshastighed fra rekruttering til fiskbar størrelse. På Figur 30 ses landingerne af blåmuslinger fra område 33 til 39 i Løgstør Bredning i perioden 2003-2008.



Figur 30. Landinger af muslinger i område 33-39 i perioden 2003-2008.

I områderne 33-36 ses, at der i 2003-2008 er perioder, hvor der fiskes efterfulgt af år, hvor der ikke fiskes. Der er således år, hvor det enkelte område ikke påvirkes af muslingeskrabning. I område 38 ses der ikke umiddelbart et rotationsfiskeri. Dette kan skyldes, at rotationsfiskeriet pga. af forskelle i sediment eller strømforhold inden for det enkelte område foregår på mindre skala end de her viste produktionsområder, eller at fiskeriet foregår mere kontinuert.

7 Påvirket areal

Størstedelen af produktionsområderne 32-39 er inkluderet i F12 og H16. Natura 2000 området er samlet 450 km², hvoraf ca. 317 km² er marint. På Figur 1 og

Tabel 2 ses, at naturtyperne Større lavvandede bugter og vige (1160) og Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110) og Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) med et areal på henholdsvis 262,3 - 52,3 og 1,4 km².

Arealet af de tre naturtyper hvor muslingefiskeri kan pågå i forhold til Fødevarerministeriets bekendtgørelser, dvs. dybere end 3 meter, uden for områder, der er lukket for muslingefiskeri og endvidere uden areal vest for Fegge Røn er for de tre naturtyper henholdsvis 151,6 km² (1160), 34,7 km² (1110), og 0 km² (1140).

Ifølge fiskeplanen (Bilag 3) vil muslingefiskeriet efter 25.000 ton konsummuslinger blive begrænset til områder hvor biomassen af blåmuslinger overstiger 1 kg m⁻². Dette areal er begrænset til 154,3 km², hvoraf naturtype 1160 udgør 130,7 km² og naturtype 1110 udgør 23,6 km². Arealberegningerne er baseret på GIS modellering af stationer, hvor der er gennemført forsøgsfiskeri i 2009. Grundet muslingernes klumpede fordeling kan der forekomme muslinger i fiskbar tæthed uden for det beregnede areal, ligesom model kan have overestimeret muslingebestand i andre områder. Modellen kan således bruges til at beregne et gennemsnitligt areal med fiskbar tæthed, men kan ikke præcist angive, hvor fiskeriet vil foregå. Ved beregning af arealer med ålegræs, makroalger og bundfauna, der kan påvirkes af muslingefiskeri, er det derfor antaget, at hele området der er åbent for muslingefiskeri, vil udgøre et fiskbart område.

Opfiskningen af 5.000 ton omplantningsmuslinger vil foregå i 3 bokse, hvor biomassen af blåmuslinger overstiger 2,5 kg m⁻² (Figur 3). Arealet af disse bokse udgør 16,9 km² hvoraf naturtype 1160 udgør 11,4 km² og naturtype 1110 udgør 5,5 km². Ved et fiskeri (konsum og omplantning), hvor kun de tætte muslingebestande udnyttes kan 45 % af naturtype 1110 og 50 % af naturtype 1160 i H96 blive påvirket.

Gennemsnitsbestanden af muslinger, i området hvor bestanden er >1 kg m⁻² og hvor bestanden er fiskbar er 2,68 kg m⁻². Ligeledes er gennemsnitstætheden af muslinger i de tre bokse, der er udlagt til omplantningsfiskeri 3,19 kg m⁻². Opfiskning af 25.000 ton blåmuslinger ved konsumfiskeri vil ved en effektivitet af skraberens på 50 % påvirke ca. 18,9 km² havbund eller 6 % af den marine del af H96. Ligeledes vil opfiskning af 5.000 ton blåmuslinger til omplantning ved en effektivitet af skraberens på 50 % påvirke ca. 1,6 km² havbund eller 0,5 % af den marine del af H96. Samlet set kan 6,5 % af den marine del af H96 blive direkte påvirket af muslingefiskeri.

Tabel 2. Det samlede areal af Natura 2000 området for naturtype 1110 (Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand), 1160 (Større lavvandede bugter og vige) og 1140 (Mudder- og sandflader der er blottet ved ebbe). Endvidere angives faktisk og procentvis andel af arealet, hvor der må fiskes blåmuslinger, og hvor biomassen af muslinger >1 kg m⁻².

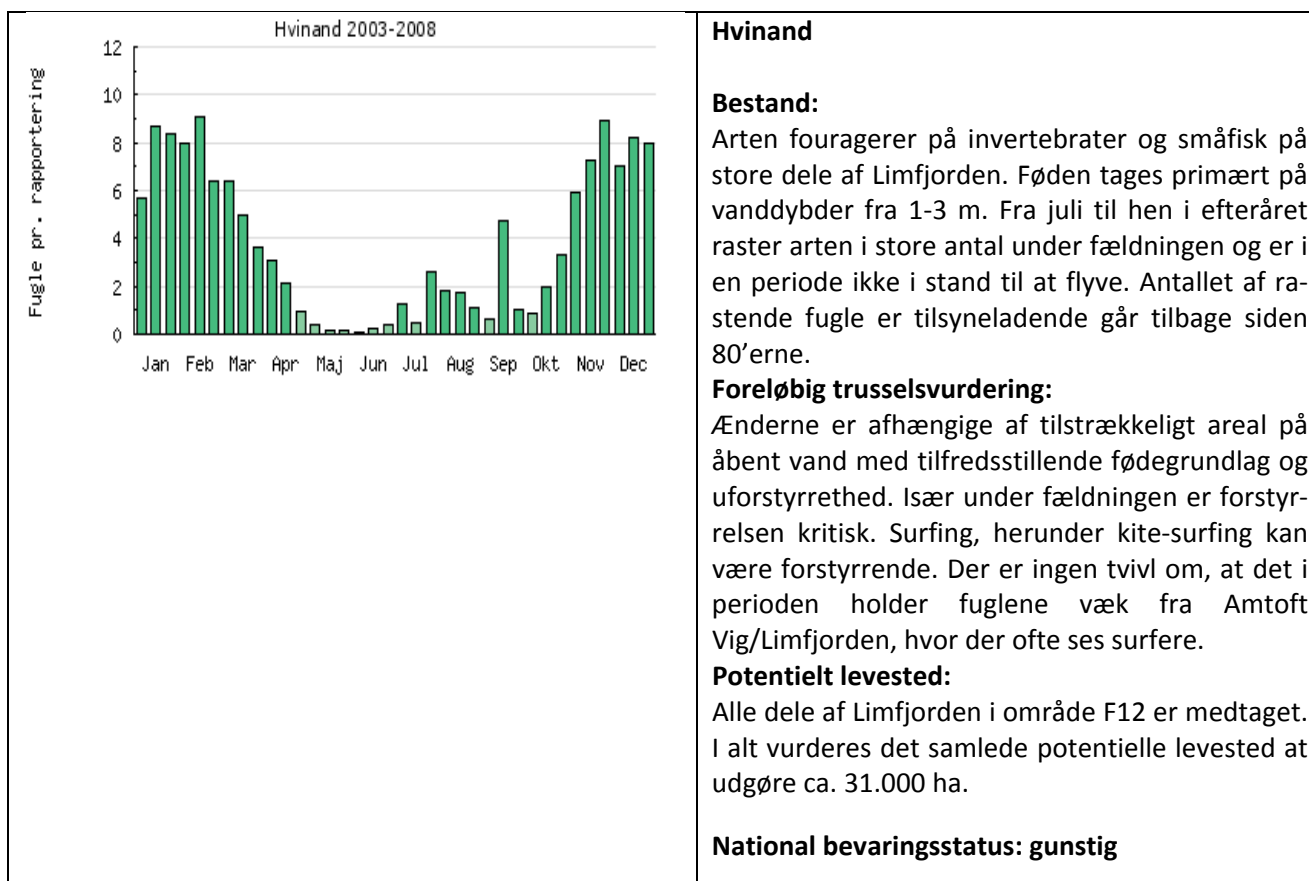
Naturtype	Samlet areal af Natura 2000 (km ²)	Areal hvor tæthed af muslinge-biomasse > 1 kg m ⁻² (km ²), i områder åbne for muslingefiskeri.	Areal af bokse udlagt til omplantninger af 5.000 ton blåmuslinger.	Fiskeriarealernes andel af naturtyper (%)
1160	262,3 km ²	130,7 km ²	11,4 km ²	50 %
1110	52,3 km ²	23,6 km ²	5,5 km ²	45 %

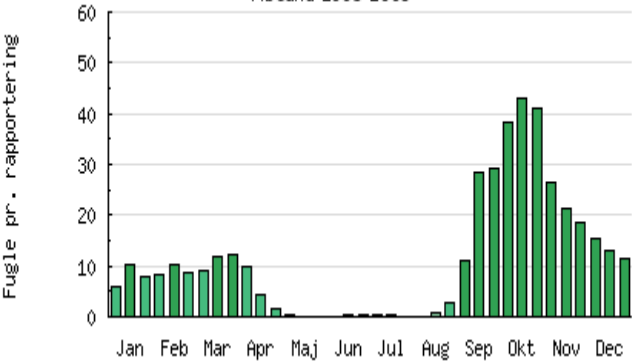
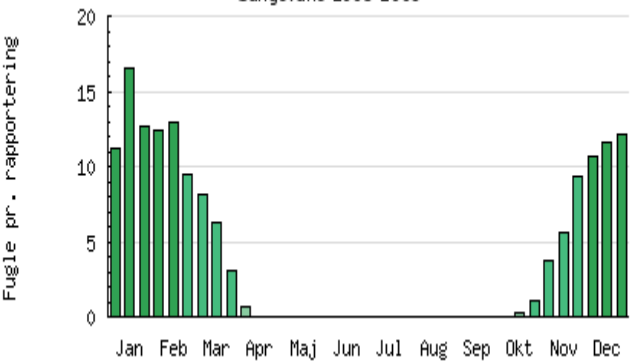
1140	1,4	0	0	0 %
------	-----	---	---	-----

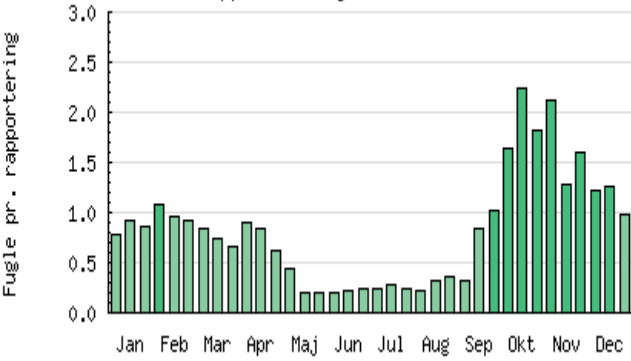
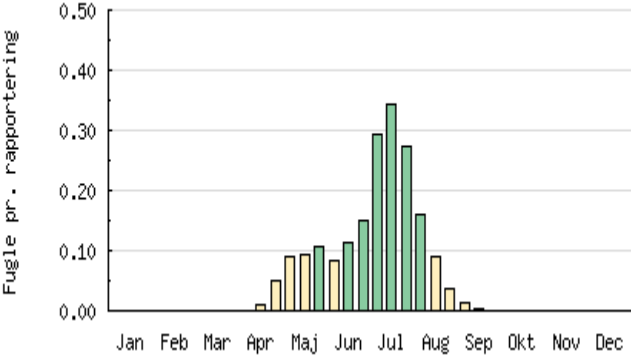
8 Fuglebeskyttelsesområde F12

Hele Løgstør Bredning og dermed produktionsområde 32-39 er helt eller delvist udpeget som Fuglebeskyttelsesområde (Bilag 2). I udpegningsgrundlag indgår en række arter hvoraf arterne hvinand, pibeand, sangsvane, toppet skallesluger og dværgterne forekommer i det marine område. Hovedparten af de fuglearter, der udgør udpegningsgrundlaget, er trækfugle der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

Tablet 3. Venstre: Data for fuglenes månedsvise forekomst er fra www.dof.dk. En grøn farve indikerer at arten er almindelig og en gul farve indikerer at arten er fåtallig. **Højre:** vurdering fra Natura 2000-basisanalyse i Løgstør Bredning, på Vejlerne og Bulbjerg, 2007. DMU's vurdering af national bevaringsstilstand for den enkelte art er angivet. (Pihl et al 2003).



<p style="text-align: center;">Pibeand 2003-2008</p> 	<p>Pibeand</p> <p>Bestand: Arten raster især i det tidlige forår straks isen er væk og i sensommeren/efteråret indtil vinterens komme. Fuglene raster især på engenes vådeste partier og fouragerer på vandplanter på de lavvandede dele af søerne (< 1 m dybde). Fuglene flyver ofte uden for området for at fouragere om natten.</p> <p>Foreløbig trusselsvurdering: Ænderne er afhængige af åbne, uforstyrrede og gerne delvis oversvømmede arealer til rast og lavvandede, rene søer med tæt bunddække af vandplanter til fouragering. Åbenbare trusler er eutrofiering af vandområderne, tilgroning med f.eks. tagrør, menneskelig forstyrrelse og afvanding. Ved høj vandstand er ænderne afhængige af afgræssede strandenge til fouragering.</p> <p>Potentielt levested: Der er medtaget ferske søer, kystnære, lavvandede dele af Limfjorden og lavtliggende engområder i de to områder. I alt vurderes det samlede potentielle levested at udgøre ca. 2.750 ha.</p> <p>National bevaringsstatus: gunstig</p>
<p style="text-align: center;">Sangsvane 2003-2008</p> 	<p>Sangsvane</p> <p>Bestand: Det årlige antal af rastende fugle i Vejlerne varierer en del. Der mangler data fra mange år (se fig.), og det er derfor svært at vurdere udviklingstendensen. Svanerne fouragerer på bundplanter i områdets søer samt på rodknolde af tagrør langs bredderne. En del raster dog kun inden for området og fouragerer primært på marker uden for området.</p> <p>Foreløbig trusselsvurdering: Ved fortsat sikring af raste- og overnatningspladser er der ikke de store kendte trusler for artens bevaringsstatus.</p> <p>Potentielt levested: Der er medtaget større åbne ferske vandflader, kystnære dele af Limfjorden, dyrkede marker og enge. I alt vurderes det samlede potentielle levested at udgøre ca. 12.750 ha.</p> <p>National bevaringsstatus: gunstig</p>

<p style="text-align: center;">Toppet Skallesluger 2003-2008</p>  <table border="1"> <caption>Data for Toppet Skallesluger 2003-2008</caption> <thead> <tr> <th>Måned</th> <th>Fugle pr. rapportering</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>Jan</td><td>0.8</td></tr> <tr><td>Feb</td><td>0.9</td></tr> <tr><td>Mar</td><td>1.1</td></tr> <tr><td>Apr</td><td>0.9</td></tr> <tr><td>Maj</td><td>0.8</td></tr> <tr><td>Jun</td><td>0.2</td></tr> <tr><td>Jul</td><td>0.2</td></tr> <tr><td>Aug</td><td>0.3</td></tr> <tr><td>Sep</td><td>0.8</td></tr> <tr><td>Okt</td><td>2.3</td></tr> <tr><td>Nov</td><td>1.3</td></tr> <tr><td>Dec</td><td>1.0</td></tr> </tbody> </table>	Måned	Fugle pr. rapportering	Jan	0.8	Feb	0.9	Mar	1.1	Apr	0.9	Maj	0.8	Jun	0.2	Jul	0.2	Aug	0.3	Sep	0.8	Okt	2.3	Nov	1.3	Dec	1.0	<p>Toppet Skallesluger</p> <p>Bestand: Arten fouragerer på fisk på store dele af Limfjorden og ses jævnligt trække ind til områderne i skumringen for at overnatte på de store søer i Vejlerne. Antallet af rastende fugle er tilsyneladende gået tilbage siden 80erne.</p> <p>Foreløbig trusselsvurdering: Ænderne er afhængige af tilstrækkeligt areal på åbent vand med tilfredsstillende fødegrundlag og uforstyrrelse. Surfing, herunder kite-surfing kan være forstyrrende. Der er ingen tvivl om, at det i perioden holder fuglene væk fra Amtoft Vig/Limfjorden, hvor der ofte ses surfere.</p> <p>Potentielt levested: Alle dele af Limfjorden i område F12 er medtaget sammen med de store søer i område 13. I alt vurderes det samlede potentielle levested at udgøre ca. 32.000 ha.</p> <p>National bevaringsstatus: gunstig</p>
Måned	Fugle pr. rapportering																										
Jan	0.8																										
Feb	0.9																										
Mar	1.1																										
Apr	0.9																										
Maj	0.8																										
Jun	0.2																										
Jul	0.2																										
Aug	0.3																										
Sep	0.8																										
Okt	2.3																										
Nov	1.3																										
Dec	1.0																										
<p style="text-align: center;">Dværgterne 2003-2008</p>  <table border="1"> <caption>Data for Dværgterne 2003-2008</caption> <thead> <tr> <th>Måned</th> <th>Fugle pr. rapportering</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>Jan</td><td>0.00</td></tr> <tr><td>Feb</td><td>0.00</td></tr> <tr><td>Mar</td><td>0.00</td></tr> <tr><td>Apr</td><td>0.05</td></tr> <tr><td>Maj</td><td>0.10</td></tr> <tr><td>Jun</td><td>0.15</td></tr> <tr><td>Jul</td><td>0.35</td></tr> <tr><td>Aug</td><td>0.15</td></tr> <tr><td>Sep</td><td>0.05</td></tr> <tr><td>Okt</td><td>0.00</td></tr> <tr><td>Nov</td><td>0.00</td></tr> <tr><td>Dec</td><td>0.00</td></tr> </tbody> </table>	Måned	Fugle pr. rapportering	Jan	0.00	Feb	0.00	Mar	0.00	Apr	0.05	Maj	0.10	Jun	0.15	Jul	0.35	Aug	0.15	Sep	0.05	Okt	0.00	Nov	0.00	Dec	0.00	<p>Dværgterne</p> <p>Bestand: Ynglebestanden i område F12 er meget dårligt kendt. Jf. (19) var der i 1980 7 par ved Feggerørn/Feggeklit og 1 par på Hovsør Røn. Enkelte nyere observationer (16) kan dreje sig om trækfugle. Arten yngler enkeltvis er i koloni på åbne kyster og stenede strande.</p> <p>Foreløbig trusselsvurdering: Arten har brug for uforstyrrede rede pladser. Færdsel med f.eks. hunde på stranden i yngletiden kan lokale være problematisk.</p> <p>Potentielt levested: Der er medtaget alle dele af F12 undtagen landarealer. Arealet af det potentielle yngle- og fourageringsområde vurderes samlet at udgøre ca. 12.000 ha.</p> <p>National bevaringsstatus: ugunstig</p>
Måned	Fugle pr. rapportering																										
Jan	0.00																										
Feb	0.00																										
Mar	0.00																										
Apr	0.05																										
Maj	0.10																										
Jun	0.15																										
Jul	0.35																										
Aug	0.15																										
Sep	0.05																										
Okt	0.00																										
Nov	0.00																										
Dec	0.00																										

I Bilag 2 er angivet udpegningsgrundlag for fugle i Natura 2000 området i Løgstør Bredning. I Tabel 3 er angivet Basisanalysen for Løgstør Brednings vurdering af udpegningsgrundlaget herunder trusler med arter. Endvidere er angivet månedsopdelt forekomst af den enkelte art.

8.1 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 fra de seks produktionsområder i Løgstør Bredning vil foregå i samme periode, som ænderne er ankommet for at overvinde 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., 2006b). 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 og 8 meter, og de resterende 0,5 % på dybder mellem 8 og 22 m (Clausen et al., 2008).

DMU har beregnet, at den mængde af muslinger, der skal være til rådighed i Natura 2000 området i Løgstør Bredning for hvinand ved en bestand på 12.000 individer (jf. mål i udpegningsgrundlag) er ca. 16.677 ton 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 2009 angiver en bestand på ca. 368.000 ton i Fuglebeskyttelsesområde F12 i Løgstør Bredning på dybder større end 3 meter. Derudover vil der være en bestand af blåmuslinger på lavere vanddybde, der ikke er medregnet. Et fiskeri på 30.000 ton vil således fjerne ca. 8 % af bestanden i området, og det forventes ikke at have betydning for fødebehov for fugle, idet muslingerne maksimalt udgør ca. 4 % af muslingebestanden.

8.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle

Fødegrundlag for fiskespisende arter, der indgår i udpegningsgrundlag (toppet skallesluger og dværgterne) 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 dværgterne ugunstig bevaringsstatus og toppet skallesluger en gunstig national bevaringsstatus (Pihl et al, 2003), hvorimod antallet af rastende fugle er tilsyneladende gået tilbage siden 1980'erne i Løgstør bredning. Fiskerier af blåmuslinger er, siden disse statusvurderinger blev gennemført, reduceret fra ca. 75.000 ton årligt til under 35.000 ton årligt. Endvidere viser undersøgelser (Regimeskift) af fiskefaunaen på større dybde end 3 meter 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.

8.3 Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle

Forekomster af ålegræs kan blive påvirket af muslingefiskeri (se afsnit 9.4 og 9.4.3). Det vurderes dog ikke at påvirkningen er af et omfang, på de vanddybder hvor de to fuglearter søger føde, så fødegrundlaget påvirkes.

8.4 Forstyrrelse af fugle

Basisanalysen angiver i trusselsvurderingen for hvinand og toppet skallesluger at forstyrrelse, herunder specifikt surfing, som trussel mod gunstig bevaringsstatus. For hvinand er forstyrrelsen kritisk under fældning. I fiskeriet vil der maksimalt forekomme 20 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 hurtigtsejlende surfer. I forhold til at fiskeriet starter sidst i september forventes konflikten med fældende hvinænder at være minimeret. Et fiskeri hvor 20 fartøjer forekommer i samme produktionsområde vil muligvis kunne virke forstyrrende på de to arter.

For dværgterne er forstyrrelse på redepladserne en trussel mod bevaringsstatus. En dybdegrænse på 3 meter kan sikre at ynglende og rastende fugle, f.eks. Dværgterne, ikke vil blive forstyrret. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen ske i en afstand på 200-400 meter fra vigtige fuglelokaliteter herunder Feggeklit.

8.5 Kumulative effekter

8.5.1 Jagt

På arterne hvinand og toppet skallesluger drives der i danske farvande jagt. DMU Vildtudbyttestatistik angiver vedrørende hvinand: Fra midten af 1960'erne til begyndelsen af 1970'erne steg udbyttet af hvinand fra 15.000 til 25.000-30.000 fugle. Siden har udbyttet været svagt faldende til knap 15.000 i midten af 1990'erne. Nedgangen er ikke udtryk for en tilbagegang i bestanden, men skal sættes i relation til ændrede jagttraditioner og indskrænkninger i selve jagtudøvelsen. De fleste hvinænder nedlægges i Viborg, Ringkøbing og Storstrøms Amter, efterfulgt af Fyn, Århus og Nordjyllands Amter. Jagtens indflydelse er sandsynligvis ubetydelig, bestandsstørrelsen taget i betragtning. På grund af sin udbredte og spredte forekomst langs kysten er hvinanden ikke særlig udsat for forstyrrelser ved jagt.

For toppet skallesluger angiver DMU Vildtudbytteskema: Det årlige jagtudbytte af skallesluger lå fra slutningen af 1960'erne til midt i 1970'erne på ca. 7.000 fugle. Siden er det faldet til under 5.000 fugle om året. Tilbagegangen må antages at være forårsaget af ændrede jagttraditioner og indskrænkninger i jagtudøvelsen. Indtil indførelsen af en lokal særfredning blev der nedlagt mange toppede skalleslugere i Storstrøms og Fyns Amter. Endvidere blev der nedlagt mange i Vestsjællands, Ringkøbing, Viborg og Nordjyllands Amter, hvilket fortsat er tilfældet. I Sverige nedlægges årligt omkring 3.000 fugle. Den samlede afskydning har sandsynligvis ubetydelig indflydelse på bestandens størrelse.

Jagtaktiviteter kan have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse fra muslingefiskeri.

8.6 Konklusion

I udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde i Løgstør Bredning indgår en række arter hvoraf arterne hvinand, pibeand, sangsvane, toppet skallesluger og dværgterne forekommer i det marine område.

Arten hvinand æder muslinger og skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 16.667 tons blåmuslinger og svarende til 4 % af den totale biomasse.

Fiskespisende arter (toppet skallesluger og dværgterne) 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 (pibeand og sangsvane) forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybde, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri.

Fiskeriet kan medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, når 20 fartøjer udfører fiskeri i samme produktionsområde.

9 Habitatområde H96

Størstedelen af produktionsområderne 32-39 er udpeget som Habitatområde (H16) og der indgår flere marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder Større lavvandede bugter og vige (1160) og Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110) og Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) med et areal på henholdsvis 262,3 - 52,3 og 1,4 km² (Figur 1). 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.

9.1 Ophvirvling af bundsediment og Sigtdybde

9.1.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Sigtdybde er vigtig i forhold til udbredelse af ålegræs og makroalger, og dermed vigtig for opnåelse af gunstig bevaringsstatus for ålegræs i naturtyperne 1160 og 1110 og for udbredelse af makroalger i naturtypen 1160.

9.1.2 Konsekvensvurderingens analyse

Sigtdybden målt i ålegræssets vækstperiode (Marts til oktober) af Miljøcenter Ringkøbing har siden 2006 været stigende fra 3,0 meter i 2006 til 3,9 meter i 2008 (Figur 9). Sigtdybden i 2009 er forbedret i forhold til 2008 fra 3,9 meter til 4,5 meter (data fra ODA, DMU; gennemsnit for marts til juli). De observerede sigtdybdedata fra august til oktober er ikke tilgængelige, men ud fra muslingebestandens filtrationspotentiale i området kan sigtdybden beregnes til at være 4,7 meter i 2009 (se beregning nedenfor). Den gennemsnitlige sigtdybde for perioden marts til oktober kan derfor estimeres til at være 4,6 meter i Løgstør Bredning. Samlet set kan sigtdybden forventes at være øget med 1,6 meter siden 2006. Udviklingen i sigtdybde er sammenfaldende med en stigning i biomassen af blåmuslinger.

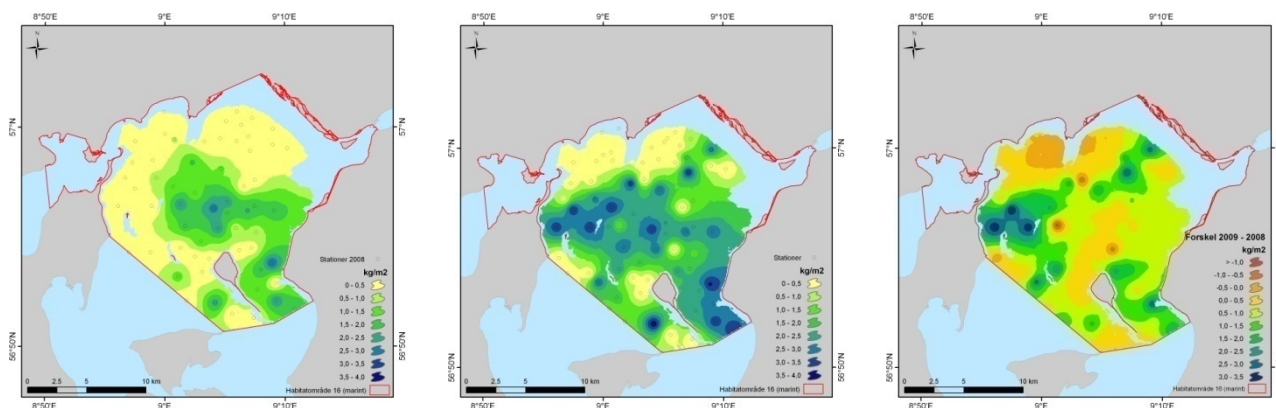
Fiskeriet af blåmuslinger er ifølge fiskeplan (Bilag 3) målrettet muslingebestande, hvor biomassen af blåmuslinger er større end 1 kg m⁻². Den gennemsnitlige biomasse i det område hvor fiskeriet vil finde sted er 2,68 kg m⁻². Blåmuslinger kan under optimale forhold udnytte hele filtrationskapaciteten 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 ved forskelle i temperatur eller salinitet mellem øverste og nederste del af vandsøjlen. Transport af partikler, og dermed fjernelsen af partikler fra vandsøjlen, er således betinget af klimatiske og hydrografiske forhold. Blåmuslinger vil ofte forekomme i tætheder, der medfører at fødepartiklerne fjernes fra den nederste del af vandsøjlen (Dolmer 2000a). Dette medfører at muslingerne ikke kan udnytte fuldt potentiale til fødeoptag (Dolmer 2000b). En afhøstning af en del af bestanden med høj biomasse tæthed vil således ikke nødvendigvis have en reducerende effekt på bestandens fjernelse af partikler, og dermed 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 området sigtdybde.

Notat fra DMU (Kjerulf Petersen et al., 2008) har vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtdybde. Analysen er foretaget på en række områder i Limfjorden og på et meget omfattende datagrundlag. For Den nordlige del af Løgstør bredning findes en entydig sammenhæng mellem biomasse af blåmuslinger (BM) og sigtdybde (SD) som:

$$SD = 1,3 + 1,5 \times 10^{-5} BM \quad (R^2 = 0,57)$$

Omregnes modellen til enheden biomasse pr kvadratmeter og anvendes denne for hele Natura 2000 området, kan det beregnes at en biomasse på 368.000 ton ($1,45 \text{ kg m}^{-2}$) giver en potentiel sigtddybde på 4,74 meter. En bortfiskning af 30.000 ton blåmuslinger reducerer sigtddybden til 4,46 meter. Sigtdybden reduceres således med 28 cm. Den anvendte empiriske model er forholdsvis usikker. Anvendelsen af modellen for hele Natura 2000 området øger endvidere usikkerheden og modellen forventes i den sydlige del af området at overestimere sigtddybden.

Modellen for sammenhæng mellem muslingebiomasse og sigtddybde tager ikke højde for muslingernes fordeling i Natura 2000 området. Således kan en øgning af biomasse i områder, hvor der i forvejen forekommer en høj biomasse af muslinger, have en lille effekt på sigtddybde i forhold til en tilsvarende øgning af biomassen i områder, hvor der ikke i forvejen var muslinger. På Figur 31 ses, at der i 2009 er observeret tætte bestande af muslinger i en række områder, hvor der ikke forekom muslinger i 2008. I områder hvor der ikke forekom muslinger i 2008, er der i 2009 biomasser på mere end 3 kg m^{-2} . Et vigtigt forhold er således, at udbredelsen af muslinger fra 2008 til 2009 er øget markant, således at der kun forekommer områder uden muslinger i den nordligste del af området. Den observerede vækst i muslingebiomassen og det øgede areal med muslinger kan således forventes at have medført en forbedring af sigtddybde i 2009.



Figur 31. Venstre: Udbredelsen af muslinger i 2008. **Midten:** Udbredelsen af muslinger i 2009. **Højre:** Den vægtmæssige forskel i udbredelse.

Muslingskrab vil ophvirvle sedimentpartikler og nedsætte sigtddybden i direkte forbindelse med fiskeriet. En undersøgelse i Løgstør Bredning (Riemann & Hoffmann 1991) viste en forøgelse af partikulært materiale i vandsøjlen på 14 gange umiddelbart efter muslingskrab. Koncentrationen af ammonium og silikat steg, og iltkoncentrationen faldt. Koncentrationen af partikulært materiale var tilbage til de oprindelige værdier allerede efter 60 min, hvilket formentligt skyldes kraftig strøm i området, som førte både suspenderet partikulært materiale og næringsstoffer ud af måleområdet (Riemann & Hoffmann 1991). Denne undersøgelse repræsenterer således en minimums påvirkning og understreger at effekten i området afhænger af strøm og omfanget af muslingskrab opstrøms for et område. Undersøgelsen viste endvidere, at en betydelig ophvirvling af partikulært organisk materiale forekommer naturligt i Limfjorden ved vindhastigheder $> 15 \text{ m s}^{-1}$, og fiskeriets ophvirvling kun udgør en lille del af denne resuspension i perioder med vindinduceret opblanding (november til april). I sommermånederne (maj til oktober) er vindhastighederne generelt lavere og ligger mellem $5 \text{ til } 7 \text{ m s}^{-1}$. Hansen et al., 1999 har på to stationer (4 og 7,5 meters dybde) målt resuspension som funktion af strøm og vindpåvirkning. Maksimal resuspension målt som vertikal flux var 10 gange

højere på den lave station, og på den dybe station målt en tydelig resuspension ved en vindpåvirkning på 13 m s^{-1} , hvorimod den var 5 til 10 gange lavere ved en vindpåvirkning på $10\text{-}11 \text{ m s}^{-2}$. Riemann & Hoffmann (1991) konkluderede på baggrund af undersøgelsen at muslingeskrab vil reducere vandkvaliteten ved at forøge den interne næringsmængde, og forøge iltforbruget. Der hvor vindpåvirkningen er lav og næringsmængden i vandet er begrænset for primær produktionen formodes det at fytoplankton produktionen i løbet af sommeren vil forøges. Specielt i sommerperioden (maj til oktober), som udgør hovedparten af ålegræssets og makroalgernes vækstperiode (marts til oktober), kan skrab-induceret resuspension af både partikulært organisk materiale og næringsstoffer derfor have en reel betydning i forhold til den naturlige vind-inducerede resuspension. Dyekjær et al (1995) fandt at resuspensionen i forbindelse med fiskeriet generelt ikke havde nogen betydning sammenlignet med den vindinducerede resuspension, men også at mange både i samme område (>15 både) vil kunne påvirke resuspensionen og sigtddybden i den periode fiskeriet pågår. Ifølge fiskeplan for fiskeri i Natura 2000 området i Løgstør Bredning vil op til 20 fartøjer indgå i fiskeriet samtidig. Fiskeriet kan således forventes at have en effekt på sigtddybde i maj og juni 2010.

9.1.3 Konklusion

Observationer af sigtddybden i området viser dog at sigtddybden har været i bedring de senere år og er steget fra 2007 til 2009. Sigtdybden kan ud fra muslingebestandens filtrationspotentiale i området beregnes til at være 4,7 m i 2009. Den observerede sigtddybde er til og med juli 4,5 meter (januar til juli). Muslingebestanden er mere end fordoblet i habitatområdet siden 2008, og dette er formodentligt årsagen til den forbedrede sigtddybde.

Opfiskning af 30.000 tons blåmuslinger vil have en betydning for sigtddybde i Natura 2000 området. Modelberegning viser således en reduktion i sigtddybde på 28 cm. Beregningen er usikker og variation i forhold til muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger.

I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. Denne resuspension kan være af betydning i sommerperioden, hvor vindinduceret resuspension er lav. I vinterperioden vurderes resuspensionen fra muslingefiskeriet at være ubetydelig. Ca. 40 % af muslingelandingerne pågår i perioden maj, juni og september, hvor resuspension kan påvirke sigtddybden. En høj tæthed af fartøjer (>15), der fisker i samme område, vil kunne reducere sigtddybden. Der indgår i fiskeplanen, at der maksimalt vil forekomme 20 fartøjer i fiskeriet i Natura 2000 området samtidigt. Denne tæthed af fartøjer vil kunne reducere sigtddybden i sommerperioden.

9.2 Påvirkning af substrat

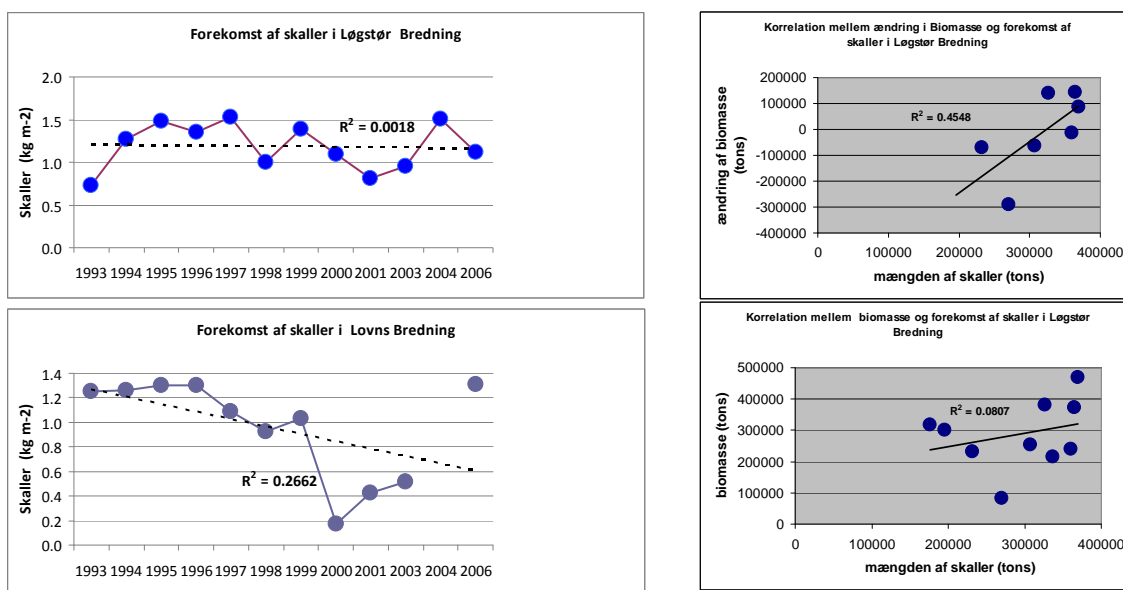
9.2.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Substratets kvalitet er vigtig i forhold til udbredelse af ålegræs, makroalger, og fastsiddende dyr og dermed vigtig for opnåelse af gunstig bevaringsstatus naturtyperne 1160 og 1110.

9.2.2 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. Felteksperimentet 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 muslingeyngel (Frandsen og Dolmer 2002). Petersen et al., 2008 har analyseret forekomsten af skaller og blåmuslinger for større områder af Limfjorden. Disse viser en sammenhæng mellem forekomsten af muslingeskaller og forekomsten af blåmuslinger. Analyserne 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 registrerer DTU Aqua 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 32 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 korrelation mellem ændringen af biomassen af blåmuslinger og forekomsten af skaller i Løgstør Bredning viste en tendens (P<0,1). En tilsvarende sammenhæng mellem biomassen af skaller og biomassen af blåmuslinger i Lovns Bredning kunne ikke findes (P>0,05). Samlet set for hele Løgstør 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 kg substrat m⁻², hvilket er under den mængde, der normalt findes i Løgstør Bredning. Med henblik på at sikre en hurtig lokal gendannelse af muslingebanker, kan det være hensigtsmæssigt at sikre at mængden af skaller er større end 0,7 kg m⁻², hvilket vil sikre nok substrat til at understøtte nyrekruttering af blåmuslinger. Dette kan ske ved genudlægning af substrat i områder efter et fiskeri.



Figur 32. Forekomsten af substrat i Løgstør Bredning (øverst t.v.) og Lovns Bredning (nederst t.v.). Endvidere vises sammenhæng mellem forekomst af substrat og ændring i muslingebestand, og forekomst af substrat og biomasse af muslingebestand.

9.2.3 Fjernelse af 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 videnskabe-

ligt bevis der kan af- eller bekræfte dette. Efter henvendelse til GEUS vurderes dette fænomen ikke at forekomme på havbunden.

DTU Aqua har ikke registreret fangst af større sten i forbindelse med forsøgsfiskeri i området dybere end 3 meter i 2009.

Muslingeindustrierne har i fiskesæsonen 2008-2009 registreret landinger af sten. Data er indsamlet af Fiskeridirektoratet. Der er i fiskeperioden 2008-2009 registreret landinger af 0 kg sten fra Løgstør Bredning. Bestandsundersøgelse af blåmuslinger i 2008 (Dolmer et al 2008) angiver, at forekomsten af fiskbare muslinger forekom i de centrale dele af området. Denne del er karakteriseret som mudderbund, og ved et fiskeri her kan der ikke forventes landinger af sten. Der foreligger ikke en dokumentation af hvor fiskeriet faktisk har foregået i 2008-2009.

9.2.4 Konklusion

Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere forekomst af substrat og dermed udbredelse af makroalger og epibentiske bunddyr. Registreringer af landinger af sten i 2008-2009 indikerer at omfanget af landinger af sten kan være lille. 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 af forekomst af skaller. En gunstig bevaringsstatus for 1160 vil ikke kunne opnås omkring positioner med muslingeskrab såfremt der sker en irreversibel fjernelse af sten fra habitatområdet.

9.3 Muslingebestanden

9.3.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Habitatområdet, naturtyperne og blåmuslinger

Muslingebanker er en central habitattype for naturtype 1110 og 1160 i H16. Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af blåmuslingers bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for blåmuslinger. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når artens udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket (Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d).

Særlige forhold som begrænser eller truer muslingebestanden i naturtype 1110 og 1160

Basisanalysen for Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer, at naturtype 1110 og 1160 ikke har en gunstig bevaringsstatus, da plante- og dyrelivet er i yderst ringe tilstand.

Trusler mod blåmuslingebestanden er ifølge basisanalysen (Miljøcenter Aalborg 2007):

Omkring halvdelen af Limfjordens bundareal er udlagt til skrabning af Fødevareministeriet. Her har skrabningen medvirket til at formindske bestanden af blåmuslinger med omkring 80 % fra omkring 700.000 ton i første halvdel af 1990'erne til omkring 150.000 ton i 2006. Herved er muslingernes evne til at filtrere vandet blevet reduceret tilsvarende.

9.3.2 Konsekvensvurderingens analyse

Muslingebestanden er i H16 i 2009 estimeret til at være 368.000 ton, hvoraf muslinger der er konsumegnede (>4,5 cm) udgør ca. 9.000 ton i efteråret 2009. I foråret 2010 forventes yderligere 16.000 tons af være fiskbare. Bestandens størrelse ligger 94.000 ton (34 %) over gennemsnitsbestandsstørrelsen i Natura 2000 området for perioden 1993-2008, og bestandsstørrelsen er den næst højeste, der er målt i forbindelse med sensommer undersøgelser, dvs. efter år 2000 (Figur 24 **Error! Reference source not found.**). Bestanden er steget 105 % i forhold til bestanden i 2008.

Et fiskeri på 30.000 ton (25.000 ton konsummuslinger og 5.000 ton omplantningsmuslinger) vil fjerne 8 % af den totale muslingebestand. Ifølge fiskeplanen (Bilag 3) vil muslingefiskeriet af konsummuslinger (skallængde > 4,5 cm) blive begrænset til områder, hvor biomassen af blåmuslinger overstiger 1 kg m^{-2} og opfiskningen af omplantningsmuslinger (skallængde <4,5 cm) blive begrænset til områder hvor biomassen af blåmuslinger er større end $2,5 \text{ kg m}^{-2}$. Arealet med fiskeri af konsummuslinger udgør $154,3 \text{ km}^2$, hvoraf natur type 1110 udgør $23,6 \text{ km}^2$ og naturtype 1160 udgør $130,7 \text{ km}^2$. Gennemsnitsbestanden af muslinger, i området hvor bestanden er over 1 kg m^{-2} er $2,64 \text{ kg m}^{-2}$. En bestand på 25.000 ton vil således medføre en direkte påvirkning af $18,9 \text{ km}^2$ ved en 50 % effektivitet af muslingeskraberen.

Produktionsundersøgelser i Limfjorden har vist, at blåmuslingernes årlige biomasseproduktion udgør 40-50 % af biomassen. Set for hele Natura 2000 området fjernes der ca. 8 % af bestanden, eller omkring 20 % af den muslingeproduktion, som vil finde sted i området.

I forbindelse med fiskeri fjernes der substrat (sten og skaller). Flere undersøgelser har vist en sammenhæng mellem mængden af substrat og blåmuslingers rekruttering og overlevelse. I Løgstør Bredning har tidligere analyser vist, at der ikke er sket et fald i substratmængden. Problemstillingen vedrørende substrat er vurderet i afsnit 9.2.

9.3.3 Kumulative effekter

Eutrofiering og naturlig variation kan forventes at have en betydning for muslingebestandens størrelse og dermed for sigtdybden. Ændringer i rekrutteringen og dødelighed pga. iltvind og prædation, kan have stor effekt. Iltvindshændelser, med massedød af blåmuslinger, er rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Løgstør 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). Løgstør Bredning var sidst påvirket af massedødelighed pga. iltvind i 2006 (DFU notat 2006). 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 ton (Holtegaard et al., 2008).

9.3.4 Konklusion

De planlagte fiskerier af blåmuslinger vil fjerne 8 % af bestanden. Bestanden af blåmuslinger udgør i 2009 368.000 tons hvilket er en stigning på 105 % i forhold til bestanden i 2008. Produktionen af muslinger udgør 40-50 % af biomassen og fiskeriet vil fjerne ca. 20 % af produktionen. I efteråret 2009 vil ca. 9.000 tons muslinger kunne fiskes i området og i foråret 2010 vil yderligere 16.000 tons muslinger kunne fiskes. Det vurderes ikke at det ønskede fiskeri vil påvirke forekomsten af blåmuslinger i naturtyperne 1110 og 1160.

9.3.5 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition", se Bilag 4, udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 Rev. Der er ikke udpeget biogene rev i H96, men på nationalt plan, er der en proces i gang med at udpege biogene rev som en del af 1170.

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. Fiskeriet vil fjerne 8 % af bestanden og vil være målrettet tætte forekomster af blåmuslinger. Hvis biogene rev defineres som forholdsvis tætte forekomster af blåmuslinger vil en forholdsvis større andel af de biogene rev blive påvirket. Hvis de biogene rev defineres, som alt fra små til store forekomster af blåmuslinger vil det ønskede muslingefiskeri kun påvirke en mindre del af naturtypen.

9.4 Ålegræs

9.4.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Habitatområdet, naturtyperne og ålegræs

Ålegræs er en central habitat type for naturtype 1160 og 1110 i H16. Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af ålegræssets bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for ålegræs. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når arten udbredelsesområdet hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket (Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d).

Særlige forhold som begrænser eller truer ålegræsbestanden i naturtype 1160

Basisanalysen for Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer, at naturtype 1160 ikke har en gunstig bevaringsstatus, da plante- og dyrelivet er i yderst ringe tilstand. Dybdeudbredelse af ålegræs og anden undervandsvegetation er kraftigt mindsket, som følge af skygning fra planteplankton. Det skyldes, at alt for store tab af næringsstoffer – især kvælstof – fra land medfører en markant forhøjet produktion og mængde af planteplankton.

Trusler mod ålegræsset er ifølge basisanalysen (Miljøcenter Aalborg 2007):

Eutrofieringen, som medfører opblomstring af fytoplankton, som forringer sigtddybden og derved ålegræssets dybdeudbredelse, og forøger risikoen for iltvind ved bunden.

Skrabning efter blåmuslinger, specielt på dybder indtil 3 m i naturtype 1160 har flere kraftige konsekvenser. Den umiddelbare konsekvens, er at langt de fleste planter og dyr opfiskes eller dør. Skrabning efter blåmusling og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet er medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation.

Invasive arter: Flere invasive arter truer ålegræsset i området. Japansk Gracilaria tang har bredt sig massivt i Nibe og Gjøll Bredninger i 2006, og det frygtes, at den vil brede sig til store dele af Limfjorden. Gracilaria-tangen klumper sig sammen i store, tykke måtter. Herved skygger den for ålegræsset og lukker ilten ude, så både ålegræs og dyr dør. Stillehavsøstersen kan hvis den spreder sig til området danne revlignende strukturer. Blomsterplanter såsom ålegræs fastholdes til fjordbunden ved hjælp af et rodnet, og planterne kan

derfor ikke vokse i områder, hvor der udelukkende er stenbund. Det samme gælder i områder, hvor bunden er dækket af blåmuslingebanker (Miljøcenter Aalborg 1998).

Miljøfarlige stoffer. Herbicider fra landbruget blev fundet i Nissum Fjord i efteråret 2007. Foreløbige beregninger viser, at middelkoncentrationen af diuron svarer til de niveauer, hvor man i forsøg har konstateret effekter på fotosyntesen og dermed tilvæksten af ålegræs (Dahllöf et al 2007).

9.4.2 Konsekvensvurderingens analyse

Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte ålegræsforekomster kan ikke forventes at forekomme, idet skraberen vil miste fangst effektivitet ved opfyldning med ålegræs. Muslingefiskeri af blåmuslinger i områder med ålegræs, vil kunne pågå på lave tætheder af ålegræs, på rodsrud og i områder med frøspredning, hvor der forekommer nyetablering af ålegræsbestande. Endvidere vil fiskeri på ålegræs kunne forekomme, hvor ålegræs og muslinger danner en mosaik i udbredelse og ved prøvofiskeri i forhold til at finde en egnet fiskeplads.

Udbredelsen af ålegræs er kontrolleret af flere forhold. Markager et al., (2006) har analyseret miljøtilstanden i Limfjorden på baggrund af monitoringsdata for perioden 1985-2003 og vurderer, at der i forhold til iltsvind og dybdegrænse for ålegræs ikke er sket en forbedring af tilstanden. Derimod er dybdegrænsen for ålegræs faldet med omkring 50 % i perioden til godt 2 m i det meste af fjorden. Det vurderes i analysen at faldet er sket jævnt gennem hele perioden og i alle undersøgelsesområder i Limfjorden, dog med en svag forbedring i perioden 2001 til 2003. Lav saltholdighed og vind og høj indstråling er de faktorer, som vurderes har en markant negativ effekt på udbredelsen af ålegræs. Den afgørende faktor for ålegræs skønnes at være udbredelsen af iltsvind i fjorden, og reduktionen i dybdeudbredelsen kobles derfor til stigningen i forekomsten af iltsvind.

Undersøgelser på ca. 300 stationer på den jyske østkyst har vist manglende forekomst af ålegræs på stationer med tætte forekomster af blåmuslinger (Dolmer et al., 2009). Undersøgelser fra Flensborg Fjord (Vintner et al., 2007) viser, at forekomst af blåmuslinger i ålegræsforekomster øger vækst af epifytter og øget risiko for påvirkning af svovlbrinte for ålegræs. Blåmuslinger kan således muligvis hindre eller reducere forekomsten af ålegræs, hvor der er tætte muslingebanker.

Effekten af muslingeskrab på ålegræs

Direkte effekter

Muslingeskrab i områder med ålegræs medfører bifangst og ødelæggelse af ålegræs. Muslingeskrab på eksisterende bestande af ålegræs reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabe område, specielt i områder med spredt, tynd ålegræsbevoksning, og hvis samme område skrubes gentagende gange.

Muslingeskrab og derved forstyrrelse af sedimentet hindrer vegetativ og seksuel formering i det skrabe område. Ålegræsset har et betydeligt spredningspotentiale, idet nyetablering af ålegræsbestande kan ske langt fra eksisterende bestande og foregår primært ved frøspredning. Planten vil således hurtigt kunne kolonisere nye områder under forudsætning af, at lys - og sedimentforhold er passende, og at beskyttelse mod fysisk forstyrrelse tillader bestandsetablering. Ny forskning viser at ålegræsset fortrinsvis formerer sig vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0-2 meter) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen 2008).

Fjernes ålegræsset 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 følgen-

de større sigtdybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke klarlagt.

Indirekte effekter

Sigt dybde er bestemmende for dybdeudbredelse af ålegræs (Olesen 1996). Basisanalysen påpeger at skrabning efter blåmusling og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet er medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Petersen et al., (2008) fandt en positiv korrelation mellem forekomst af blåmuslinger og sigt dybden, og generelt set må det derfor vurderes, at fjernelse af dele af muslingebestanden i Løgstør Bredning kan føre til forringelser i sigt dybden, afhængigt af vindopblanding og omfanget af fiskeriet. I perioder med lagdeling i vandsøjlen og stor konkurrence muslingerne imellem kan en fjernelse af dele af muslingebestanden føre til en forøget filtration per individ og dermed bedre vækst og kondition af de tilbageblevne muslinger. Fjernelse af dele af bestanden forringer derfor ikke muslingernes filtrationseffektivitet, hvis bestanden er fødebegrænset. Dette vil afhænge af graden af opblanding i vandsøjlen, og derved tilførselshastigheden af nye alger til muslingerne. Fiskeri af muslinger med skraber medfører en ophvirvling af bundsediment, som kan have betydning for sigt dybde og frigivelse af næringsstoffer og iltforbrugende stoffer. I sommermånederne vurderes denne resuspension at kunne have betydning for sigt dybden. Problemstillingerne vedrørende sigt dybde er vurderet nærmere i konsekvensvurderingens afsnit 9.1.

Kumulative effekter

Fjernelse af dele af muslingebestanden, ophvirvling af næringsstoffer og den afledte fytoplankton produktion, og ophvirvling af sediment ved skrabning er alle effekter, som i sig selv kan påvirke sigt dybden og dermed dybdeudbredelsen for ålegræs og makroalger i området. Hver især har disse faktorer ikke nødvendigvis en betydende effekt, men samlet set er der overvejende sandsynlighed for at muslingskrab kan have en effekt på sigt dybden i området, specielt i sommerperioden. Denne effekt vil være stor for ålegræs og makroalger i sommermånederne maj til oktober, da sigt dybden er mest afgørende for dybdeudbredelsen i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober).

Ålegræsområder udgør et vigtigt habitat for både dyr, fiskeyngel og fisk. En undersøgelse i Skagerrak viste at antallet af fisketaxa, fiskebiomasse og fiskeyngel reduceres i områder, hvor ålegræsset er forsvundet sammenlignet med områder, hvor der er ålegræs (Pihl et al., 2006).

Ålegræsbestandens historiske udbredelse

Historiske ålegræsundersøgelser (Ostenfeld 1908) viser at ålegræsset i 1908 var udbredt til 5,5 meters dybde i Løgstør bredning (Figur 13).

De tidligere Limfjordsamters og senere Miljøcenter Ringkøbings undersøgelser i perioden 1988 til 2007 viser, at dybdeudbredelsen i hele perioden har varieret mellem 0,9 og 3,8 meter i Løgstør Bredning (transekt 12, 16, 32, 43, st DMU0136, DMU0581) (Figur 14, Figur 15 og Figur 16). I perioden 2000 til 2007 er ålegræsset flere gange blevet registreret på dybder større end 3 meter med et maksimum på 3,5 på st. DMU0136 i 2000 og 3,4 meter i 2006 og 2007 på st DMU0136 og transekt 16 i Løgstør Bredning (Figur 14 og Figur 15).

Ålegræsbestandens nuværende udbredelse

Data for ålegræssets udbredelse i selve H16, begrænser sig til 2 transekter (16 og 43) og en station (st. DMU0136) (Figur 14 og Figur 15). De seneste data vi har adgang til er fra 2008. Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i H16 har ligget konstant omkring 3,3 til 3,4 meter siden 2005 (Figur 14 og Figur 15). Den dybeste forekomst af ålegræs ses i området, der er lukket for fiskeri (st DMU0136 og Transekt 16). På Transekt 43, der også ligger indenfor fiskeforbudsområdet (Figur 4 og Figur 6), er ålegræssets dybdegrænse lidt lavere, 1,6 meter i 2008, men har været generelt stigende siden 2001 (Figur 15). På stationer og transekter, der er placeret i Løgstør Bredning, hvor der er åbent for muslingefiskeri, ligger dybdegrænsen på lavere vand end 2,1 meter med et gennemsnit på 1,8 meter (Transekt 12 og st DMU0581)(Figur 14 og Figur 15). Transekt 32 blev ikke monitoreret i 2007 og 2008.

I Løgstør Bredning umiddelbart uden for H16, hvor der er åbent for muslingefiskeri på dybder >3 meter, var dybdegrænsen for ålegræs henholdsvis 2,1 m (Transekt 9) og 1,7 m (Transekt 23) i 2008 (Figur 16). Dybdegrænsen for ålegræsset er altså dybere og stigende i fiskeriforbudsområdet i forhold til dybdegrænsen uden for habitatområdet, hvor der fiskes indtil 3 meters dybde. På de fiskede stationer og transekter har ålegræsset i tidligere år været observeret på større dybder, og substratet er derfor egnet til ålegræs. Der er ingen indikationer på at sigtdybden skulle være ringere på de fiskede stationer og transekter sammenlignet med fiskeforbudsområdet.

Forskellen i udbredelsen af ålegræs i områder, hvor der fiskes og hvor der er lukket for fiskeri, kan forklares med tre forskellige forklaringsmodeller:

Iltsvind: Transekter til måling af ålegræs i området hvor der fiskes muslinger er alle placeret på lokaliteter, hvor der forekommer iltsvind (Figur 6 og Figur 8), hvorimod transekter i området lukket for muslingefiskeri er placeret, hvor der ikke forekommer iltsvind. Forskelle i forekomst af iltsvind kan således forklare de observerede forskelle i dybdeudbredelse af ålegræs i områder, der er henholdsvis åbne og lukkede for muslingefiskeri.

Muslingebanker: I Løgstør Bredning er udbredelsen af blåmuslinger meget dynamisk og nyrekuttering kan flytte fra område til område. På Figur 26 ses udbredelsen af blåmuslinger i perioden 1993-2007 og på Figur 31 ses udbredelsen for 2008 og 2009. Det bemærkes at der i den nordlige del af bredningen (transekt DMU0136 og transekt 16), hvor der kun er monitoreret muslinger i 2003, 2008 og 2009 er en lav forekomst af muslinger, hvorimod der ved transekterne DMU0118, 12 og 32 er registreret høje forekomster af blåmuslinger en årrække. I det omfang blåmuslinger kan hindre en opbygning af tætte ålegræsbestande, kan fordelingen af muslinger forklare forskelle i udbredelse af ålegræs i Løgstør Bredning

Muslingefiskeri og sedimentspredning: Den sidste forklaringsmodel på ålegræssets udbredelse i områder, der er henholdsvis åbne og lukkede for muslingefiskeri, er fiskeriets påvirkning af ålegræssets dybdegrænse. Et fiskeri tæt på dybdegrænsen (3 m) kan ved sedimentspredning forringe ålegræssets vækstbetingelser på lavere vanddybde. Dybdegrænsen for ålegræs i 2008 er gennemsnitligt 1,8 meter, hvor der fiskes indtil 3 meter i Løgstør Bredning. Muslingeskrab i nærheden af ålegræsbestande kan begrænse dybdeudbredelsen, også der hvor der ikke fiskes. Til at imødegå påvirkning kan der lægges en beskyttelseszone omkring ålegræssets dybdegrænse på 1 til 1,6 meter, til sikkerhed for at ålegræsset kan brede sig uhindret.

DTU Aqua kan ikke vurdere i hvilket omfang de tre ovenstående forklaringsmodeller bidrager til forklaring af en reduceret ålegræsudbredelse i områder, hvor der må fiskes blåmuslinger i forhold til det lukkede område i Løgstør Bredning.

I forbindelse med DTU's monitorering af Løgstør Bredning på større dybde end 3 meter, er der ikke observeret forekomst af ålegræs i 2009.

Ålegræsbestandens potentielle udbredelse

Ålegræsset er begrænset af lys - og bundforhold. Den potentielle udbredelse af ålegræs, svarer til den dybde sigtddybden gør det muligt for ålegræsset at vokse ud til. Den potentielle dybdegrænse for ålegræsset i Løgstør kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem ålegræssets dybdegrænse og sigtddybden.

Empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse for ålegræs (Krause-Jensen et al., 2008, Nielsen et al., 2002). Krause-Jensen et al., (2008) finder en lineær sammenhæng mellem udbredelsen af ålegræs og sigtddybden;

$$\text{Dybdegrænse} = 0,6578 * \text{sigtddybde, model 1}$$

Modellen er beregnet på baggrund af data fra bl.a. Limfjorden. Under hensyntagen til C/N forholdet bliver modellen;

$$0,703 * \text{sigtddybden hvis } C/N > 12,2, \text{ model 2 (Krause-Jensen et al 2008)}$$

Data for sediment C (Glødetab/1,9) og N findes kun for 1999 og 2003 for Løgstør Bredning (VIB 3708-1 Løgstør Bredning) og ikke for de andre stationer i Løgstør Bredning (MADS databasen DMU). C/N-forholdet var >12,2 begge år og i alle dybder (0-7 m).

Nielsen et al., (2002) finder ligeledes en lineær sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænsen for ålegræs;

$$\text{Dybdegrænse} = 0,339 + 0,786 * \text{sigtddybde}$$

på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtddybden beregnes hos Nielsen et al., (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts til oktober).

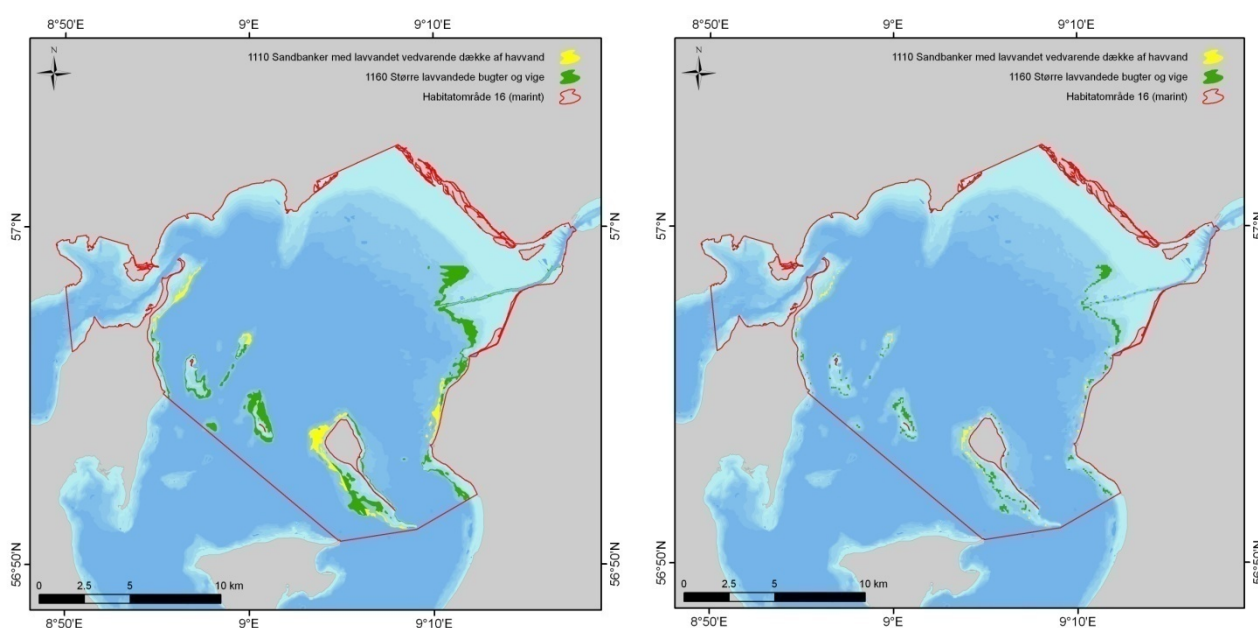
Sigtddybden målt af Miljøcenter Ringkøbing i 2008 var gennemsnitligt 3,9 meter i ålegræssets vækstperiode (Marts til oktober) (Figur 9). Dvs. at ved en gennemsnitlig sigtddybde i 2008 på 3,9 meter er den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs 2,6 meter (model 1) eller 2,7 meter (model 2) i Løgstør Bredning ifølge Krause-Jensen et al., (2008); og 3,4 meter ifølge Nielsen et al., (2002) (Tabel 4). Den observerede maksimale udbredelse for ålegræsset var 3,3 meter, hvilket viser at Nielsen et al., (2002) giver det bedste estimat for dybdegrænsen. Krause-Jensen et al., (2008) underestimerer dybdegrænsen med begge modeller. Den potentielle dybdegrænse på 3,4 meter ifølge Nielsen et al., (2002) stemmer altså overens med den observerede dybdegrænse på Transekt 16 og st DMU0136 i 2008.

Tabel 4. Potentielle og observerede dybdegrænser på Transekt 16 og st. DMU0136 (ikke fisket siden 1989) i Løgstør Bredning. Sigtddybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober, Nielsen et al., 2002). Estimerne på baggrund af Nielsen et al., (2002) er indrammet i lyseblå, da disse estimater ligger tættest på den observerede dybdegrænse for ålegræsset.

Potentiel dybdegrænse i meter	2007	2008	2009
Sigtddybden	3,5 m	3,9 m	4,6 m
Observeret dybdegrænse	3,4	3,3	Ingen data
Model 1 (Krause-Jensen et al 2008)	2,3	2,6	3,0
Model 2 (Krause-Jensen et al 2008)	2,5	2,7	3,2
Nielsen et al 2002	3,1	3,4	4,0

Sigtdybden i 2009 er forbedret i forhold til 2008 fra 3,9 meter til 4,5 meter (data fra ODA, DMU; gennemsnit for marts til juli). De observerede sigtdybde data fra august til oktober er ikke tilgængelige, men ud fra muslingebestandens filtrationspotentiale i området kan sigtdybden beregnes til at være 4,7 meter i 2009 (Pedersen et al., 2008). Den gennemsnitlige sigtdybde for perioden marts til oktober kan derfor estimeres til at være 4,6 meter i Løgstør Bredning. Ålegræsdata for 2009 er endnu ikke tilgængelige, men den øgede sigtdybde vil betyde en forøget potentiel dybdeudbredelse for ålegræsset i området på 4,0 meter ved en gennemsnitlig sigtdybde på 4,6 meter i 2009 ifølge Nielsen et al., (2002) (Tabel 4). Ålegræsset vil altså kunne øge sin dybdeudbredelse yderligere i 2009 til 4,0 meter pga. den forøgede sigtdybde i ålegræssets vækstperiode fra marts til oktober.

Ålegræssets potentielle dybdegrænse i 2009 er 4,0 meter pga. den forbedrede sigtdybde i habitatområdet i 2009. I 2009 kan ålegræsset blive begrænset ved fiskeri indenfor 0 til 4 meters dybde i habitatområdet.



Figur 33. Andel af naturtype 1110 og 1160, hvor der potentielt kan forekomme ålegræs (henholdsvis gul og grøn markering) og hvor der kan pågås fiskeri. **Venstre:** Arealet mellem 3 meters dybde og den potentielle udbredelse af ålegræs i 2009 på 4 meter udgør 12,1 km². **Højre:** Arealet mellem 3 meters dybde og den observerede udbredelse af ålegræs på 3,4 meter i 2008 udgør 3,5 km².

Fiskeplanens påvirkning af ålegræssets udbredelse

Ønsket fra fiskeriet er at fiske på dybder større end 3 meter, se fiskeplan (Bilag 3). På Figur 35 ses andelen af Natura 2000 område, hvor der kan være konflikt mellem muslingefiskeri og udbredelse af ålegræs.

Fiskeplanen overlapper med ålegræssets observerede og potentielle dybdeudbredelse i 2008 mellem 3 - 3,4 meter, svarende til 3,5 km² (0,68 km² (1110) og 2,83 km² (1160)) og 2 % af ålegræssets udbredelsesområde i H16 (0 - 3,4 meter), se Tabel 8.

I 2009 vil fiskeriet pga. den forberede sigt dybde overløppe den potentielle dybdeudbredelse for ålegræs mellem 3 og 4 meter, svarende til 12,14 km² og 7 % af ålegræssets udbredelsesområde i H16.

Da der kan forekomme prøveskrab og fiskbare bestande > 1 kg m² indenfor 3 - 4 meters dybde, som DTU Aqua ikke har registreret, må vi antage at hele arealet indenfor 3 – 4 meter i habitatområdet kan påvirkes af fiskeriet.

Tabel 5. Viser den observerede og potentielle dybdegrænse for ålegræs og arealet, der kan blive påvirket af muslingefiskeri i henholdsvis naturtype 1110 og 1160 i H16.

Naturtype	Observeret dybdegrænse 3,4 m	Potentiel dybdegrænse 4 m
1110	0,68 km ²	2,96 km ²
1160	2,83 km ²	9,18 km ²

9.4.3 Konklusion

Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte forekomster af ålegræs kan ikke forventes at forekomme, idet skraberen vil miste fangsteffektivitet ved opfyldning med ålegræs. Ved muslingefiskeri af blåmuslinger i områder med ålegræs vil fiskeriet kunne pågå på lave tætheder af ålegræs, på rodsrud og i områder med frøspredning, hvilket kan hæmme nyetableringen af ålegræsbestanden. Endvidere vil fiskeri på ålegræs kunne forekomme hvor ålegræs og muslinger danner en mosaik i udbredelse og ved prøvefiskeri i forhold til at finde en egnet fiskeplads.

En reduceret ålegræsudbredelse i Løgstør Bredning kan skyldes flere forhold herunder forekomst af iltsvind, tætte forekomster af blåmuslinger og påvirkning fra muslingefiskeri.

Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede dybdeudbredelse i 2008 og potentielle dybdeudbredelse i 2009 på henholdsvis 3,3 og 4,0 meter kan begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse, og forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse indenfor naturtype 1110 og 1160. En gunstig bevaringsstatus for ålegræs og dermed naturtype 1110 og 1160 vil ikke kunne opnås omkring positioner med muslingeskrab inden for 0 til 4 meter.

9.5 Makroalger

9.5.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Habitatområdet, naturtyperne og makroalger

Bentiske makroalger er en central habitattype for naturtype 1160 i H16. Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af de bentiske makroalgers bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for bentiske makroalger. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når artens udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket (Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d).

Særlige forhold som begrænser eller truer makroalgebestanden i naturtype 1160.

Basisanalysen for Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer, at naturtype 1160 ikke har en gunstig bevaringsstatus, da plante- og dyrelivet er i yderst ringe tilstand. Dybdeudbredelse

af ålegræs og anden undervandsvegetation er kraftigt mindsket, som følge af skygning fra planteplankton. Det skyldes, at alt for store tab af næringsstoffer – især kvælstof – fra land medfører en markant forhøjet produktion og mængde af planteplankton.

Trusler mod makroalger er ifølge basisanalysen (Miljøcenter Aalborg 2007):

Eutrofieringen, som medfører opblomstring af fytoplankton, som forringer sigtddybden og derved makroalgernes dybdeudbredelse, og forøger risikoen for iltsvind ved bunden.

Skrabning efter blåmuslinger, specielt på dybder indtil 3 m i naturtype 1160 har flere kraftige konsekvenser. Den umiddelbare konsekvens, er at langt de fleste planter og dyr opfiskes eller dør. Skrabning efter blåmusling og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet er medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Makroalgernes vækst påvirkes af de dårligere lysforhold. Der er endvidere en varig effekt, da en ukendt mængde skaller og sten varigt fjernes fra bunden. Sten og skaller er et vigtigt substrat for makroalgerne, der behøver et fast underlag til at fasthæfte sig på.

Invasive arter: Flere invasive arter truer makroalgerne i området. Sargassotang er observeret fastvoksende og drivende mange steder i habitatområdet, bl.a. omkring Livø og ved Rønbjerg. Den er sandsynligvis med til at fortrænge de oprindelige makroalgearter fra voksestederne på stenet bund i naturtype 1160 og 1170. Dette gælder bl.a. sukkertang, som tidligere var almindelig men nu ikke observeres. Japansk Gracilaria tang har bredt sig massivt i Nibe og Gjøll Bredninger i 2006, og det frygtes, at den vil brede sig til store dele af Limfjorden. Gracilariatangen klumper sig sammen i store, tykke måtter. Herved udslygger den de oprindelige arter og lukker ilten ude, så både ålegræs, makroalger og dyr dør.

9.5.2 Konsekvensvurderingens analyse

Effekten af muslingskrab på makroalgebestanden

Direkte effekter

Muslingskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingskrab 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.

Ved muslingskrab fjernes fast substrat i form af sten og skaller (se afsnit 9.2). 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 reducere mængden af bundvegetation. Den kvantitative betydning heraf kan ikke vurderes uden opgørelse af den relative forekomst af faste substrater.

Fjernelse af dele af makroalgebestanden giver de hurtigtvoksende makroalgearter en konkurrencemæssig fordel, og muslingskrab vil derfor medvirke til at ændre makroalgensammensætning mod dominans af hurtigtvoksende arter. De 2 invasive arter Sargassotang og Gracilariatang er hurtigtvoksende arter med et stort spredningspotentiale. Skrabning på de oprindelige makroalgebestande forøger derfor de invasive makroalgers mulighed for at udkonkurrere de oprindelige arter, idet de invasive arter hurtigere kan overtage det blotlagte substrat og derved forhindre de oprindelige arter i at genetablere sig. Sargassotang er allerede veletableret i området og på alle transekter (12, 15, 16, 32) (Tabel 6 og Figur 22), og har udkonkurreret bl.a. sukkertang, som ikke mere observeres i habitatområdet (Miljøcenter Aalborg 2007).

Hurtigtvoksende arter består næsten udelukkende af væv med aktiv fotosyntese, og ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan udskygge de øvrige arter. Ved lav nærings盐tilførsel kan de ikke realisere de høje vækstrater, og da de er attraktive for planteædende dyr som søpindsvin, visse snegle mv., risikerer de at blive græsset ned. De langsomtvoksende arter indeholder mere strukturelt væv og har derfor ikke mulighed for at opnå høje vækstrater. Til gengæld er de bedre beskyttede mod græsning fra planteædende dyr, og kan bedre dække deres næringsstoffbehov gennem oplagring og allokering. Derfor har de hurtigtvoksende arter en konkurrencemæssig fordel, når nærings盐tilførslen er høj, som det er tilfældet i Limfjorden (Krause-Jensen et al., 2009, udkast).

Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger og rurer, og det er derfor ikke sikkert at substratet i sidste ende bliver genkoloniseret af makroalger (Möhlenberg et al., 2008).

Indirekte effekter

Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtddybde en vigtig parameter for udviklingen af makroalge-samfund. Basisanalysen påpeger at skrab efter blåmusling og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet er medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for bundlevende vegetation såsom makroalger (se afsnit 9.1). Petersen et al., (2008) fandt en positiv korrelation mellem forekomst af blåmuslinger og sigtddybden. I perioder med lagdeling i vandsøjlen og stor konkurrence muslingerne imellem, kan en fjernelse af dele af muslingebestanden føre til en forøget filtration per individ og dermed bedre vækst og kondition af de tilbageblevne muslinger. Fjernelse af dele af bestanden forringer derfor ikke muslingernes filtrationseffektivitet, hvis bestanden er fødebegrænset. Dette vil afhænge af graden af opblanding i vandsøjlen, og derved tilførselshastigheden af nye alger til muslingerne. Generelt set må det derfor vurderes, at fjernelse af dele af muslingebestanden i Løgstør Bredning kan føre til forringelser i sigtddybden, afhængigt af vindopblanding og omfanget af fiskeriet.

Kumulative effekter

Fjernelse af dele af muslingebestanden, ophvirvling af sediment og næringsstoffer ved fiskeri og den afledte fytoplankton produktion er alle effekter, som i sig selv kan påvirke sigtddybden og derved dybdeudbredelsen for makroalger i området. Hver især har disse faktorer ikke nødvendigvis en betydende effekt, men samlet set er der overvejende sandsynlighed for at muslingskrab kan have en effekt på sigtddybden i området, specielt i sommerperioden. Denne effekt vil være ekstra stor for ålegræs og makroalger i sommermånedene maj til oktober, da sigtddybden er mest afgørende for dybdeudbredelsen i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober). Observationer af sigtddybden i området viser dog at sigtddybden har været i bedring de senere år og er steget både fra 2007 til 2008 og fra 2008 til 2009. Sigtdybden kan ud fra muslingebestandens filtrationspotentiale i området beregnes til at være 4,7 m i 2009. Den observerede sigtddybde er til og med juli 4,5 meter (januar til juli). Muslingebestanden er mere end fordoblet i habitatområdet siden 2008, og dette er formodentligt årsagen til den forbedrede sigtddybde, det kan derfor ikke udelukkes at fiskeriet kan have en negativ påvirkning på sigtddybden. Muslingefiskeriet har ikke haft en målbar påvirkning på sigtddybden i 2008 og 2009.

Makroalgebevoksninger udgør et vigtigt habitat for både bunddyr, fiskeyngel og fisk. Undersøgelser fra Sverige viser at diversiteten og biomassen af bunddyr (makrofauna) og fisk er størst i habitater med stenbund bevokset med makroalger efterfulgt af ålegræs og mindst på blød, bar bund (Pihl et al., 2006; Stål et al., 2008).

Genetableringstid for makroalgesamfund efter renskrabning af substratet

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (Möhlenberg et al., 2008).

Petratis & 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. Lignende observationer er også gjort i danske farvande.

Majland (2005) fulgte algekoloniseringen blev fulgt på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisor af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. *Laminaria* kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørvægt/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 (Karsten Dahl, *pers. com.*) (Möhlenberg et al., 2008).

I den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og 4 forskellige kunstige rev elementer blev placeret på 11 m's dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m⁻², mens der efter 2 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.

Det tager altså minimum 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 og rurer og det er derfor ikke givet at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger (Möhlenberg et al., 2008).

Genetableringstid for makroalgesamfund efter fjernelse af sten

Fjernes sten som fasthæftningssubstrat vil en genetablering ikke være mulig og fjernelsen af makroalgerne er irreversibel.

Makroalgernes historiske udbredelse

Der foreligger ikke data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse i Løgstør Bredning, da disse data ikke indgår i de tidligere Limfjordsamters og senere Miljøcenter Ringkøbings undersøgelser i perioden 1988 til 2007. De tilgængelige data indeholder dækningsprocenten for de observerede makroalgearter, men kun ud til en forudbestemt dybde, den maksimale dybdegrænsen for makroalgearterne er ikke registreret.

Makroalgernes nuværende udbredelse

De nyeste data vi har for makroalger i området er fra 2007. Makroalger er blevet monitoreret og observeret ud til 7 meter i Løgstør Bredning i perioden 2001 til 2007. Figur 19, Figur 20 og Figur 21 viser, at man har registreret makroalgearter ud til henholdsvis 4, 5, 6, og 7 meter på Transekt 10, 12, 14, 15, 16 og 32. På stationerne DMU0118, DMU0136 og DMU0581 har Limfjordamterne og Miljøcenter Ringkøbing monitoreret makroalgearter og disse arters dækningsprocent ud til henholdsvis 3, 5, og 7 meter i perioden 1989 til 2007. Der er observeret makroalgearter ud til maksimalt 10 meters dybde i perioden 1996 til 2000 på tran-

sekt 14 og 8 meter på transekt 12, 16 og 32. Dybdegrænsen for makroalger i Løgstør Bredning er derfor ukendt, men ifølge de tilgængelige data mindst 8 meter.

DTU Aqua har i forbindelse med monitoringstogt ikke observeret makroalger (større brunalger) på dybder > 3 meter. DTU Aqua har ikke monitoreret forekomst af andre algetyper herunder rødalger og skorpeformede alger. Makroalgernes nuværende dybdeudbredelse er altså ukendt i området.

De dybest forekommende makroalger i Løgstør bredning er den invasive makroalge Sargassotang (*Sargassum muticum*) og skorpeformer af rød - og brunalger (Tabel 6). Dette var også gældende i 2007.

Tabel 6 Oprette og skorpeformede makroalgearter og deres dækningsgrad på 4-6 m dybde i Løgstør Bredning i 2005.

Art	Dækning (%)
St. DMU0116	
• <i>Acrochaetium secundatum</i>	1,0
• <i>Aglaothamnion bipinnatum</i>	0,3
• <i>Ceramium tenuicorne</i>	0,3
• <i>Chondrus crispus</i>	1,0
• <i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	1,7
• <i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0,3
• <i>Halidrys siliquosa</i>	0,7
• "Røde skorper"	5,0
• <i>Sargassum muticum</i>	26,7
• <i>Seirospora interrupta</i>	0,3
St. DMU0134	
• <i>Aglaothamnion bipinnatum</i>	0,5
• "Brune skorper"	4,2
• <i>Ceramium tenuicorne</i>	0,8
• <i>Heterosiphonia japonica</i>	3,3
• "Røde skorper"	10,0
• <i>Sargassum muticum</i>	8,0

Fra Möhlenberg et al., (2008).

Makroalgernes nuværende potentielle udbredelse

Makroalgerne er begrænset af lys - og bundsubstratforhold. Den potentielle udbredelse af makroalgerne, svarer til den dybde sigtdybden gør det muligt for makroalgerne at vokse ud til. Den potentielle dybdegrænse for makroalger i Løgstør Bredning kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem makroalgernes dybdegrænse og sigtdybden.

En empirisk analyse udarbejdet på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder har vist en sammenhæng mellem sigtdybde og dybdegrænse for makroalger (dybdegrænse = $-1,1 + 1,568 \cdot \text{sigtdybden}$) (Nielsen et al., 2002). Nielsen et al., (2002) finder desuden en generel sammenhæng mellem makroalger og ålegræs, hvor makroalgernes dybdegrænse svarer til ca. den dobbelte dybdegrænse for ålegræs.

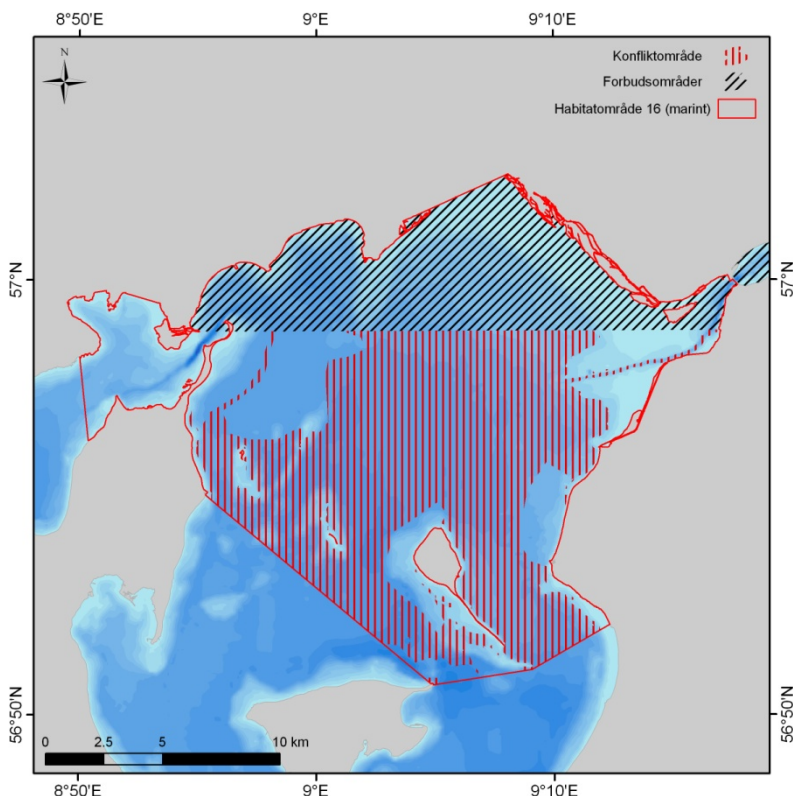
Sigtdybden målt af Miljøcenter Ringkøbing i 2008 var gennemsnitligt 3,9 meter i makroalgernes vækstperiode (Marts til oktober) (Figur 9). Dvs. at ved en gennemsnitlig sigtdybde i 2008 på 3,9 meter kan dybdegrænsen for makroalger estimeres til at være 5,0 meter og i 2009 til at være 6,1 meter.

Der er påvist en klar sammenhæng mellem lysnedgennemtrængning i vandsøjlen og grænserne for, hvor dybt makroalger vokser. Dybdegrænsen for store brunalger findes normalt, hvor 0,5 % af overfladelyset er tilbage. Vegetationen af "tynde" makroalger ophører ved omkring 0,1 % af overfladelyset, mens skorpefor-

mede makroalger kan gå helt ned til dybder med kun 0,03 % af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen, 1992). Sigtdybden svarer til den dybde hvortil 10 % af overfladelyset når ned og kompensationsdybden, hvor 1 % lys er tilbage, kan beregnes som $2,2 \cdot \text{sigtdybden}$. Sigtdybden i 2009 er gennemsnitligt 4,6 meter (august til oktober ekstrapoleret fra muslingefiltrationen) og 1 % lys vil altså nå ned til 10,1 meter. Da området ikke er dybere end ca. 12 meter og makroalger kan gå helt ned til 0,03 % af lyset, vil makroalgerne potentielt kunne vokse ned til den største dybde på 12 meter i habitatområdet, og dermed i hele området.

Table 7. Potentielle og observerede dybdegrænser for makroalger på transekt 16 (ikke fisket siden 1989) i Løgstør Bredning. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober, Nielsen et al 2002).

Potentiel dybdegrænse i meter	2007	2008	2009
Sigtdybden	3,5 m	3,9 m	4,6 m (estimat)
Observeret dybdegrænse	Ingen data	Ingen data	Ingen data
Nielsen et al., 2002 (model)	4,4	5,0	6,1
Nielsen et al., (2002) makroalgedybdegrænse = $2 \times$ ålegræssets dybdegrænse	6,2	6,8	7,9
Kompensationsdybden (1 % lys)	7,7	8,6	10,1



Figur 34. Andel af naturtype 1160, hvor der potentielt kan forekomme makroalger (rød skravering), og hvor der kan pågå fiskeri. Arealet ligger på dybder mellem 3 - 10 meter. Makroalger kan forekomme i hele området, som maksimalt er 12 m dybt. Det markerede areal udgør 150,2 km².

Fiskeplanens påvirkning af makroalgernes udbredelse

Ønsket fra fiskeriet om at fiske på dybder større end 3 meter kan påvirke forekomsten af makroalger. På Figur 34 ses andelen af naturtype 1160 (151,6 km²), hvor der potentielt kan forekomme makroalger, og hvor der er ønske om muslingefiskeri. Arealet svarer til 58 % af makroalgernes udbredelsesområde i H16.

9.5.3 Konklusion

Makroalger konkurrerer med blåmuslinger om hårdt substrat og bruger også muslingerne som substrat. Fjernes muslingeskaller og muslinger vil der også fjernes makroalger og potentielt substrat. Muslingeskrab inden for makroalgernes potentielle udbredelses område (0 – 12 meter) kan vil begrænse makroalgebestanden i sin nuværende og potentielle udbredelse. En gunstig bevaringsstatus for makroalger og dermed naturtype 1160 vil ikke kunne opnås omkring positioner med muslingeskrab inden for 0 til 12 meter.

Afskrabning af de oprindelige makroalger forøger risikoen for, at 2 invasive og hurtigtvoksende arter sargassotang og gracilaria tang overtager det hårde substrat, og derved forhindrer en genetablering af de oprindelige langsomt voksende alger i området. Muslingeskrab kan altså være fremmede for etableringen af de 2 invasive arter i området, hvoraf Sargassotang allerede er veletableret og er blevet observeret ned til 8 meters dybde i Løgstør Bredning.

9.6 *Bundfauna*

9.6.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Habitatområdet, naturtyperne og blåmuslinger

Bundfauna er et centralt element i habitattyper for naturtype 1160 og 1110 i H16. Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af bundfaunaens bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for bundfauna. 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 (Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d).

Særlige forhold som begrænser eller truer bundfaunaen i naturtype 1110 og 1160.

Basisanalysen for Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg (Miljøcenter Aalborg 2007) vurderer, at naturtype 1110 og 1160 ikke har en gunstig bevaringsstatus, da plante- og dyrelivet er i yderst ringe tilstand.

Trusler mod bundfaunaen er ifølge basisanalysen (Miljøcenter Aalborg 2007):

Skrabning efter blåmuslinger, specielt på dybder indtil 3 m i naturtype 1160 har flere kraftige konsekvenser. Den umiddelbare konsekvens, er at langt de fleste planter og dyr opfiskes eller dør. Skrabning efter blåmusling og østers, såvel i habitatområdet som uden for habitatområdet er medvirkende til at gøre vandet mere uklart i habitatområdet, og dermed forringe vilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation.

Der er endvidere en vedvarende effekt, da skaller og sten varigt fjernes fra bunden. Herved mister makroalger og dyr knyttet til fast substrat deres habitat.

9.6.2 Konsekvensvurderingens analyse

Brugen af skrabende redskaber som f.eks. en muslingeskraber, har effekt på havbunden (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 det viden grundlag der eksisterer fra Limfjorden og udenlandske undersøgelser vil danne grundlag for nærværende vurdering. I beskrivelsen af naturtype 1110 indgår, at naturtypen er påvirket af ustabile substrater og omlejringer af sedimentet. Effekten af muslingefiskeri på naturtypen 1160 kan således forventes at være ens eller større end på naturtype 1110, og konklusioner vedrørende naturtype 1160 kan antages at være konservative i forhold til naturtype 1110 i relation til muslingeskrabningens fysiske påvirkning af bundsamfund.

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 8). 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 8. Gendannelsestider af bundfauna efter sedimentudvinding i forskellige habitattyper (Newell et al., 1998).

Locality	Habitat type	Recovery time	Source
James River, Virginia	Freshwater semi-liquid muds	± 3 wk	Diaz 1994
Coos Bay, Oregon	Disturbed muds	4 wk	McCauley et al. 1977
Gulf of Cagliari, Sardinia	Channel muds	6 months	Pagliari et al. 1985
Mobile Bay, Alabama	Channel muds	6 months	Clarke et al. 1990
Chesapeake Bay	Muds-sands	18 months	Pfitzenmeyer, 1970
Goose Creek, Long Island, NY	Lagoon muds	>11 months	Kaplan et al. 1975
Klaver Bank, Dutch Sector, North Sea	Sands-gravels	1-2 yr (ex-bivalves)	van Moorsel 1994
Dieppe, France	Sands-gravels	>2 yr	Desprez 1992
Lowestoft, Norfolk, UK	Gravels	>2 yr	Kenny & Rees 1994, 1996
Dutch Coastal Waters	Sands	3 yr	de Groot 1979, 1986
Tampa Bay, Florida	Oyster shell (complete defaunation)	>4 yr	US Army Corps of Engineers 1974
Tampa Bay, Florida	Oyster shell (incomplete defaunation)	6-12 months	Conner & Simon 1979
Boca Ciega Bay, Florida	Shells-sands	10 yr	Taylor & Saloman 1968
Beaufort Sea	Sands-gravels	12 yr	Wright 1977
Florida	Coral reefs	>7 yr	Courtenay et al. 1972
Hawaii	Coral reefs	>5 yr	Maragos 1979

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 skrabbende 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 artssammensætningen i et nabo område, der er lukket for muslingefiskeri. I området, hvor der fiskes muslinger, er der ikke fisket muslinger de sidste 4 år.

En sammenligning af langtidseffekten (ca. 30 år) af muslingefiskeriet i Limfjorden (Løgstør Bredning og Nibe Bredning) viser, at den økologiske status, defineret som den standard der er udarbejdet for interkalibreringen i den Nordøstatlantiske økoregion (GIG, type NEA 1/26), er bedre for Nibe Bredning end for Løgstør

Bredning. Det ses som et udtryk for, at faunaen i Nibe Bredning generelt er mere divers og indeholder flere følsomme arter end i Løgstør Bredning (Petersen et al., 2008). Årsagen til forskellen i indekset for den økologiske status for de to bredninger er ikke entydig. Af forklaringer er bl.a. nævnt forekomsten af fiskeriintensiteten, forekomsten af iltsvind og forskel i habitater, hvad angår dybde- og bundforhold. Der er forskel på fiskeriintensiteten i de to områder. Data tilbage til 1989 viser, at der er blevet landet en betydeligt større mængde muslinger fra Løgstør Bredning end fra Nibe Bredning. Fiskeriet tillægges derfor en del af forklaringen af forskellen i DKI indekset (Petersen et al., 2008). Ud over fiskeriet vurderes det, at der er en forskel mellem områderne, der kan udgøre en del af forklaringen i forskellen i DKI indekset. I Løgstør Bredning forekommer der iltsvind, mens der i perioden 1993 – 2006 ikke har været iltsvind i Nibe Bredning (Petersen et al., 2008).

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 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”.

9.6.3 Konklusion

Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfauna. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 1-2 år i de dele af Natura 2000 området der påvirkes hyppigst af iltsvindshændelser, og påvirkningen vurderes at vare > 4 år i de områder af Natura 2000 området, der sjældent påvirkes af iltsvind. En gunstig bevaringsstatus for bundfauna og dermed naturtype 1110 og 1160 vil ikke kunne opnås på positioner, hvor der udføres muslingeskrab.

10 Bilag IV arter og andre arter

Habitatdirektivet artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV arter). Kun marsvin forekommer i perioder i Limfjorden. Muslingefiskeri (jf. fiskeplan Bilag 3) kan ikke forventes at påvirke denne art. Der vil ikke kunne forekomme bifangst af Marsvin ved muslingefiskeri. Føden består primært af fisk som torsk og sildefisk, men marsvinet tager også blæksprutter og krebsdyr. Marsvins fødegrundlag vil ikke direkte blive påvirket. Ved fiskeri med op til 20 fartøjer i samme område vurderes det, at muslingefiskeriet vil kunne forstyrre hvalerne.

Havlampret indgår i udpegningsgrundlag for H16. Et muslingefiskeri kan teoretisk set forventes at kunne påvirke havlampret. DTU Aquas forsøgsfiskerier med muslingeskraber og trawl viser dog ikke en forekomst af denne art i Løgstør Bredning (Hoffmann, 2005).

Ifølge Forvaltningsplanen for spættet sæl og gråsæl i Danmark 2005 var bestanden af spættet sæl i år 2004 på 1.690 individer i Limfjorden (Skov- og Naturstyrelsen 2005). Der er udpeget to sælreservater: Livø Tap/Blinderøn og Ejerslev Røn. Sælerne er følsomme over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni-juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning. Fiskeriet på blåmuslinger vil foregå fra september og frem og vil derfor ikke forstyrre sælerne i de vigtige perioder. Derudover sikrer dybdegrænsen for fiskeriet at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen ske i en afstand på 200-400 meter fra rev og banker NV for Livø, herunder Ejerslev Røn. Dybdeforholdene omkring Livø Tap reservatet er anderledes, men her vil reservatgrænsen sikre en afstand til rastende sæler. Fiskeriet foregår med langsomtgående fartøjer, der ikke kan forventes at forstyrre sælerne, i forhold til hurtigtgående lystfartøjer. Fisk udgør størstedelen af den spættede sæls føde, men den tager også blæksprutter og krebsdyr. Opfiskning af blåmuslinger vil således ikke påvirke spættet sæls fødegrundlag.

11 Kumulative effekter

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. Iltsvindhændelser, med massedød af blåmuslinger, er rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Løgstør 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 og Løgstør Bredning 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 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 er der overvejende sandsynlighed for, at muslingeskrab i eutrofe områder som Løgstør Bredning har en effekt på sigtddybden i området, specielt i sommerperioden.

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. Substratfjernelse som konsekvens af fiskeri med skrabende redskaber sker ikke blot ved en enkelt fiskepisode. 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.

Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for F12. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med muslingefiskeriet.

12 Muligheder for tilpasning af muslingefiskeri

12.1 Nye redskabstyper

DTU Aqua er i samarbejde med fiskeriets organisationer og DSC i gang med et udviklingsprojekt med henblik på at udvikle en mere skånsom muslingeskaber. De første pilottests viser, at det er muligt at reducere redskabsvægt, energianvendelse ved skrab, og dermed forstyrrelse af bund. Endvidere kan fangst af sediment, og dermed resuspension iforb. med fiskeri, reduceres med 50 %. Projektet vil blive afsluttet i 2010.

12.2 Prøvefiskeri

Prøvefiskeri er muslingeskab som genudsættes igen umiddelbart efter opfiskningen. Prøvefiskeri bruges i muslingefiskeriet til at vurdere mængden og størrelsessammensætningen af blåmuslingerne på bankerne før selve fiskeriet går i gang. Prøvefiskeri påvirker bunden i samme grad som almindeligt fiskeri og indgår derfor i den samlede arealmæssige påvirkning af fiskeriet. Forsøg med videokamera viser at prøvefiskeri kan udskiftes med video-monitoring af bunden, og systemet er allerede i brug af enkelte fartøjer. Videokameraet er forbundet med en monitor i styrehuset og er monteret 50 cm over bunden på en slæde, som trækkes efter båden. Systemet er nemt at håndtere og giver billeder af høj kvalitet, hvilket gør det muligt at vurdere tætheden og størrelsesfordelingen af blåmuslingerne umiddelbart på monitoren i førerhuset. Indførselen af prøvefiskeri via videokamera i stedet for muslingeskab vil eliminere den negative virkning af prøveskrab, idet bunden ikke påvirkes negativt af den lille slæde, som glider henover bunden.

12.3 Forvaltningsredskaber

Basisanalysen for Natura 2000 H16 påpeger, at eutrofiering forringer tilstanden i naturtyper i forhold til opstillede mål, og at forekomst af iltsvind udgør en trussel i forhold til at opnå målsætning for habitatområdet. I Limfjorden er det ved flere lejligheder observeret, at områder med meget tætte forekomster af muslinger kan accelerere en iltsvindssituation. Tilstedeværelsen af tætte muslingebanker vil øge bundens iltforbrug hvilket kan fremskynde udvikling af iltsvind under forhold med manglende opblanding af vandsøjlen.

Dødelighed af blåmuslinger og andre bunddyr forekommer hyppigt i forbindelse med iltsvind. Der er således rapporteret dødelighed af op til 300.000 ton blåmuslinger i hele Limfjorden. Omfattende iltsvind og massedødelighed af blåmuslinger opstår jævnligt (hver 3-5 år). Ved massedødelighed af bunddyr, herunder blåmuslinger, frigives der organisk materiale, som vil øge bundens iltforbrug yderligere. Fiskeri på muslinger fra et område med høj risiko for iltsvind kan således hindre en spredning af dette materiale, som vil kunne bidrage til en eksport af iltsvind til andre områder.

Opblandingen af vandsøjlen på lavt vand kan være højere end på dybere vand og blåmuslinger på lavt vand kan derfor forventes at bidrage mere til filtration og en forbedret sigt dybde end muslinger på dybere vand.

Forvaltningen af muslingefiskeri kan på sigt med fordel udvikles til i højere grad at anvende en rumlig forvaltning som udover at sikre en beskyttelse af arter på lavt vand optimere fiskeriudøvelsen i forhold til at:

- Muslinger fiskes fra områder, hvor der er størst risiko for at de kan bidrage til iltsvind pga. højt iltforbrug i forhold til opblandingsrater af vandsøjlen.
- Muslinger fiskes fra områder med høj risiko for dødelighed pga. iltsvind
- Muslinger fiskes primært fra dybere dele i forhold til at opretholde høj filtration og sigtedybde.

13 Referencer

- Carstensen J, Krause-Jensen D (2009) Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvende. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256.
<http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Christensen, HT; Dolmer, P. 2007. Konsekvensvurdering af blåmuslingefiskeri i Vadehavet
- Clausen, P., Laursen, K. og Petersen, K.I. (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.
- Dahllöf I, Mogensen BB, Bossi R, Jensen I, Forekomst af herbicider i Nissum Fjord, DMU rapport nr. 244.
- Dolmer P, Christoffersen M, Geitner K, og Kristensen PS. 2009. Konsekvensvurdering af muslingefiskeri i Lillebælt 2008/2009. DTU Aqua rapport.
- Dolmer, P. (2002): Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. J. Shellfish Res. 21: 529-537.
- Dolmer, P., Kristensen, P.S. & 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, M.L., Petersen, M.F., Kristensen, P.S. and Hoffmann, E. (2001): Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. Hydrobiol. 465: 115-127.
- Dolmer, P.; Kristensen, P.S.; 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.
- DTU Aqua 2006. Notat om bestandssituationen for blåmuslinger i Limfjorden og forvaltning af muslingefiskeriet. Notat fra Danmarks Fiskeriundersøgelser, 21. december 2006.
- Dyckjær, S.M., J.K. Jensen & E. Hoffmann 1995. Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Frandsen, R. and 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.
- Goss-Custard, J.D., Stillman, R.A., West, A.D., Caldow, R.W.G., Triplet, P., le V. dit Durell, S.E.A. & McCroarty, S. 2004. When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – Proc. Royal Soc. Lond. B. 271: 233-237.
- Hansen, L.C.L, Petersson, M., and Nurjaya W. 1999. Vertical sediment fluxes and wave-induced sediment resuspension in a Shallow –water Coastal lagoon. Estuaries 22: 39-46.
- Hoffmann, E. 1993. Blåmuslingebestanden i 1993. DFH-rapport 465a 1993.
- Hoffmann, E.; Dolmer, P. 2000. Effect of closed areas on the distribution of fish and benthos. ICES J. Mar. Sci. 57: 1310-1314.

- Holtegaard, LE; Gramkow, M; Petersen, JK; Dolmer, P. 2008. Biofouling og skadevoldere: Søstjerner. Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Jennings S, Kaiser M J 1998 The effects of fishery on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34: 201-352
- Jepsen, P.U. 1976. Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 10 (4): 1-23
- Krause-Jensen, D., Rasmussen, M. B., Stjernholm, M., Christensen, P. B. og Nielsen, S. L. (2008): Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA. Projektitel: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse.
- Laursen, K & Clausen P. Muslingeædende fugle og blåmuslinger i Vadehavet. Notat fra DMU 7. September 2008.
- Madsen, F.J. 1954. On the food habits of the diving ducks in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 2 (3): 157-266.
- Majland, P. (2005): Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialrapport, Århus Universitet 1-96.
- 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, L.M. & Stedmon, C.A. 2006: Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstoftilførsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Miljøcenter Aalborg (1998): Mariager Fjord, Udvikling og status 1997. Århus Amt, s. 93 (www.mariager-fjord.dk/Rapporter/status1997)
- Miljøcenter Aalborg (2007): Natura 2000-basisanalyse. Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg.
- Miljøministeriet (2009). <http://www.blst.dk/Vandmiljoeet/Hav/DanskeFarvande/Limfjorden/Togrrapporter2009.htm>
- Muslingeudvalgets Bilagsrapport 2004- Fødevareministeriet
- 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.
- 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
- 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, P.B. 2009, "Depth related changes in the reproductive capacity of the sea-grass *Zostera marina*", fremlagt ved *ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters!*, Nice, 25.1.2009 - 30.1.2009. PUBLICERET ABSTRAKT
- Ostenfeld, C.H. (1908). Ålegræssets (*Zostera marina*'s) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den danske biologiske station XVI. Centraltrykkeriet, Kjøbenhavn 1908.

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 Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. – DMU notat september 2008.

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

Petersen, J.K., Clausen, P., Josefson, A., Laursen, K., Petersen, I.K., Bassompierre, M. Konsekvensvurdering i forbindelse med kulturbanker, i Dolmer, P., Kristensen, P. S., Hoffmann, E., Geitner, K., Borgstrøm, R., Espersen, A., Petersen, J. K., Clausen, P., Bassompierre, Josefson, A., Laursen, K., Petersen, I. K., Tørring, D. & Gramskov, M. (2008). Rapport om Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua 10 – 2008.

Petraitis, P.S. & E.T. Methratta (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 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>

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

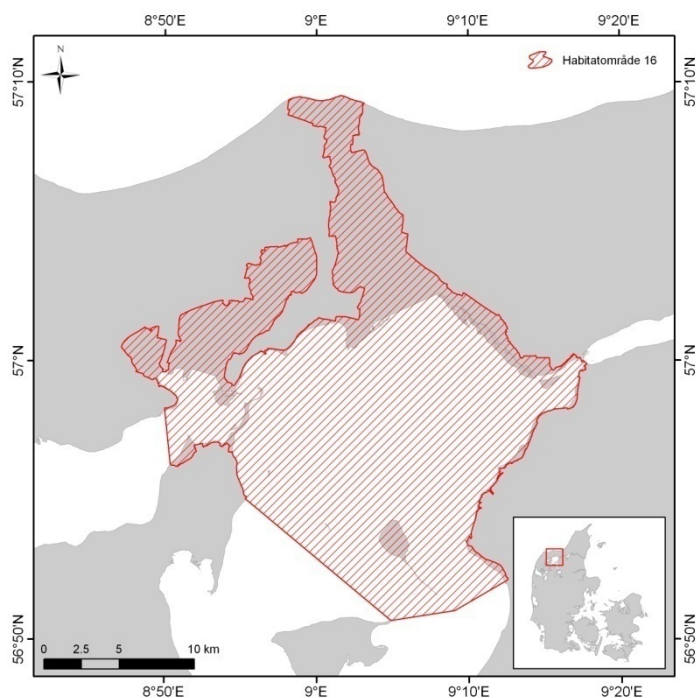
Schubert, H. & C. Schygula (2006): Ansiedlung und Produktion von Makrophyten. Riff

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

Vinther HF, Laursen JS og 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.

Bilag 1

Udpegningsgrundlag for Habitatområde 16.



Figur 35. Kortet viser, hvilket areal der er omfattet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning.

H16 Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg

- 1095 Havlampret (*Petromyzon marinus*)
- 1166 Stor vandsalamander (*Triturus cristatus cristatus*)
- 1318 Damflagermus (*Myotis dasycneme*)
- 1355 Odder (*Lutra lutra*)
- 1365 Spættet sæl (*Phoca vitulina*)
- 1110 Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand
- 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
- 2110 Forstrand og begyndende klitdannelse
- 2120 Hvide klitter og vandremiler
- 2130 * Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)
- 2140 * Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)
- 2160 Kystklitter med havtorn
- 2170 Kystklitter med gråris
- 2190 Fugtige klitlavninger
- 2250 * Kystklitter med enebær
- 3130 Ret næringsfattige søer og vandhuller med små amfibiske planter ved bredden
- 3140 Kalkrige søer og vandhuller med kransålgler
- 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
- 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
- 7220 * Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand
- 7230 Riggær
- 9110 Bøgeskove på morbund uden kristtorn
- 9160 Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund
- 9190 Stilkegeskove og -krat på mager sur bund
- 91D0 * Skovbevoksede tørvemoser
- 91E0 * Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld

Bilag 2

Udpegningsgrundlag for F12 [http://www.blst.dk/Natura2000/arter_fugle/]. Se Figur 35 for områdelokalisering.

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:

- F1: arten er opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets p.t. gældende Bilag I og yngler regelmæssigt i området i væsentligt antal, dvs. med 1% eller mere af den nationale bestand.
- F2: arten er opført på Fuglebeskyttelsesdirektivets p.t. gældende Bilag I og har i en del af artens livscyklus en væsentlig forekomst i området, dvs. for talrige arter (T) skal arten være regelmæssigt tilbagevendende og forekomme i internationalt betydende antal, og for mere fåtallige arter (Tn), hvor områder i Danmark er væsentlige for at bevare arten i dens geografiske sø- og landområde, skal arten forekomme med 1% eller mere af den nationale bestand.
- F3: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til den samlede opretholdelse af bestande af spredt forekommende arter som f.eks. Natravn og Rødrygget Tornskade.
- 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.
- F5: arten er regelmæssigt tilbagevendende og har en væsentlig forekomst i områder med internationalt betydende antal vandfugle, dvs. at der i området regelmæssigt forekommer mindst 20.000 vandfugle af forskellige arter, dog undtaget måger.
- F6: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til at opretholde artens udbredelsesområde i Danmark.
- F7: arten har en relativt lille, men dog væsentlig forekomst i området, fordi forekomsten bidrager væsentligt til artens overlevelse i kritiske perioder af dens livscyklus, f.eks. i isvintre, i fædningstiden, på trækket mod ynglestederne og lignende.

13.1 SPA 12 Løgstør Bredning, Livø, Feggesund og Skarrehage				Vejledning
Sangsvane			T	F6
Dværgterne		Y		F3
	Kortnæbbet gås		T	F4
	Pibeand		T	F4
	Hvinand		T	F4,F6
	Toppet skallesluger		T	F4

Bilag 3

DANMARKS FISKERIFORENING

- for alle Danmarks fiskere



Fiskeplan for muslingefiskeri i Løgstør bredning 2009/2010

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

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aqua's bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Løgstør Bredning i 2009 har Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening foreslået et fiskeri på 25.000 ton muslinger netto, dvs. fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller i produktionsområde 33, 34, 37, 38 og 39. Derudover ønskes der mulighed for at omplante op til 5.000 ton.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 21. september 2009 – 1. juli 2010. I perioden vil fiskeriet højst sandsynligt holde en vinterlukning i en kortere eller længere periode i tidsintervallet midt december til 1. marts.

Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening 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 Løgstør Bredning finde sted i områder, hvor tætheden af muslingerne er over 1 kg/m².

Fiskeriet af blåmuslinger til omplantning vil foregå i områder med tætheder over 2,5 kg/m², og hvor der vil være stor risiko for iltsvind, kendt fra foregående år. DTU-Aqua har udpeget 3 bokse i Bredningen, hvor tætheden af yngel er størst, og hvor der er chancer for iltsvind. Især i det mest sydlige område optræder der regelmæssigt kraftigt iltsvind. Fiskeri af muslinger til omplantning vil udføres i disse tre bokse, startende med det mest sydlige område og derefter, hvis det skønnes nødvendigt, bruges de to mindre områder også. Omplantningsfiskeriet vil kun blive udøvet på dybder over 4 meter.

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

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet på blåmuslinger i Løgstør 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 har startet et projekt, hvor der opbygges en database over fiskeriets udbredelse i Limfjorden uge for uge. I forbindelse med fiskeri af muslinger i Limfjorden bliver fartøjernes positioner registreret hver halve time. Disse informationer samt informationer om landinger bliver registreret i databasen, og vil kunne dokumentere hvor fiskeriet det pågældende år er blevet udført.

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 vand end 3 meter.

I forbindelse med fiskeri udsmitter fiskerne sten på 2-5 kilo. Foreningen Muslingeerhvervet vil i samarbejde med industrierne systematisk registrere mængden af sten, der landes fra Løgstør Bredning. Hvis denne mængde overstiger 200 ton i tilladelsesperioden, vil der for efterfølgende år blive lavet en handlingsplan i samarbejde med Miljøministeriet for genudlægning af sten.

I Løgstør Bredning er der intet overlap mellem fiskeriområdet og ålegræssets udbredelse jf. DTU-Aquas oplysninger. Ved tilvejebringelse af oplysninger omkring ålegræs på vanddybder over 3 meter, hvor fiskeri foregår, lukkes disse delområder med kasser, der omkranser ålegræssets udbredelse. Fiskeri efter muslinger kan dog slet ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra Fiskeridirektoratets side for forekomst af ålegræs i fangster.

Centralforeningen selvforvalter muslingefiskeriet, så der i områder med store forekomster af muslingeeyngel eller lav kødprocent i muslingerne (< 14 %) ikke tages åbningsprøver til kontrol af algetoxiner, så områderne således ikke åbnes for fiskeri. Ligeledes vil fiskeriet blive indstillet i områder med en iltkoncentration i fiskeområdet på mindre end 4 mg ilt pr. liter i mere end 2 uger. Desuden køres der med et rotationsfiskeri i områderne, der dels forhindrer at fiskeriindsatsen bliver samlet i mindre områder af fjorden, og dels minimerer den visuelle påvirkning ved at drive muslingefiskeri i Limfjorden. Dette rotationsfiskeri regulerer indsatsen, så der maksimalt kan være 20 fartøjer tilstede i hele Løgstør Bredning.

Overstående fiskeplan vil kun kunne gælde, hvis der som hidtil kan foregå en styring af muslingefiskeriet i Limfjorden fra Centralforeningen Limfjordens side.

Bilag 4

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 1

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., *Echiichthys 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 (*Posidonia oceanica*)

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* (*Ruppiaetea*)); *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 *Ruppia maritima*, *Potamogeton*, *Zostera* or *Chara* (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* spp., *Stratiotes aloides*, *Typha* spp.

Animals: Cnidaria- *Edwardsia ivelli*; Polychaeta- *Armandia cirrhosa*; Bryozoa- *Victorella pavidia*; Rotifera - *Brachionus* sp.; Molluscs- *Abra* sp., *Murex* sp.; Crustaceans- *Artemia* 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. Seegrasswiesen)".

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 Teil. 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.

1170Reefs

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 corallogenic 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, corallogenic 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 seafloor.
- “*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 sabelaria 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 bottoms, 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 stembund (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 Cysto-

seira 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, Gastropo-

da, 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 Nematoda, 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 offshores 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.

DTU Aqua-rapportindex

Denne liste dækker rapporter udgivet i indeværende år samt de foregående to kalenderår. Hele listen kan ses på DTU Aquas hjemmeside www.aqua.dtu.dk, hvor rapporterne findes som pdf-filer.

- Nr. 169-07 Produktion af blødskallede strandkrabber i Danmark - en ny marin akvakulturproduktion. Knud Fischer, Ulrik Cold, Kevin Jørgensen, Erling P. Larsen, Ole Saugmann Rasmussen og Jens J. Sloth.
- Nr. 170-07 Den invasive stillehavsøsters, *Crassostrea gigas*, i Limfjorden - inddragelse af borgere og interessenter i forslag til en forvaltningsplan. Helle Torp Christensen og Ingrid Elmedal.
- Nr. 171-07 Kystfodring og kystøkologi - Evaluering af revlefodring ud for Fjaltring. Josianne Støttrup, Per Dolmer, Maria Røjbek, Else Nielsen, Signe Ingvarsdén, Per Sørensen og Sune Riis Sørensen.
- Nr. 172-07 Løjstrup Dambrug (øst) - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 173-07 Tingkær vad Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 174-07 Abildtrup Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen, Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 175-07 Nørå Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen, Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 176-07 Rens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 1. måleår af monitoringsprojektet. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 177-08 Implementering af mere selektive og skånsomme fiskerier – konklusioner, anbefalinger og perspektivering. J. Rasmus Nielsen, Svend Erik Andersen, Søren Eliassen, Hans Frost, Ole Jørgensen, Carsten Krog, Lone Grønbæk Kronbak, Christoph Mathiesen, Sten Munch-Petersen, Sten Sverdrup-Jensen og Niels Vestergaard.

- Nr. 178-08 Økosystemmodel for Ringkøbing Fjord - skarvbestandens påvirkning af fiskebestandene. Anne Johanne Dalsgaard, Villy Christensen, Hanne Nicolajsen, Anders Koed, Josianne Støttrup, Jane Grooss, Thomas Bregnballe, Henrik Løkke Sørensen, Jens Tang Christensen og Rasmus Nielsen.
- Nr. 179-08 Undersøgelse af sammenhængen mellem udviklingen af skarvkolonien ved Toftesø og forekomsten af fladfiskeyngel i Ålborg Bugt. Else Nielsen, Josianne Støttrup, Hanne Nicolajsen og Thomas Bregnballe.
- Nr. 180-08 Kunstig reproduktion af ål: ROE II og IIB. Jonna Tomkiewicz og Henrik Jarlbæk.
- Nr. 181-08 Blåmuslinge- og stillehavsøstersbestandene i det danske Vadehav 2007. Per Sand Kristensen og Niels Jørgen Pihl.
- Nr. 182-08 Kongeåens Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra 1. måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 183-08 Taskekrabben – Biologi, fiskeri, afsætning og forvaltningsplan. Claus Stenberg, Per Dolmer, Carsten Krog, Siz Madsen, Lars Nannerup, Maja Wall og Kerstin Geitner.
- Nr. 184-08 Tvilho Dambrug – et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra 1. måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 185-08 Erfaringsopsamling for muslingeopdræt i Danmark. Helle Torp Christensen, Per Dolmer, Hamish Stewart, Jan Bangsholt, Thomas Olesen og Sisse Redeker.
- Nr. 186-08 Smoltudvandring fra Storå 2007 samt smoltdødelighed under udvandringen gennem Felsted Kog og Nissum Fjord. Henrik Baktoft og Anders Koed.
- Nr. 187-08 Tingkæravad Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 188-08 Ejstrupholm Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.

- Nr. 189-08 The production of Baltic cod larvae for restocking in the eastern Baltic. RESTOCK I. 2005-2007. Josianne G. Støttrup, Julia L. Overton, Sune R. Sørensen (eds.)
- Nr. 190-08 User's manual for the excel application "TEMAS" or "Evaluation Frame". Per J. Sparre.
- Nr. 191-08 Evaluation Frame for Comparison of Alternative Management Regimes using MPA and Closed Seasons applied to Baltic Cod. Per J. Sparre.
- Nr. 192-08 Assessment of Ecosystem Goods and Services provided by the Coastal Zone System Limfjord. Anita Wiethüchter.
- Nr. 193-08 Modeldambrug under forsøgsordningen. Faglig slutrapport for "Måle- og dokumentationsprojekt for modeldambrug". Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Susanne Boutrup, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen, Anne Johanne Tang Dalsgaard og Karin Suhr.
- Nr. 194-08 Omsætning af ammonium-kvælstof i biofiltre på Modeldambrug. Karin Isabel Suhr, Per Bovbjerg Pedersen, Lars M. Svendsen, Kaare Michelsen og Lisbeth Jess Plesner.
- Nr. 195-08 Fangst, opbevaring og transport af levende danske jomfruhummere (*Nephrops norvegicus*). Preben Kristensen og Henrik S. Lund.
- Nr. 196-08 Udsætning af geddeyngel som bestandsophjælpning i danske brakvandsområder – effektvurdering og perspektivering. Lene Jacobsen, Christian Skov, Søren Berg, Anders Koed og Peter Foged Larsen.
- Nr. 197-08 Manual to determine gonadal maturity of herring (*Clupea harengus* L) Rikke Hagstrøm Bucholtz, Jonna Tomkiewicz og Jørgen Dalskov.
- Nr. 198-08 Can alerting sounds reduce bycatch of harbour porpoise? Lotte Kindt-Larsen.
- Nr. 199-08 Udvikling af produktionsmetoder til intensivt opdræt af sandartyngel. Svend Steinfeldt og Ivar Lund.
- Nr. 200-08 Opdræt af tunge (*Solea solea*) - undersøgelse af mulighederne for kommercialisering. Per Bovbjerg Pedersen, Ivar Lund, Svend Jørgen Steinfeldt, Julia Lynne Overton og Mads Nunn.
- Nr. 201-08 Produktion af vandlopper til anvendelse ved opdræt af marin fiskeyngel. Svend Steinfeldt.
- Nr. 202-09 Vurdering af markedsudsigter for akvakulturproduktion i Danmark. Erling P. Larsen, Jens Henrik Møller, Max Nielsen og Lars Ravensbeck.

- Nr. 203-09 Løjstrup Dambrug (øst) - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 204-09 Final Report of Fully Documented Fishery. Jørgen Dalskov and Lotte Kindt-Larsen.
- Nr. 205-09 Registrering af fangster i de danske kystområder med standardredskaber fra 2005-2007. Nøglefiskerrapporten 2005-2007. Claus R. Sparrevohn, Hanne Nicolajsen, Louise Kristensen og Josianne G. Støttrup.
- Nr. 206-09 Abildtrup Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 207-09 Nørå Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 208-09 Rens Dambrug - et modeldambrug under forsøgsordningen. Statusrapport for 2. måleår af monitoringsprojektet med væsentlige resultater fra første måleår. Lars M. Svendsen, Ole Sortkjær, Niels Bering Ovesen, Jens Skriver, Søren Erik Larsen, Per Bovbjerg Pedersen, Richard Skøtt Rasmussen og Anne Johanne Tang Dalsgaard.
- Nr. 209-09 Konsekvensvurdering af fiskeri på europæisk østers i Nissum Bredning 2008. Per Dolmer, Helle Torp Christensen, Kerstin Geitner, Per Sand Kristensen og Erik Hoffmann.
- Nr. 210-09 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2008/2009. Per Dolmer, Helle Torp Christensen, Per Sand Kristensen, Erik Hoffmann og Kerstin Geitner.
- Nr. 211-09 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2008/2009. Per Dolmer, Helle Torp Christensen, Per Sand Kristensen, Erik Hoffmann og Kerstin Geitner.
- Nr. 212-09 Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. Per Dolmer, Per Sand Kristensen, Erik Hoffmann, Kerstin Geitner, Rasmus Borgstrøm, Andreas Espersen, Jens Kjerulf Petersen, Preben Clausen, Marc Bassompierre, Alf Josefson, Karsten Laursen, Ib Krag Petersen, Ditte Tørring og Mikael Gramkow.

- Nr. 213-09 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2008/2009.
Per Dolmer, Mads Christoffersen, Kerstin Geitner og Per Sand Kristensen.
- Nr. 214-09 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning
2009/2010. Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mette Blæsbjerg, Per Sand
Kristensen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen og Nina Holm.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Jægersborg Allé 1
2920 Charlottenlund
Tlf: 33 96 33 00
Fax: 33 96 33 33

www.aqua.dtu.dk