

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2011

Poulsen, Louise K.; Christoffersen, Mads; Kristensen, Per Sand; Dolmer, Per; Aabrink, Morten; Kindt-Larsen, Lotte; Dinesen, Grete E.; Holm, Nina

Publication date:
2010

Document Version
Også kaldet Forlagets PDF

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Poulsen, L. K., Christoffersen, M. O., Kristensen, P. S., Dolmer, P., Aabrink, M., Kindt-Larsen, L., ... Holm, N. (2010). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2011. Charlottenlund: DTU Aqua. Institut for Akvatiske Ressourcer. (DTU Aqua-rapport; Nr. 231-2010).

DTU Library

Technical Information Center of Denmark

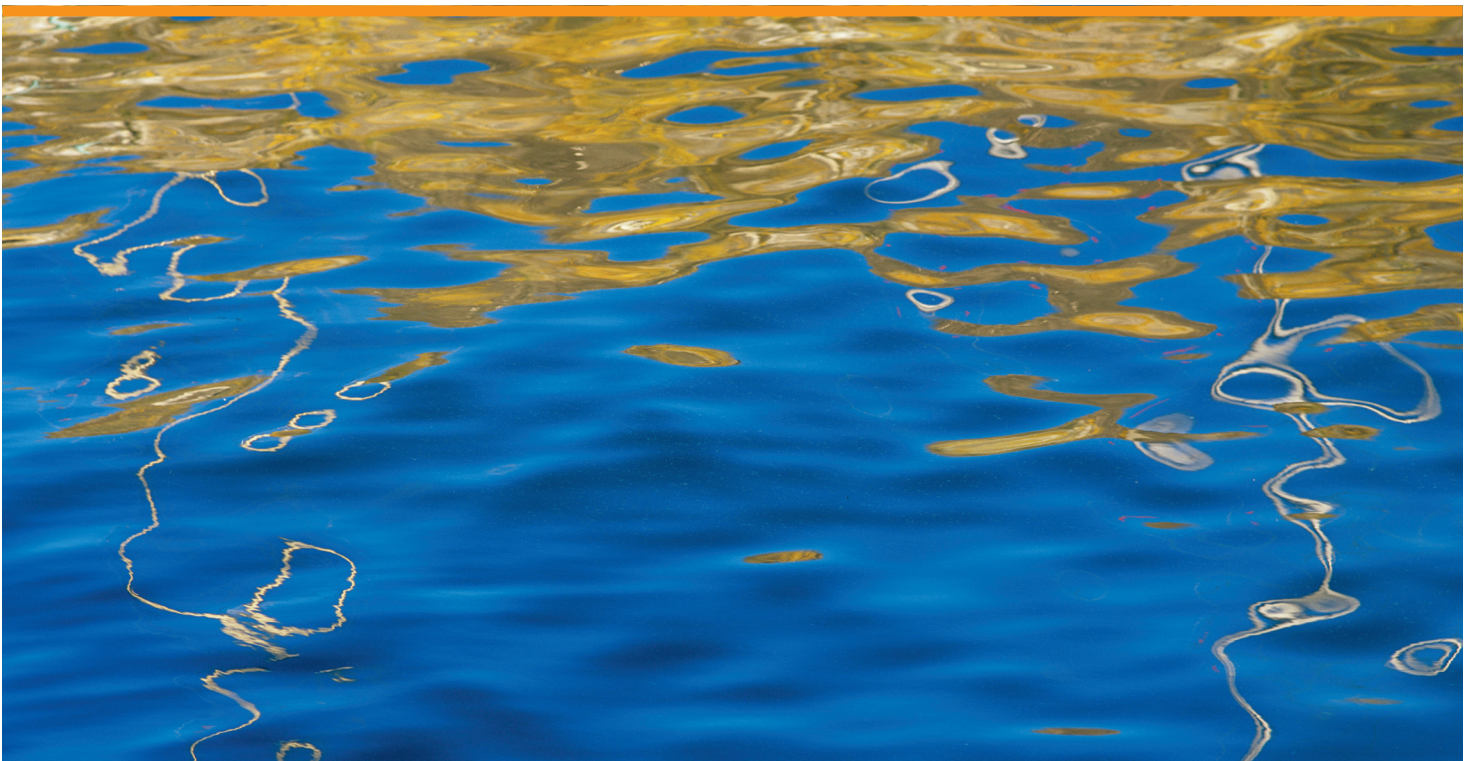
General rights

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 Lillebælt 2011



DTU Aqua-rapport nr. 231-2010

Af Louise K. Poulsen, Mads Christoffersen,
Per Sand Kristensen, Per Dolmer, Morten
Aabrink, Lotte Kindt-Larsen, Grete Elisabeth
Dinesen og Nina Holm

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2011

DTU Aqua-rapport nr. 231-2010

Louise K. Poulsen, Mads Christoffersen, Per Sand Kristensen, Per Dolmer, Morten Aabrink, Lotte Kindt-Larsen, Grete Elisabeth Dinesen og Nina Holm

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ AF KONSEKVENSVURDERINGEN	5
1.1	Konsekvensvurderingens omfang	5
1.2	Fiskeplan for 2011	6
1.3	Areal der direkte påvirkes af fiskeriet	6
1.4	Arealet af naturtypen der forventes fiskes på jf. Fiskeplan	6
1.5	Fiskeplanens påvirkning i forhold til Fuglebeskyttelsesområde og habitatområde	7
1.6	Kumulative effekter	14
2	INDLEDNING	15
2.1	Resume af fiskeplan fra fiskeriets organisationer	17
3	GENERELT OM LILLEBÆLT	18
3.1	Forvaltningen af muslingefiskeriet	19
4	DATAGRUNDLAG FOR KONSEKVENSANALYSEN	19
4.1	Iltforhold	20
4.2	Sigtdybde	21
4.3	Ålegræs	22
4.4	Makroalger	24
4.5	Udviklingen af blåmuslingebestanden i Lillebælt	25
5	FISKERI I LILLEBÆLT I PERIODEN 1994-2010	29
6	PÅVIRKET AREAL	31
7	FUGLEBESKYTTELSESOMRÅDE F47	32
7.1	Fødegrundlag for muslingespisende fugle	33
7.2	Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle	35
7.3	Påvirkning af fødegrundlag for plantespisende fugle	35
7.4	Forstyrrelse af fugle	35
7.5	Kumulative effekter	35
7.6	Konklusion	36
8	HABITATOMRÅDE H96	36

8.1	Ophvirvling af bundsediment og Sigtdybde	37
8.2	Påvirkning af substrat	39
8.3	Muslingebestanden	41
8.4	Ålegræs	42
8.5	Makroalger	49
8.6	Bundfauna	55
9	BILAG IV ARTER OG ANDRE ARTER	59
9.1	Fisk	59
9.2	Marsvin	60
9.3	Sæler	62
10	KUMULATIVE EFFEKTER	64
11	MULIGHEDER FOR TILPASNING AF MUSLINGEFISKERI	65
11.1	Nye redskabstyper	65
11.2	Prøvefiskeri	65
12	REFERENCER	66
BILAG 1		70
BILAG 2		71
BILAG 3		72
BILAG 4		74

1 Resumé af konsekvensvurderingen

1.1 Konsekvensvurderingens omfang

Område	Beskyttelser	Naturtyper og fuglebeskyttelser
Lillebælt	Habitatområde 96 (H96) Fuglebeskyttelsesområde 47 (F47)	1110 Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af vand 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe 1150 Kystlaguner og strandsøer 1160 Større lavvandede bugter og vige 1170 Rev Fugle: Ederfugl Bjergand Hvinand Sangsvane Havørn Toppet skallesluger Dværgterne Havterne Fjordterne (Kun marine arter er medtaget) Fisk: Havlampret Stavsild Majsild Snæbel Pattedyr: Grå sæl Spættet sæl Marsvin

Naturtypen Rev (1170) indgår i udpegningsgrundlaget for H96. Der er ikke udarbejdet arealmæssige afgrænsninger af biogene rev, som indgår i naturtypen Rev (1170), se Bilag 4. I konsekvensvurderingen indgår en generel vurdering af muslingefiskeriets effekt på biogene rev.

1.2 Fiskeplan for 2011

Produktionsområde	Muslingefangst	Muslingetæthed ved fiskeri pågår	Dybdegrænse for fiskeri (m)	Prøvefiskeri i forhold til fiskernes identifikation af egnede fiskepladser
74-76	14.000 ton	>1,5 kg m ⁻²	4-13 m	1 % af skrab

Konsekvensvurderingen omhandler alene konsekvenserne af muslingefiskeriet beskrevet i Fiskeplanen (Bilag 3) udarbejdet af Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening. Der er således ikke tale om en generel konsekvensvurdering af muslingefiskeri i Lillebælt, men alene en vurdering af effekten af fiskeriet beskrevet i Fiskeplanen. Fiskeplanen angiver at der vil blive fisket på naturtyperne 1110, 1160, og 1170.

1.3 Areal der direkte påvirkes af fiskeriet

Muslingefangst	Muslingetæthed ved fiskeri	Biomasse tæthed ved >1,5 kg m ⁻²	Areal direkte påvirket ved 50 % skrabeeffektivitet	Andel af marine del af Natura 2000 området der påvirkes direkte
14.000 konsummuslinger	>1,5 kg m ⁻²	2,5 kg m ⁻²	11,2 km ²	4 %

Arealet, der direkte påvirkes af muslingefiskeriet, er beregnet ud fra gennemsnitsbiomassen af muslinger i området, hvor fiskeri planlægges gennemført jf. fiskeplanen, og under antagelse af, at muslingeskraberen som anvendes ved fiskeriet har en fangsteffektivitet på 50 % (dvs. tilbageholder halvdelen af de muslinger skraberen kommer i kontakt med). I beregningen indgår ikke evt. prøvefiskeri.

1.4 Arealet af naturtypen der forventes fiskes på jf. Fiskeplan

Naturtype	Areal af H96 km ²	Areal af H96 4-13 m km ² (%)	Fiskeri på 4-13 m og større biomasse end >1,5 kg m ⁻² km ² (%)
1110	88,8	25,3 (29 %)	4,6 (5 %)
1140	1,4	0	0
1150	7,2	0	0
1160	162,6	96,6 (59 %)	19,3 (12%)
1170	24,2	16,6 (69 %)	2,4 (10%)

Beregningerne angiver, hvor store arealer der kan forventes fisket på jf. Fiskeplanen hvor der opereres med et fiskeri af 14.000 ton konsummuslinger på 4-13 meters dybde, og hvor fiskeriet er begrænset til biomassetætheder >1,5 kg m⁻².

1.5 Fiskeplanens påvirkning i forhold til Fuglebeskyttelsesområde og habitatområde

Beskyttede fugle	
Fuglearter, der indgår i konsekvensvurderingen	Ederfugl Bjergand Hvinand Sangsvane Havørn Toppet skallesluger Dværgterne Havterne Fjordterne (Kun marine arter er medtaget)
Mængde af muslinger til rådighed for muslinge- spisende fuglearter	82.000 ton blåmuslinger (45 % af samlet muslingebestand)
Fiskespisende arter (havørn, toppet skallesluger, dværgterne, havter- ne, fjordterne)	Der er observeret en meget begrænset bifangst af større fladfisk i forbindelse med blåmuslingefiskeri. Der er ikke observeret bifangst af mindre pelagiske eller bundlevende fiskearter. Derfor vurderer DTU Aqua at blåmuslingefiskeri ikke direkte vil påvirke forekomst af fødegrundlaget for fiskespisende fugle. Blåmuslingefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Dog vil muslingefiskeriet foregå på et begrænset areal (4 %) af H96 fordelt på flere måneder. Derfor forventer DTU Aqua ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på de fiskespisende fuglearters fødegrundlag i Lillebælt.
Planteædende fugle (Sangsvane)	Muslingefiskeri vil ikke fjerne ålegræs på dybder, hvor arten har adgang til ålegræs (0-2 m).
Forstyrrelse	Seks fartøjer deltager i fiskeriet, og de forventes ikke, at forstyrre de fugle, der indgår i udpegningsgrundlag.
Konklusion vedrørende beskyttede fugle	I udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområdet i Lillebælt indgår ni marine arter. Hvinand, bjergand og ederfugl æder muslinger og skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 82.000 ton blåmuslinger og svarende til 45 % af den totale biomasse. DTU Aqua vurderer at fødegrundlaget for fiskespisende arter (havørn, toppet skallesluger, dværgterne, havterne, fjordterne) ikke direkte vil blive påvirket ved blåmuslingefiskeri. Muslingefiskeriet foregår på et meget begrænset areal (4%), og derfor forventes det ikke at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på de fiskespisende fugles fødegrundlag i Lillebælt. Planteædende fugle (sangsvane) forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybder, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri.

<p><i>Ophvirvling af sediment og sigtdybde</i></p> <p>Sigt dybde 2010</p> <p>Konklusion vedrørende ophvirvling af sediment og sigt dybde</p>	<p>5 - 6 meter</p> <p>Sigt dybden har ligget relativt konstant omkring 6-8 meter i området siden 1995. Dog er sigt dybden de senere år faldet til under 6 meter på de to stationer, hvor der stadig prøvetages. Muslinger er vigtige filtratorer, dog vil opfiskning af 14.000 ton blåmuslinger ikke have en betydning for sigt dybden i Natura 2000 området, hvor bestanden i 2010 ligger på 181.000 ton fiskbare muslinger (>5 cm) med et stort filtrationspotential. I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. I 2010 er 52 % af fiskeriet pågået i maj, september og oktober, hvor den vindinducerede resuspension er relativt lav. Lillebælt er kendetegnet af høje strømhastigheder og faner af resuspenderet organisk materiale må derfor formodes ført bort af strømmen relativt hurtigt, selv i sommermånederne hvor den vindinducerede resuspension er lavest. Ifølge fiskeplan for fiskeri i Natura 2000 området i Lillebælt vil maksimalt seks fartøjer kunne fiske i et produktionsområde samtidig. Det ansøgte fiskeri på 14.000 ton vil kunne fiskes på et relativt lille areal af H96 (4 %) med den nuværende bestandstæthed af fiskbare muslinger. DTU Aqua vurderer derfor, at fiskeriet ikke kan forventes at have en betydende effekt på sigt dybden i habitatområdet i Lillebælt (H96) i 2011. Der kan dog lokalt forekomme en forringelse i sigt dybden i området lige omkring fiskeriet. Denne forringelse vil dog være kortvarig og forventes ikke at påvirke flora og fauna i væsentligt omfang.</p>
---	---

<p><i>Sten og andet substrat</i></p>	<p>Basisanalysen: Ifølge Basisanalysen for H96, udarbejdet af Fyns Amt, 2006, har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at ålegræsbestanden er i tilbagegang pga. eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarligestoffer, marin akvakultur. Basisanalysen vurderer ikke betydningen af fjernelse af substrat fra H96.</p> <p>DTU Aqua: Registreringer fra 2010 viser, at omfanget af landinger af sten samlet er 3.370 kg i produktionsområde 74 og 76. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere udbredelse af makroalger og bunddyr, som lever fasthæftet på stenene eller mere mobilt mellem stenene. Fjernelse af sten reducerer kompleksiteten i naturtyperne. Naturtypen rev (1170) er udlagt på baggrund af forekomsten af sten. Denne naturtype er derfor særligt sårbar overfor fjernelse af hårdt substrat, som vil true naturtypens integritet.</p>
--------------------------------------	--

Muslingebestanden	
Produktionsområde	74-76
Fiskbar bestand ¹	181.000 ton
Planlagt fisket mængde ifølge fiskeplan	14.000 ton
Total blåmuslingebestand > 3 meters dybde	181.000 ton
Fiskeri i % af total bestand	8 %
Fiskeri i % af fiskbar bestand ¹	8 %
Fiskeri i % af muslingeproduktion	19 %
Konklusion vedrørende muslingebestanden	Det planlagte fiskeri af blåmuslinger vil fjerne 8 % af bestanden. Bestanden af blåmuslinger udgør i 2010 181.000 ton, hvilket er en stigning på 17 % i forhold til 2008. Produktionen af muslinger udgør 40 % af biomassen og fiskeriet vil fjerne ca. 19 % af produktionen. Det vurderes, at det planlagte fiskeri, sammenholdt med de tidligere års fiskeri ikke vil have en betydende påvirkning på forekomsten af blåmuslinger i naturtyperne.

¹ Den fiskbare bestand udgør mængden af konsummuslinger (> 5 cm), hvor andelen af undermålsmuslinger er under 1 %.

Ålegræs	
Habitattype for naturtype	1110 og 1160
Potentiel udbredelse (ekstrapoleret fra forholdet mellem sigtdybde og ålegræssets dybdegrænse)	0 - 6,6 m
Observeret udbredelse i Natura 2000 området	0 – 5,5 m (perioden 2000-2010)
Forekomst	Spredt
Genoprettelsestid efter skrab	5 til >20 år
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af potentiel udbredelse i Lillebælt ²	4 - 6,6 m ~ 29,3 km ² = 30 % af potentielt udbredelsesområde i naturtype 1110 og 1160
Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af observeret udbredelse i Lillebælt ²	4 - 5,1 m ~ 14,3 km ² = 18 % af observeret udbredelsesområde i naturtype 1110 og 1160
Konklusion vedrørende ålegræs	<p>Basisanalysen: Ifølge Basisanalysen for H96, udarbejdet af Fyns Amt, 2006, har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at ålegræsbestanden er truet pga. eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarlige stoffer og marin akvakultur.</p> <p>DTU Aqua: Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte forekomster af ålegræs kan ikke forventes at forekomme, idet skraberens 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 vil hæmme nyetableringen og spredningen 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. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede dybdeudbredelse i 2010 og potentielle dybdeudbredelse i 2011 på henholdsvis 5,1 og 6,6 meter vil reducere ålegræssets arealmæssige udbredelse, og forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse indenfor naturtype 1110 og 1160 i Lillebælt.</p>

² Areal er baseret på, at fiskeri kun pågår på dybder mellem 4 og 13 meter, men ikke at fiskeri kun vil pågå hvor bestand >1,5 kg m⁻².

<p>Makroalger</p> <p>Habitattype for naturtype</p> <p>Potentiel udbredelse</p> <p>Observeret udbredelse</p> <p>Forekomst</p> <p>Genoprettelsestid efter skrab</p> <p>Fiskeplanens arealmæssige påvirkning af potentiel udbredelse i Lillebælt^{3*}</p>	<p>1160 og 1170</p> <p>> 14 m</p> <p>14 m</p> <p>Spredt</p> <p>>5 år - er irreversibel hvis sten fjernes</p> <p>1160: 4 - 13 m ~ 96,6 km² = 87 % af potentielt/observeret udbredelsesområde i naturtypen</p> <p>1170: 4 - 13 m ~ 16,6 km² = 70 % af potentielt/observeret udbredelsesområde i naturtypen</p>
<p>Konklusion vedrørende makroalger</p>	<p>Basisanalysen: Ifølge Basisanalysen for H96, udarbejdet af Fyns amt, 2006, har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at makroalgebestanden er truet pga. eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarlige stoffer, marin akvakultur, og invasive arter.</p> <p>DTU Aqua: Makroalger konkurrerer med blåmuslinger om hårdt substrat og bruger også muslingerne som substrat. Fjernes muslingeskaller og muslinger, vil der altså også blive fjernet makroalger og potentielt substrat. Muslingskrab inden for makroalgernes potentielle udbredelses område (0 til >14 meter) vil derfor begrænse makroalgebestanden i sin nuværende og potentielle udbredelse. Fjernelse af makroalgernes substrat (sten) i forbindelse med fiskeri er en irreversibel fjernelse af makroalger. Afskrabning af de oprindelige makroalger forøger risikoen for, at de to invasive og hurtigt voksende arter sargassotang og gracilaria tang overtager det hårde substrat, og derved forhindrer en genetablering af de oprindelige langsomt voksende alger i området. Muslingskrab kan altså være fremmede for etableringen af de to invasive arter i området. Ingen af de to invasive arter er endnu blevet observeret i området.</p> <p>Naturtypen Rev (1170) er særligt sårbar overfor fiskeri med skrabende redskaber, da substratet fjernes eller udjævnes, og da der forekommer langsomtvoksende makroalgearter med et lille spredningspotentiale.</p>

³ Areal er baseret på, at fiskeri kun pågår på dybder mellem 4 og 13 meter, men ikke at fiskeri kun vil pågå hvor bestand > 1,5 kg m⁻². *Det potentielle og observerede udbredelsesområde er det samme for makroalger.

<p>Bundfauna</p> <p>Forekomst</p> <p>Fiskeplanens arealmæssige påvirkning⁴</p> <p>Genoprettelsestid for dyresamfund</p> <p>Konklusion vedrørende bundfauna</p>	<p>Naturtype 1110, 1160, 1170</p> <p>Fiskeri vil foregå i 4-13 m, svarende til: 1110: 29 % af bundfaunaens potentielle udbredelsesområde i naturtypen. 1160: 59 % af bundfaunaens potentielle udbredelsesområde i naturtypen. 1170: 69 % af bundfaunaens potentielle udbredelsesområde i naturtypen.</p> <p>>4 år i områder uden iltsvindspåvirkning 1110 og 1160 > 5-7 år for 1170</p> <p>Basisanalysen: Ifølge Basisanalysen for H96, udarbejdet af Fyns amt, 2006, har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at bundfaunaen er i tilbagegang pga. eutrofiering, iltsvind, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarlige stoffer, marin akvakultur og invasive arter.</p> <p>DTU Aqua: Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen, hvor fiskeriet pågår på 4-13 meters dybde. I Lillebælt vurderes effekten af muslingefiskeri at være >4 år på naturtype 1110 og 1160 og >5-7 år for 1170. Naturtypen Rev 1170 er særligt sårbar overfor fiskeri med skrabende redskaber, da substratet fjernes og udjævnes og der kan forekomme langsomtvoksende bundfaunaarter med et lille spredningspotentiale, nogle arter kan forsvinde helt.</p>
---	--

<p>Særligt beskyttede arter</p> <p>Havlampret, stavsild, majsild, snæbel</p>	<p>Hverken stavsild, majsild eller snæbel forekommer i Lillebæltsområdet. DTU Aqua forventer ikke en betydende effekt af muslingeskrab på udbredelsen af og fødegrundlaget for havlampret, stavsild, majsild eller snæbel i Lillebælt.</p> <p>Muslingefiskeriet påvirker ikke havlampret, stavsild, majsild eller snæbel direkte, idet der ikke er observeret bifangst af disse arter i</p>
---	---

⁴ Arealet er baseret på at fiskeriet kun pågår dybere mellem 4-13 meter, men ikke at fiskeri kun vil pågå hvor bestand > 1,5 kg m⁻².

<p>Gråsæl, spættet sæl</p>	<p>muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundlaget, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 14.000 ton, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lillebælt fiskes i 4 % af habitatområdet og disse 4 % er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri på 14.000 ton muslinger ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for fiskearterne i Lillebælt (H96).</p> <p>DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri på 14.000 ton fordelt på seks fartøjer i habitatområdet i Lillebælt ikke vil have en betydende effekt på bestanden af havlampret, stavsild, majsild eller snæbel i H96.</p> <p>Sæler forekommer kun sporadisk i Lillebælt. Muslingefiskeriet forventes ikke at påvirke sælerne direkte, idet der ikke forekommer bifangst af sæler i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på sælernes fødegrundlag, idet bifangst af fisk er meget begrænset i muslingefiskeriet. Indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Fødegrundlaget for sælerne i Lillebælt er ukendt. Sæler er generalister med et bredt fødevalg. Under hensyntagen til, at muslingefiskeriet vil foregå på et begrænset areal (4 %) af H96 fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Lillebælt. Muslingefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige tætte skibstrafik i området. Bifangst af sæler i garn- og rusefiskeriet i området bidrager ligeledes til den kumulative forstyrrelse af bestanden i habitatområdet.</p> <p>DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri på 14.000 ton fordelt på seks fartøjer i habitatområdet i Lillebælt ikke vil have en betydende effekt på sælbestanden i området.</p>
<p>Marsvin</p>	<p>Der forekommer marsvin i habitatområdet i Lillebælt hele året. Muslingefiskeriet forventes ikke at påvirke marsvin direkte, idet der ikke forekommer bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundlaget, idet bifangst af fisk er meget begrænset i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Fødegrundlaget for marsvin i de indre danske farvande består af 79 til 82 % bundlevende fisk, herunder torsk som er kvotereguleret. Dvs. der er taget hensyn til marsvინenes fødebehov i kvoten. Et muslingefiskeri på 14.000 ton, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lillebælt fiskes i 4 % af</p>

<p><i>Forstyrrelse af fugle</i></p> <p><i>Forstyrrelse af havpattedyr</i></p>	<p>reducere kompleksiteten i naturtyperne, hvilket kan have betydning for samspillet mellem en række arter og naturtypernes integritet på længere sigt.</p> <p>Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for F47. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med forstyrrelse fra muslingefiskeriet.</p> <p>Muslingefartøjerne bidrager med en lille andel til den kumulative forstyrrelse af marsvin og sæler i habitatområdet i forbindelse med skibstrafikken i området. Den kumulative forstyrrelse af havpattedyrene i området omfatter samlet forstyrrelse fra den tætte skibstrafik og risikoen for bifangst i forbindelse med garn- og rusefiskeri i området.</p>
---	--

2 Indledning

Store dele af produktionsområderne 74 og 76, og i mindre grad produktionsområde 77 og 78 i Lillebælt er udpeget som Natura 2000 område 112 (Figur 1). Natura 2000 området indeholder et Fuglebeskyttelsesområde (F47) og et Habitatområde (H96). I Habitatområdet indgår fem marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder 1110 Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af vand, 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe, 1150 Kystlaguner og strandsøer, 1160 Større lavvandede bugter og vige og 1170 Rev (Figur 1). Naturtyperne Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) og Kystlaguner og strandsøer (1150) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at der ikke vil være en påvirkning af muslingefiskeri. Disse naturtyper inddrages derfor ikke nærmere i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen Rev (1170) indgår i udpegningsgrundlaget. Der er ikke udarbejdet arealmæssig afgrænsning af naturtypen biogene rev, og i konsekvensvurderingen præsenteres en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev (Afsnit 8.2.5).

I perioden 2005-2009 er der i produktionsområderne 74 og 76 i Lillebælt landet henholdsvis 2.700 ton i 2007 og 5.500 ton i 2009, se Tabel 1. De øvrige år er der ikke landet muslinger i området.

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet med henblik på at afdække, hvilke effekter et fiskeri af blåmuslinger vil have på Natura 2000 området i Lillebælt, specifikt i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for F47 og H96 og i forhold til den Fiskeplan for muslingefiskeriet, der er udarbejdet af Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening (Bilag 3). Ifølge Fiskeplanen ønsker fiskeriets organisationer et fiskeri, hvor der fra Natura 2000 området opfiskes 14.000 ton blåmuslinger til konsum (skallængde >5 cm) fra bestande i området, der har større biomassetæthed end 1,5 kg m⁻². Selve konsekvensvurderingen forholder sig specifikt til fiskeriet, sådan som det er udlagt i Fiskeplanen. Konsekvensvurderingen af Fiskeplanen er en videnskabelig proces, der udelukkende er udført af DTU Aqua på baggrund af tilgængelig data og undersøgelser.

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 udpegnings- 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.

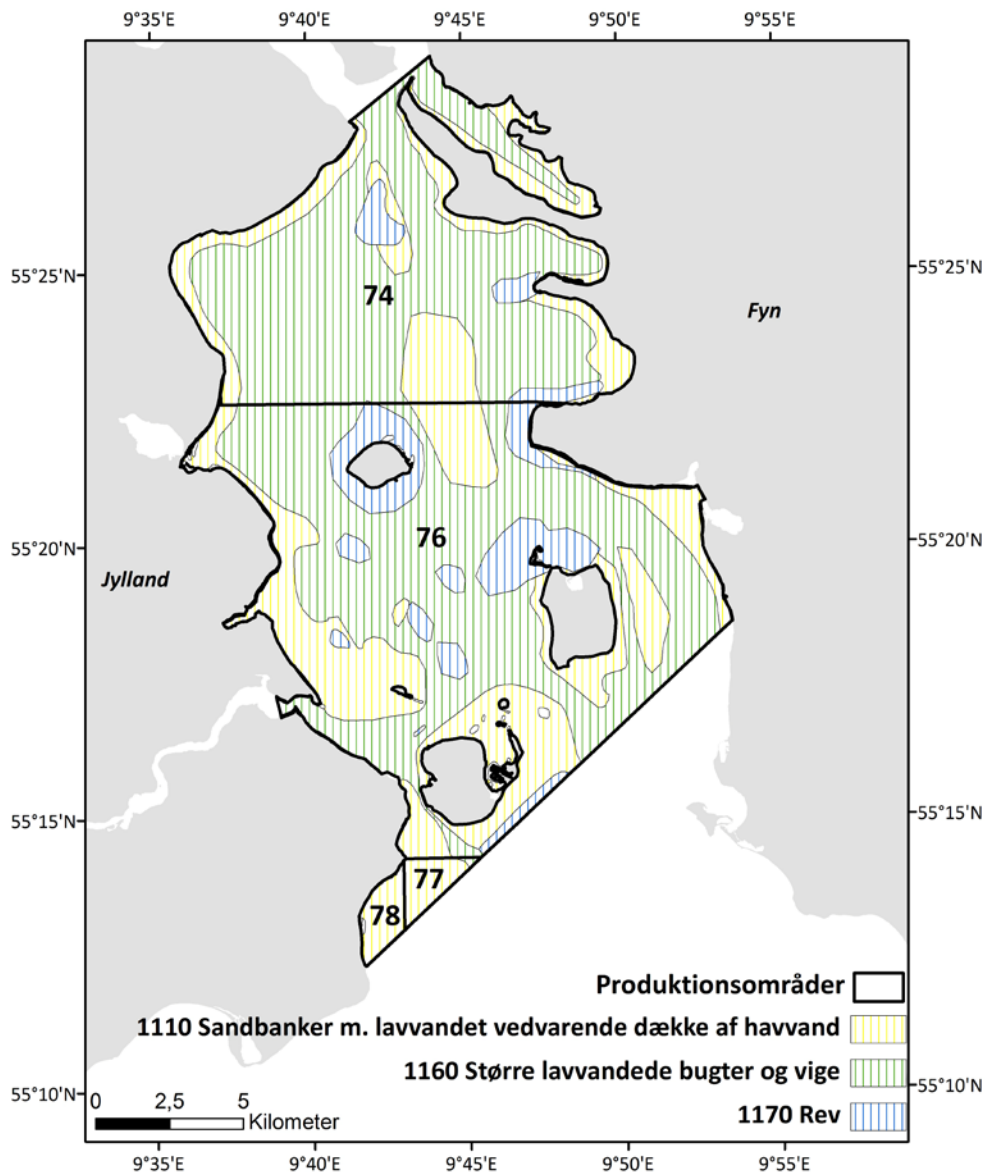
DTU Aqua har vurderet, i hvilket omfang fiskeriaktiviteten påvirker udpegningsgrundlaget i Natura 2000 området. DTU Aqua har i den forbindelse taget udgangspunkt i Basisanalysens vurdering af bevaringstilstanden i områderne, og herunder de mulige konflikter for de pågældende områder, for derved at afklare om, og i hvilket omfang, det specifikke fiskeri har en påvirkning i forhold til de naturtyper og beskyttede arter, som udgør udpegningsgrundlaget.

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 har gennemført, senest i oktober 2010, og en specifik vurdering af effekten af det i Fiskeplanen beskrevne fiskeri. Endvidere er der i afsnit 11 en faglig vurdering af, hvorledes det foreslåede fiskeri kan tilpasses i forhold til at gøre det mere skånsomt. Miljøcenter Ribe, Miljøcenter Odense 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 hvinand i Limfjorden (Clausen et al., 2008). I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H96, 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., 2008a).

DTU Aqua har modtaget VMS data fra Fiskeridirektoratet omkring fiskeriet i 2010. Disse data er ikke inkluderet i nærværende rapport. Fiskeridirektoratet har siden september 2010 gennemfører forsøg med fuldt dokumenteret fiskeri på to af muslingefartøjerne i Lillebælt. Dette data er dog ved rapportens afslutning ikke bearbejdet, og derfor ikke tilgængelig.



Figur 1. Store dele af produktionsområderne 74 og 76, og i mindre grad produktionsområde 77 og 78 i Lillebælt er udpeget som Natura 2000 område 112. Fem forskellige naturtyper er udpeget indenfor Natura 2000 området. Naturtyperne Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) og Kystlaguner og strandsøer (1150) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at der ikke vil være en påvirkning af muslingefiskeri. Disse naturtyper inddrages derfor ikke nærmere i nærværende konsekvensvurdering.

2.1 Resume af fiskeplan fra fiskeriets organisationer

Muslingefiskeriets to organisationer, Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger i Natura 2000 området i Lillebælt for perioden 1. januar 2011 til 31. december 2011 (Bilag 3). Effekten af en gennemførelse af fiskeplanen analyseres i nærværende konsekvensvurdering.

I fiskeplanen fremsættes der forslag om et fiskeri af 14.000 ton konsumblåmuslinger (skallængde >5 cm) fra bestande i produktionsområderne 74 og 76, der har større biomassetæthed end 1,5 kg m⁻². I forbindelse med fiskeriet vil der ske en fortsat registrering af mængden af landede sten fra området.

Der vil blive fisket på dybder mellem 4 - 13 m i naturtype 1110, 1160 og 1170. Om naturtype 1170 står der i fiskeplanen: *"Der vil ligeledes foregå fiskeri i områder, der fejlagtig er udlagt som naturtype 1170, men hvor der ikke findes tætte forekomster af sten. Der vil ikke foregå fiskeri på fysiske stenrev, da fiskerne undgår disse områder, samt fordi redskaberne ødelægges ved kontakt med stenrev."*

3 Generelt om Lillebælt

Produktionsområderne 74 og 76, og i mindre grad 77 og 78 i Lillebælt er udpeget som Natura 2000 område 112. Natura 2000 området inkluderer F47, hvor der indgår ni fuglearter i udpegningsgrundlaget (Bilag 2), der alle anvender det marine område. I H96 indgår følgende fem naturtyper i den marine del: Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af vand (1110), Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140), Kystlaguner og strandsøer (1150), Større lavvandede bugter og vige (1160) og Rev (1170), med et areal på henholdsvis 88,75 km², 1,39 km², 7,24 km², 162,58 km² og 24,19 km². Endvidere indgår en række andre arter i H96. Basisanalysen for Natura 2000 område Lillebælt og H96 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. Basisanalysens trusselvurdering ses i Boks 1.

Boks 1

Trusselvurdering (Natura 2000 basisanalyse: Lillebælt (Fyns Amt 2006))

Marine naturtyper

Overvågning gennemført under NOVANA- programmet samt kortlægning af de marine naturtyper har vist, at miljøtilstanden i alle danske kystnære områder ikke opfylder målsætningerne, og er utilfredsstillende for de biologiske elementer (Ærtebjerg et al 2005, Dahl et al 2003; a og b; Boutrup et al 2006). **Miljøtilstanden i Lillebælt opfylder ikke målsætningerne i Lillebælt amternes regionplaner, og der kan påvises negative strukturer i plante- og dyrelivet i alle de naturtyper der indgår i udpegningsgrundlaget. Området er ligeledes efter Miljømålsloven vurderet til at være i risiko for ikke at opfylde målsætningerne i 2015, som følge af direkte påvirkninger af flora og fauna, påvirkninger fra næringsstoffer, miljøfarlige stoffer samt fysiske påvirkninger** ("Fyns Amt 2005: Fyns Amt 2006; Lillebæltsamarbejdet 2005) og "Basisanalyse 2006" (Fyns amt 2006)).

Som væsentligste antropogene presfaktorer anføres generelt for alle marine naturtyper i Danmark eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarlige stoffer, marin akvakultur samt invasive arter (Dahl et al 2005).

I Vandrammedirektivets basisanalyse del II er det vurderet, at Limfjorden er meget påvirkelig over for effekten af tilførslen af overskud af næringsstoffer. Overvågningsresultater fra både den nationale og regionale overvågning viser, at **hele Limfjorden er påvirket af for store tilledninger af næringsstoffer fra land, især af kvælstof (Limfjordsovervågningen 2005). Dette medfører forøget oplomstring af planktonalger, hvilket nedsætter vandets klarhed og forringer ålegræssets dybdeudbredelse samt forøger risikoen for iltvind ved bunden.** Bundfaunaens sammensætning påvirkes ligeledes af eutrofieringen.

Basisanalysen påpeger overordnet, at samtlige naturtyper påvirkes negativt. Området påvirkes af direkte påvirkninger af flora og fauna, forøget næringsstofftilførsel, miljøfarlige stoffer, samt fysiske påvirkninger. Basisanalysen angiver endvidere er området påvirket af muslingefiskeri i forhold til bunddyr, ålegræs, ma-

kroalger og substrat. 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.

3.1 Forvaltningen af muslingefiskeriet

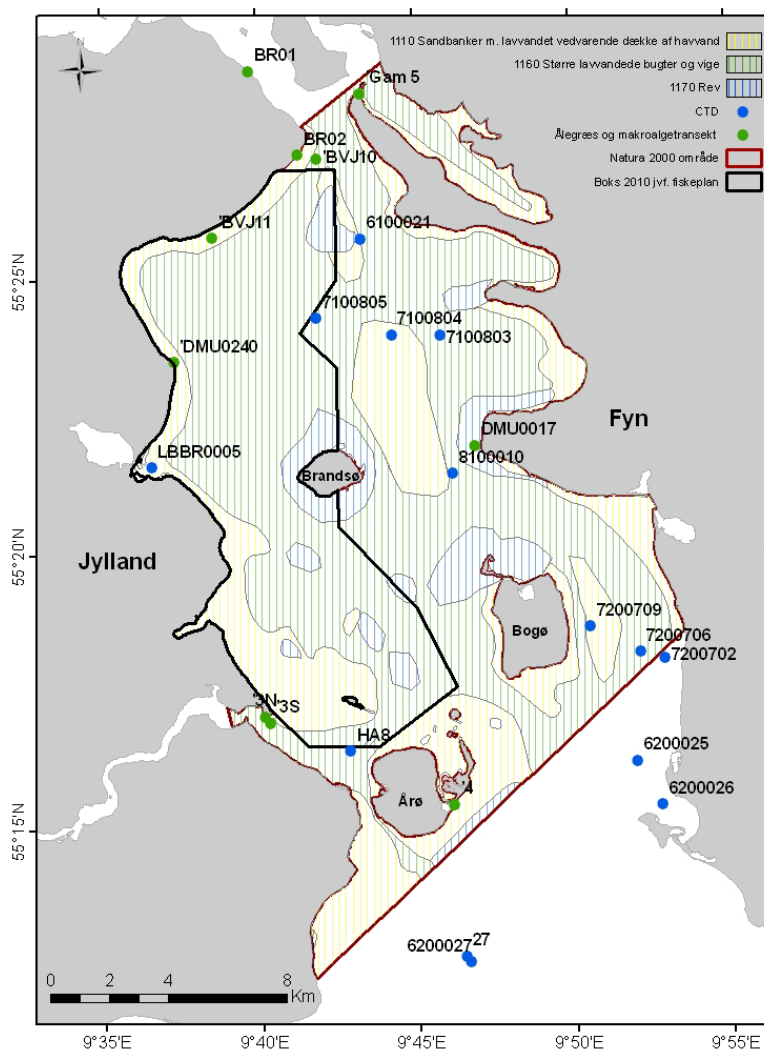
Fiskeriet af blåmuslinger i Lillebælt er reguleret af bekendtgørelse nr. 155 af 07/03/2000 "Bekendtgørelse om regulering af fiskeri efter muslinger" og bekendtgørelse nr. 840 af 20/07/2006 "Bekendtgørelse om muslinger m.m." Der er i disse bekendtgørelser ikke opstillet begrænsning for fiskeriet i forhold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

Alle muslingefartøjer, der driver fiskeri i Lillebælt er udstyret med VMS. Den rumlige og tidsmæssige fordeling af fiskeriet dokumenteres derfor med satellitregistrering, hvor hyppigheden er et "ping" for hver time. Fiskeridirektoratet gennemfører desuden forsøg med fuldt dokumenteret fiskeri på to af muslingefartøjerne i Lillebælt.

4 Datagrundlag for konsekvensanalysen

Nedenfor præsenteres de tidsserier og data, der er tilgængelige for Natura 2000 området i Lillebælt (H96). Data for områdets miljøtilstand er primært indsamlet fra åbne kilder og inkluderer historiske undersøgelser samt data fra miljøcentrenes overvågning (NOVANA-programmet). 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 de marine overvågningsprogrammer, som er tilgængelige i DMU's åbne databaser MADS og ODA og i faglige rapporter. Data for monitoreringen af makroalger og ålegræs er dog indhentet direkte fra Miljøcenter Ribe. Fordelingen af stationer for ålegræs, makroalger og CTD er præsenteret på Figur 2.

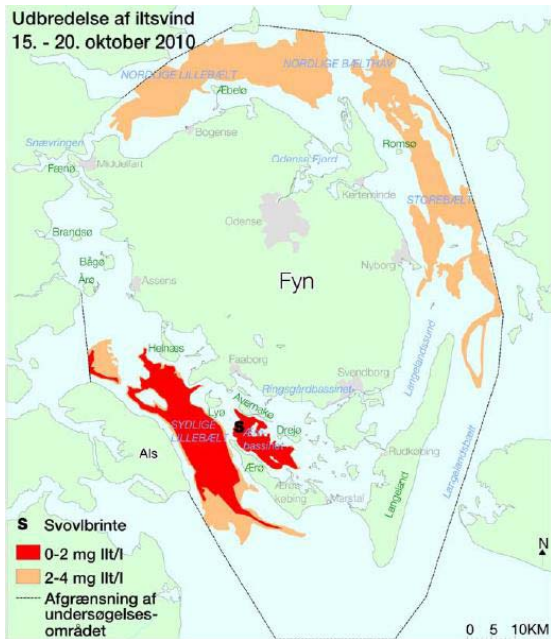
DTU Aqua har gennemført en kortlægning af blåmuslingers forekomst og biomasse i Lillebælt i 2004, 2008 og 2010.



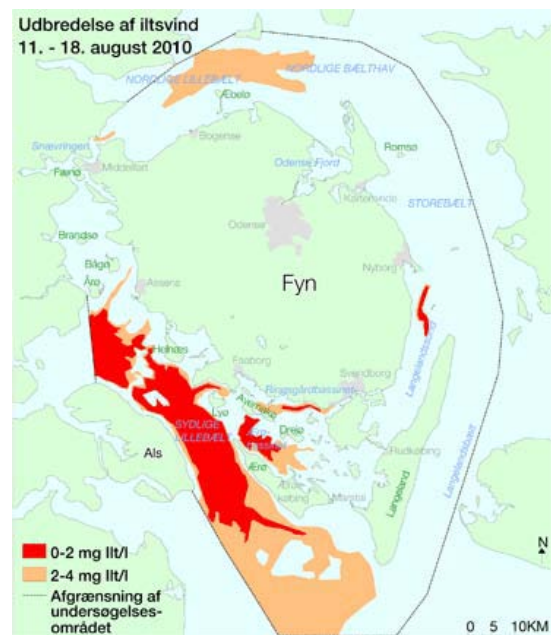
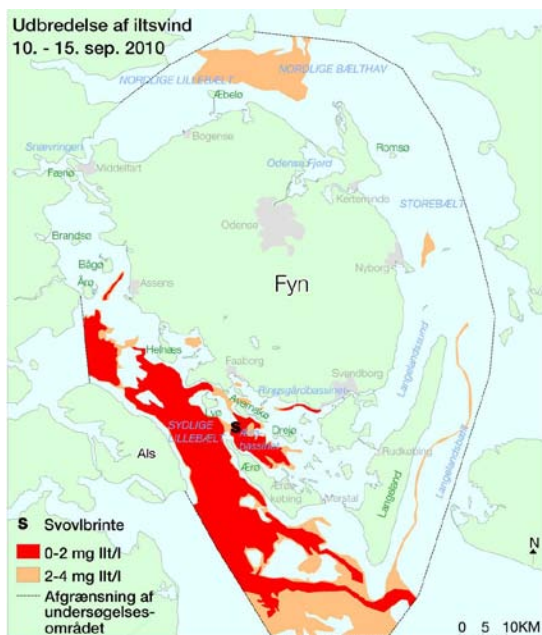
Figur 2. Placeringen af ålegræs/makroalgetransekter (grøn cirkel) og CTD stationer (blå cirkel) indenfor eller i umiddelbar nærhed af Natura 2000 området i Lillebælt. Udstrækning af H96 er angivet og området er opdelt i naturtyper. Fiskeboks i den vestlige del af Lillebælt, angiver den begrænsning der var sat for fiskeriet i 2010. Denne boks er ikke relevant i 2011.

4.1 Iltforhold

Iltkoncentrationer i Lillebælt er siden 1976 blevet målt af de tidligere amter, nu af miljøcentrene på faste stationer (Figur 2, 3). Omfanget af iltsvind i Lillebælt beregnes efterfølgende ved hjælp af en model der bl.a. beregner iltindholdet mellem de egentlige målinger (DMU 2010a). Omfanget af iltsvind i Lillebælt i 2010 er vist på Figur 3. Figuren medtager data frem til midten af oktober 2010. Det ses, at der ikke forekommer iltsvind i Natura 2000 området i Lillebælt i 2010. Dog forekommer der kraftigt iltsvind umiddelbart syd for Natura 2000 området.

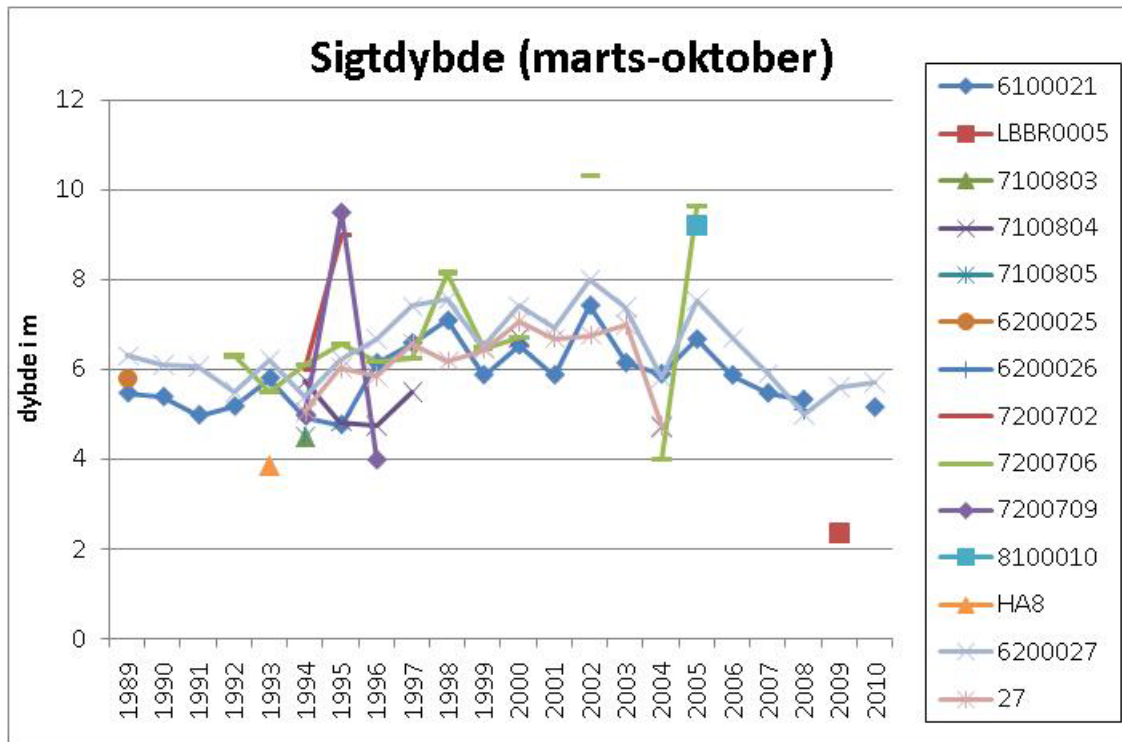


Figur 3. Udbredelsen af iltsvind i Lillebælt i efteråret 2010 (DMU, 2010a).



4.2 Sigtdybde

Sigtdybden i området har været relativt konstant og har siden 1995 ligget omkring 6-8 m (Figur 4). Dog er sigtdybden de senere år faldet til under 6 meter på de stationer der stadig prøvetages (6100021 og 6200027, for placering se Figur 2.4). I 2010 blev sigtdybden målt på to stationer (6200027 og 6100021) til 5,7 og 5,2 meter. Antallet af målestationer er faldet væsentligt de senere år. Placeringen af de enkelte målestationer ses på Figur 2.

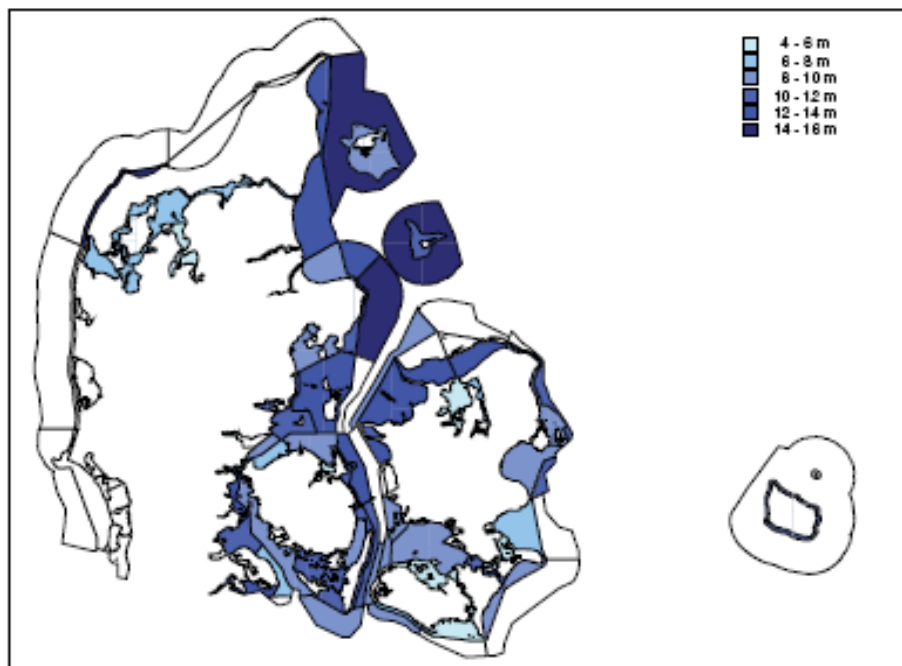


Figur 4. Den gennemsnitlige sigtdybde er beregnet på baggrund af data for sigtdybde i ålegræssets vækstperiode fra marts til oktober.

4.3 Ålegræs

4.3.1 Historiske ålegræsundersøgelser

Historiske undersøgelser viser at ålegræsset for 100 år siden var udbredt til 10-12 m (Fyns Amt, 2006), Krause-Jensen & Rasmussen 2009) (Figur 5). Denne udbredelse kan betragtes som en upåvirket referencestatus for Lillebæltsområdet. Dybdegrænsen i området har ikke ændret sig signifikant siden 1989 (Fyns Amt, 2006, 2006).



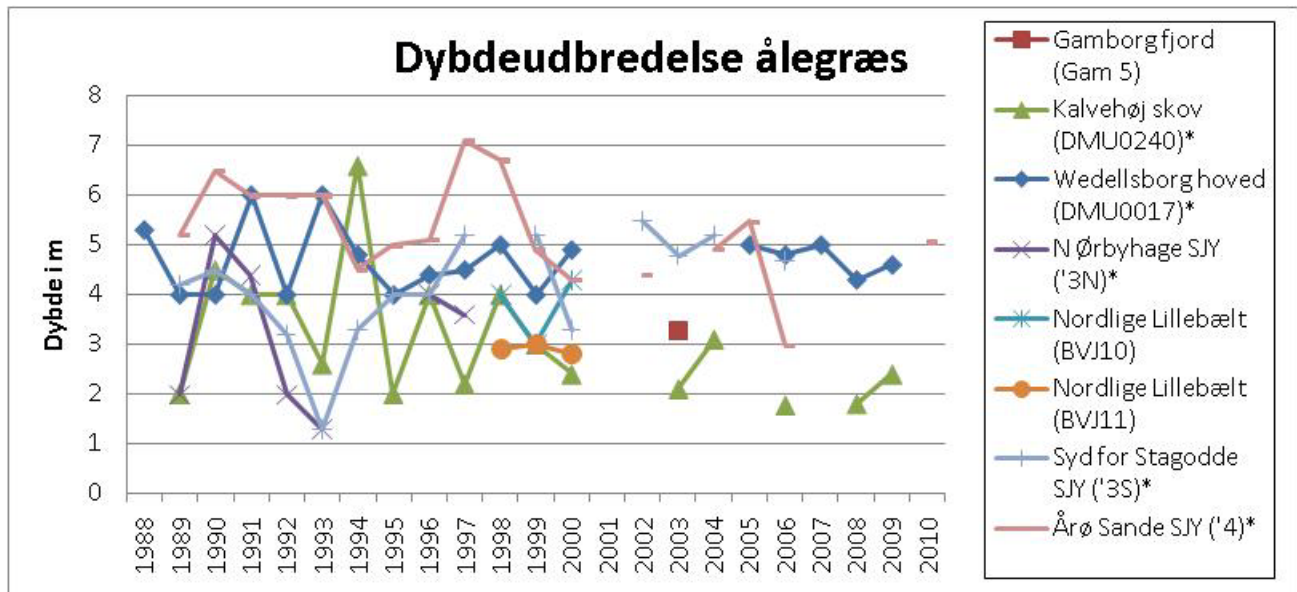
Figur 5. Historisk udbredelse af ålegræs i danske vandområder. Kortet er baseret på observationer af dybdegrænsen i perioden 1890 – 1930. (Kilde: Krause-Jensen & Rasmussen 2009).

4.3.2 Nuværende udbredelse af ålegræs

Data Miljøcentre

Dybdeudbredelsen af ålegræs indenfor H96 er i en årrække blevet monitoreret på otte transekter se Figur 6 (Data fra Miljøcenter Ribe og MADS, DMU). Ålegræssets dybdeudbredelse har været meget dynamisk i de sidste 20 år i H96, med store spring i dybdeudbredelsen på op til 4,5 meter fra år til år.

Ålegræsset blev i 2010 kun målt på et transekt i Lillebælt, transekt 4, Årø Sande SJY. Datagrundlaget for 2010 er derfor meget begrænset. Ålegræssets maksimale dybdegrænse på dette transekt var 5,1 m i 2010. Dybdegrænsen på dette transekt blev senest målt til 3 m i 2006 og dybdeudbredelsen er derfor steget med 2 meter i løbet af de sidste 4 år, hvilket indikerer en bedring i forholdene for ålegræsset i området.



Figur 6. Den gennemsnitlige maksimale dybdeudbredelse for ålegræs i Lillebælt fra 1988-2010 (ODA-databasen DMU 2010, Miljøcenter Ribe 2010). * Transekterne 'Kalvehøj skov (DMU0240)', 'Wedellsborg hoved (DMU0017)', 'N. Ørbyhage SJY ('3N)', 'Syd for Stagodde SJY ('3S)' og 'Årø Sande SJY ('4)' er alle angivet med den maksimale dybdeudbredelse for perioden 1988-2010. For de andre stationer er værdier fra MADS databasen angivet som gennemsnitsværdier

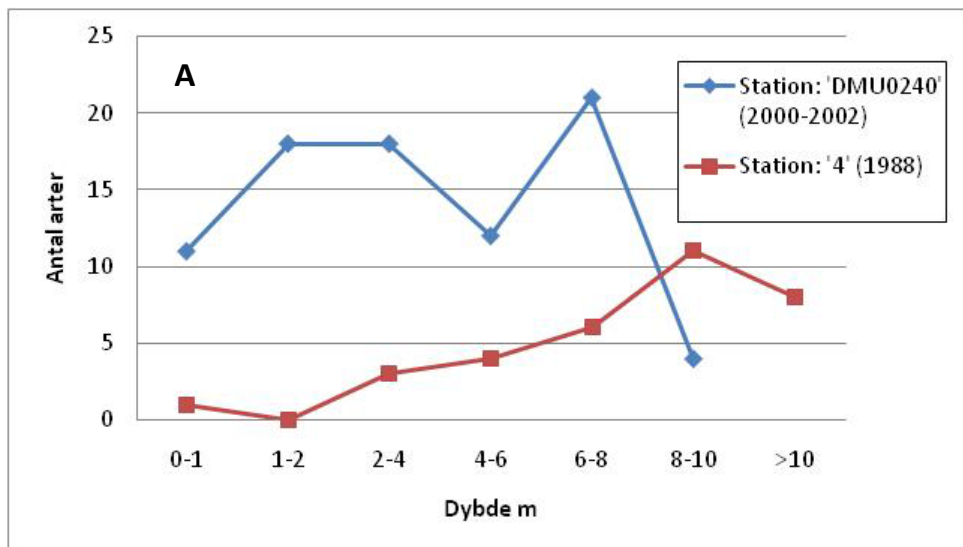
4.4 Makroalger

Data Miljøcentre

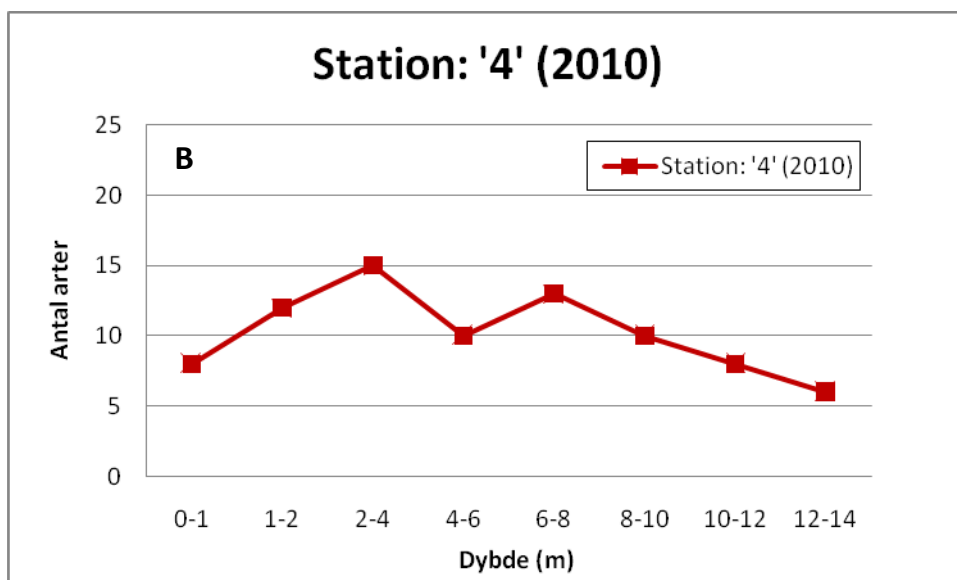
Makroalgernes maksimale dybdeudbredelse har i perioden 2000-2002 ligget omkring 10-12 meter i H96 på transekt 'Årø Sande (4)' og i 1988 på 8-9 meter på transekt 'Kalvehøj skov (DMU0240)' (Figur 7A).

I 2010 monitorerede Miljøcenter Ribe makroalger ud til 14 meter. På 12-14 meter fandtes 6 makroalgarter. Den maksimale dybdegrænse for makroalger findes derfor på > 14 meter i Lillebælt H96 i 2010 (Figur 7B).

NOVANA overvågningen registrerer ikke de maksimale dybdeudbredelser, men kun ud til den dybde hvor det hårde substrat udgør > 15 %, også selvom der stadig er en dækningsgrad af makroalger på 100 %. De observerede dybder kan derfor ikke forventes, at repræsentere de maksimale dybdeudbredelser.



Figur 7. Antal arter fordelt på dybde intervaller på A) Transekt 'Kalvehøj Skov (DMU0240)' fra 2000-2002 og 'Årø Sande (4)' fra 1988. Data fra DMU. B) Antal arter fordelt på dybdeintervaller på transekt '4' Årø Sande i 2010. Data fra Miljøcenter Ribe.



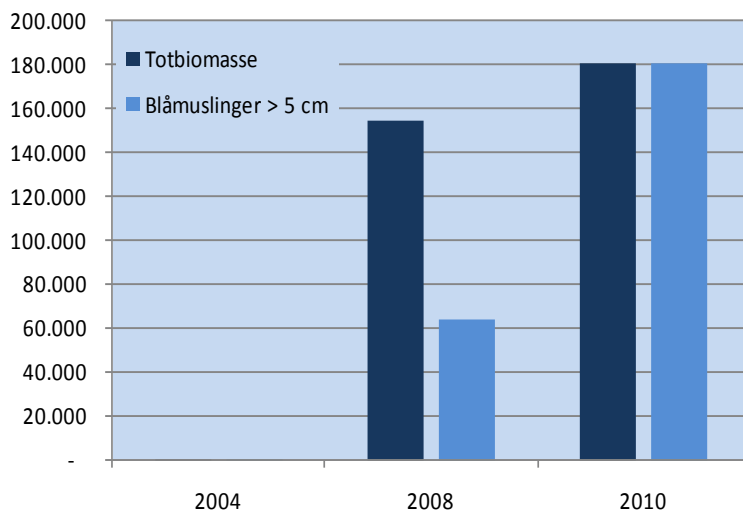
4.5 Udviklingen af blåmuslingebestanden i Lillebælt

DTU Aqua har vurderet blåmuslingebestanden i Lillebælt i 2004, 2008 og 2010. Undersøgelserne er gennemført i oktober - december. DTU Aquas monitoring omfatter ikke områder med vanddybder < 3 meter. Monitoringsmetoden er beskrevet i Boks 2.

Boks 2: Metodebeskrivelse af muslingeundersøgelser

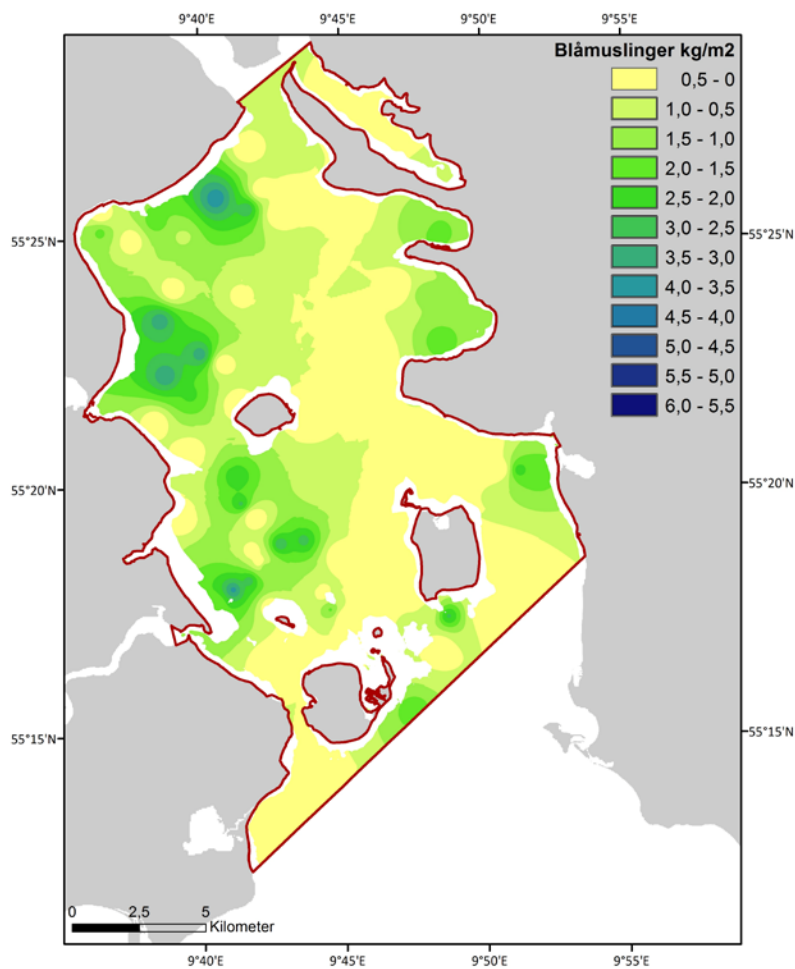
Undersøgelsen af blåmuslinger og substrat i Lillebælt gennemføres ved hjælp af skrab af ca. ét minuts varighed. Skrabets længde afstemmes med fangstmængden, så der ikke sker en overfyldning af skraberen. Der udføres skrab på en række faste udlagte stationer. Skrabetiden måles fra fastgørelsen af slæbewire. Efter gennemført skrab stoppes slæbet og fartøjet slår bak, og der bakes mod skraberens retning 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). Den samlede fangst vejes direkte i skrabebeholdningen. På niveau 0 (totalfangsten) udtages eksempelvis østers og fisk fra fangsten. Der tages en stikprøve af fangsten til oparbejdning. Stikprøven sorteres grundigt i skaller, andet materiale og i hele levende blåmuslinger. Stikprøvens størrelse skal være af en størrelse så der minimum er en målemængde på >150 blåmuslinger. De fraserterede skaller, andet materiale og de hele levende blåmuslinger vejes separat. Efter vejningen måles stikprøven af blåmuslinger i semicentimeter på et målebræt.

Alle biologiske data indføres på særskilt blanket. Navigationsdata over skrab med sejlet distance, hastighed og start og slut positioner indføres i skibets logbog efter fortløbende numre og angivelse af stationens fastnummer sammen med meteorologiske oplysninger. Data indføres i DTU Aquas database. I dataanalysen beregnes en biomasse pr. skrabestation pr. fisket areal. Fangster af blåmuslinger omregnes til absolutte biomasser med kompensation for fangsteffektivitet (Dolmer et al., 1998). For de enkelte produktionsområder og hele Natura 2000 området i Lillebælt (H96) 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 5 cm), hvor stor en andel af de resterende blåmuslinger der kan forventes at indgå i et fiskeri inden for ét år, og forekomst af yngel (skallængde < 3,5).



Figur 8. Bestandsudviklingen i Lillebælt (H96) i 2004, 2008 og 2010. Der blev ikke foretaget undersøgelser i 2005-2007 og 2009. Den totale biomasse af muslinger og biomassen af fiskbare > 5 cm muslinger er vist på figuren (søjler). Bestandsundersøgelserne er foretaget af DTU Aqua.

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i Lillebælt i oktober 2010 angiver en bestand på ca. 181.000 ton blåmuslinger på vanddybder større end 3 meter (Figur 8). 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. Fordelingen af blåmuslingebiomassen i habitatområde H96 er vist på Figur 9.

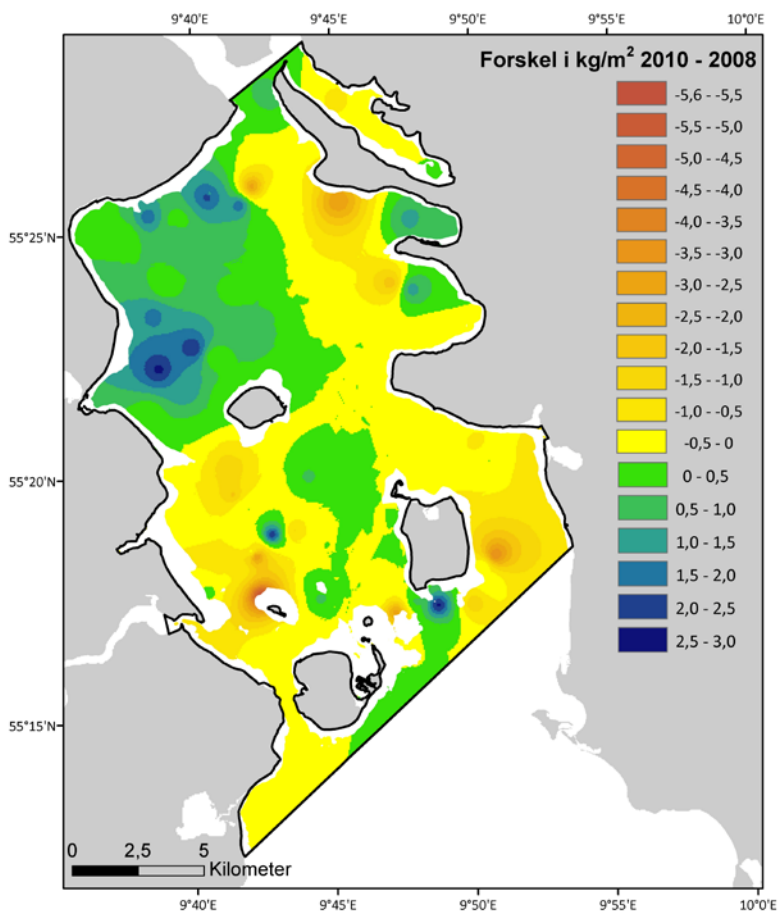


Figur 9. Udbredelseskort over forekomsten af blåmuslinger i Natura 2000 området i Lillebælt i oktober 2010. Pga. meget lidt yngel svarer fordelingen på figuren til fordelingen af konsummuslinger (>5cm).

Der er sket en betydelig tilvækst i bestanden af blåmuslinger i habitatområdet siden bestandsvurderingen i 2008. Tilvæksten er helt op til 3 kg m⁻². Ændringen i forekomsten af blåmuslinger i fiskeriområderne 74 og 76 i H96 fra 2008 til 2010 er vist på Figur 10.

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i Lillebælt i oktober 2010 angiver en bestand på ca. 181.000 ton blåmuslinger på vanddybder større end 3 meter (Figur 10) mod en bestand i 2008 på ca. 155.000 ton. Der er således sket en stigning i forekomsten af blåmuslinger på omkring 17 % i Natura 2000 området i den nordlige del af Lillebælt fra december 2008 til oktober 2010.

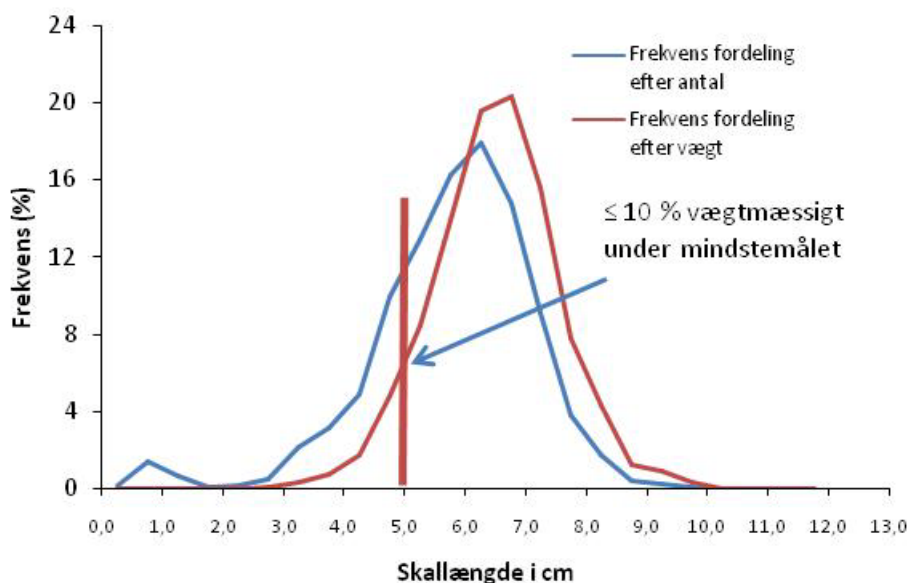
Den betydeligste tilvækst i bestanden af blåmuslinger i fiskeriområderne er foregået i den nordvestlige del af område 74 fra Brandsø op mod Mosvig og kysten ved Sønderskov. Der er også sket mindre stigninger i Lillebælt omkring Bogø, i Føns Vig, Tybrind Vig og omkring Flækøjet.



Figur 10. Forskellen mellem udbredelsen af blåmuslinger i Lillebælt (H96) i 2008 og 2010.

Mængden af konsummuslinger (>5 cm) i H96 (produktionsområde: 74-76) blev i oktober 2010 vurderet til omkring 181.000 ton baseret på opmålinger af størrelsesfordelingen af blåmuslinger i fangster fra prøve-skrabene. Forekomsten af yngel var til gengæld relativt lav i Lillebælt og skønsmæssigt på < 1.000 ton.

Størrelsesfordelingen af blåmuslinger i hele fiskekassen i den vestlige del af Natura2000 område i oktober 2010 viser, at alle forekomster af blåmuslinger var over mindstemålet for konsummuslinger $\geq 5,0$ cm i skæl-længde og at < 10 % vægtmæssigt var under mindstemålet (Figur 11). Mængden af konsummuslinger svarer altså til den totalt observerede fordeling af blåmuslinger.



Figur 11. Størrelsesfordelingen af blåmuslinger i produktionsområderne 74 og 76 i Lillebælt, som dækker hovedparten af Natura 2000 området indsamlet i det nordlige Lillebælt ved prøvefiskeri i oktober 2010. Størrelsesfordelingen er anført både efter antallet af blåmuslinger i prøverne og efter blåmuslingernes vægtmæssige fordeling. Konsummuslinger er defineret som den andel af blåmuslingebestanden, som er >5 cm i skallængde.

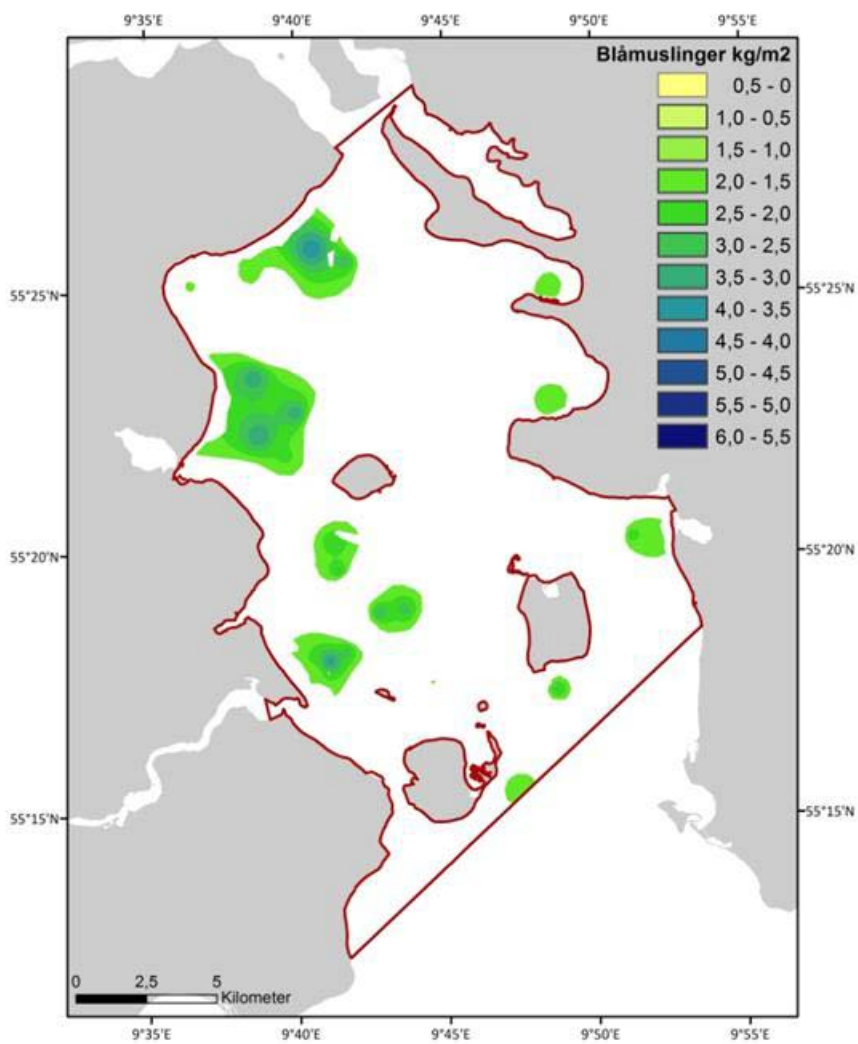
Ifølge Fiskeplanen vil fiskeriet af konsummuslinger pågå, hvor biomassen af muslinger er større end 1,5 kg m⁻² og på dybder mellem 4-13 meter. Arealet udgør ca. 31,0 km². Stationer i Lillebælt med biomasse ≥ 1,5 kg m⁻² havde i oktober 2010 en gennemsnitlig biomasse på 2,5 kg m⁻².

5 Fiskeri i Lillebælt i perioden 1994-2010

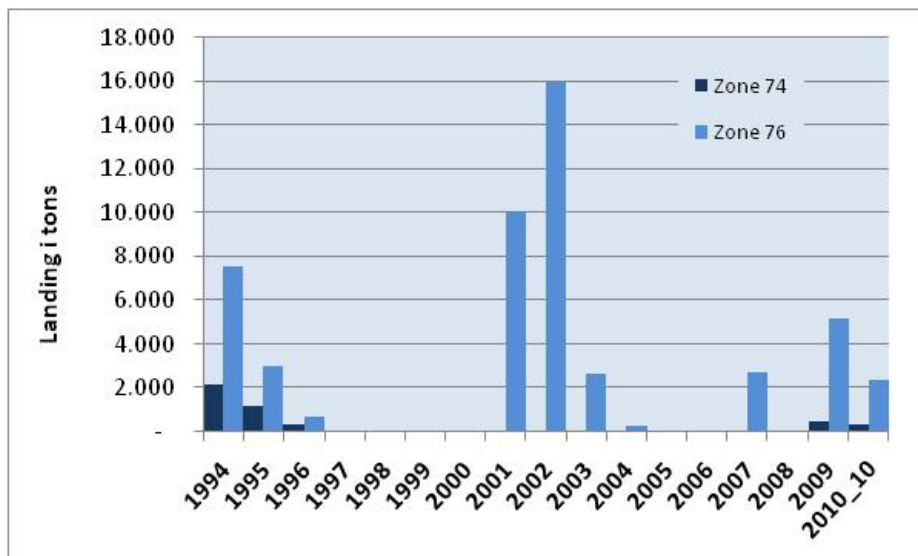
Fiskeriet af blåmuslinger i Lillebælt (Produktionsområde 74-76) har i perioden 1994-2010 ligget på mellem 112 og 15.951 ton (Figur 13 og Tabel 1). I seks ud af de 17 år er der ikke blevet fisket blåmuslinger i området.

Fiskeri efter blåmuslinger i Lillebælt udgør 10-20 % af det samlede blåmuslingefiskeri i Danmark. Der er i løbet af de sidste år i Lillebælt landet henholdsvis 2.757 ton i 2007, 0 ton i 2008 og 5.636 ton i 2009 og i 2010 frem til og med medio november måned er der landet omkring 3.492 ton (Landingsstatistik fra Fiskeridirektoratet)(Tabel 1). Størrelsen af landingerne fra Lillebælt er faldet fra ca. 30.000 ton i 1990'erne og til det nuværende niveau på 14.000 ton.

I foråret 2009 blev der på baggrund af konsekvensvurderingen, udarbejdet det år, tilladt et fiskeri på 14.000 ton i perioden september 2009 til juli 2010. Landingsstatistikken viser, at der i denne periode er landet 7.321 ton blåmuslinger fra Produktionsområde 74-76. Lidt over 50 % af den tilladte kvote er således blevet udnyttet af muslingefiskeriet. Siden september 2009 til ultimo november er der landet samlet 9.128 ton svarende til 65 % af den aftalte mængde.



Figur 12. Udbredelsen af blåmuslinger i H96, produktionsområde 74 og 76, hvor biomassetætheden er > 1,5 kg blåmuslinger pr. kvadratmeter og dybden er > 3m. Dette svarer til et areal på 31,0 km².



Figur 13. Landinger af blåmuslinger i Lillebælt i produktionsområderne 74 og 76 i perioden 1994 - oktober 2010.

Tabel 1. Landinger af blåmuslinger i Lillebælt i perioden 2000-2010 (for 2010 indtil medio november). Landingerne er angivet i ton.

År	Produktionsområde		Sum
	74	76	
2000			
2001		10.101	10.101
2002		15.951	15.951
2003		2.649	2.649
2004		263	263
2005			
2006			
2007		2.757	2.757
2008			
2009	456	5.180	5.636
2010*	584	2.908	3.492

6 Påvirket areal

Produktionsområderne 74 og 76 (og i mindre grad 77 og 78) er inkluderet i F47 og H96. Natura 2000 området er samlet 352 km², hvoraf ca. 284 km² er marint. På Figur 1 ses naturtyperne.

Fiskeplanen (Bilag 3) angiver, at fiskeriet vil forekomme indenfor 4-13 meter for de tre naturtyper, dette svarer til et areal på henholdsvis 25,3 km² (1110), 96,6 km² (1160), og 16,6 km² (1170) (Tabel 2).

Ifølge Fiskeplanen vil muslingefiskeriet efter 14.000 ton konsummuslinger blive begrænset til områder, hvor biomassen af blåmuslinger overstiger 1,5 kg m⁻², og dybden er 4-13 meter. Arealet udgøres af naturtyperne 1110, 1160 og 1170. Arealberegningerne er baseret på GIS modellering af stationer, hvor der er gennemført forsøgsfiskeri i 2010. Grundet muslingernes klumpede fordeling kan der forekomme muslinger i fiskbar tæthed uden for det beregnede areal, ligesom modellen kan have overestimeret muslingebestanden i an-

dre 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, potentielt vil udgøre et fiskbart område.

Gennemsnitsbestanden af muslinger, i området hvor bestanden er $>1,5 \text{ kg m}^{-2}$, er $2,5 \text{ kg m}^{-2}$. Opfiskning af 14.000 ton blåmuslinger vil ved en effektivitet af skraberen på 50 % påvirke ca. $11,2 \text{ km}^2$ havbund eller 4 % af den marine del af H96.

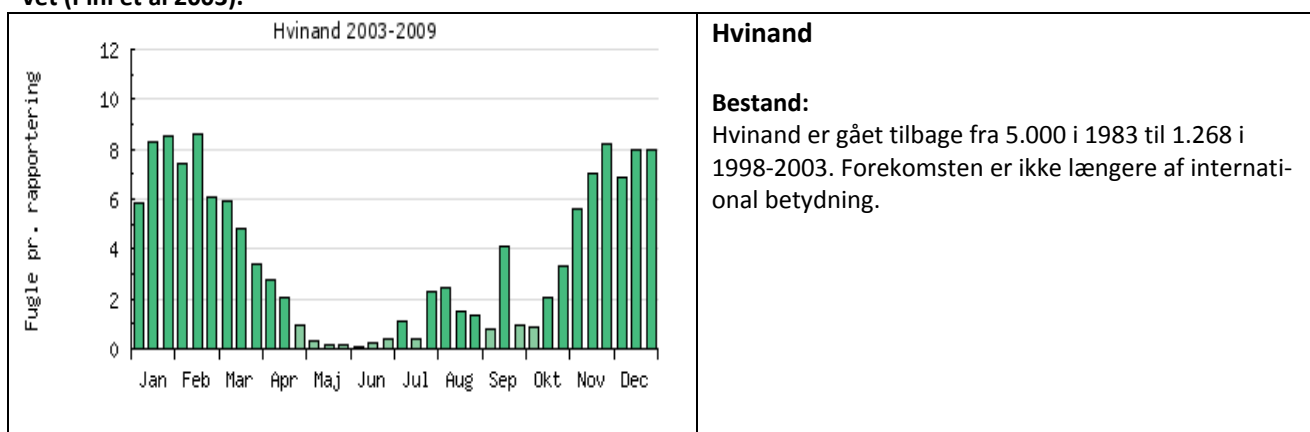
Tabel 2. Areal af naturtypen der ønskes adgang til ifølge fiskeplanen. Det samlede areal af naturtyperne, arealet hvor der ansøges om fiskeri 4-13 m og den del af det ansøgte areal der opfylder forudsætningen om en biomassetæthed på $>1,5 \text{ kg m}^{-2}$.

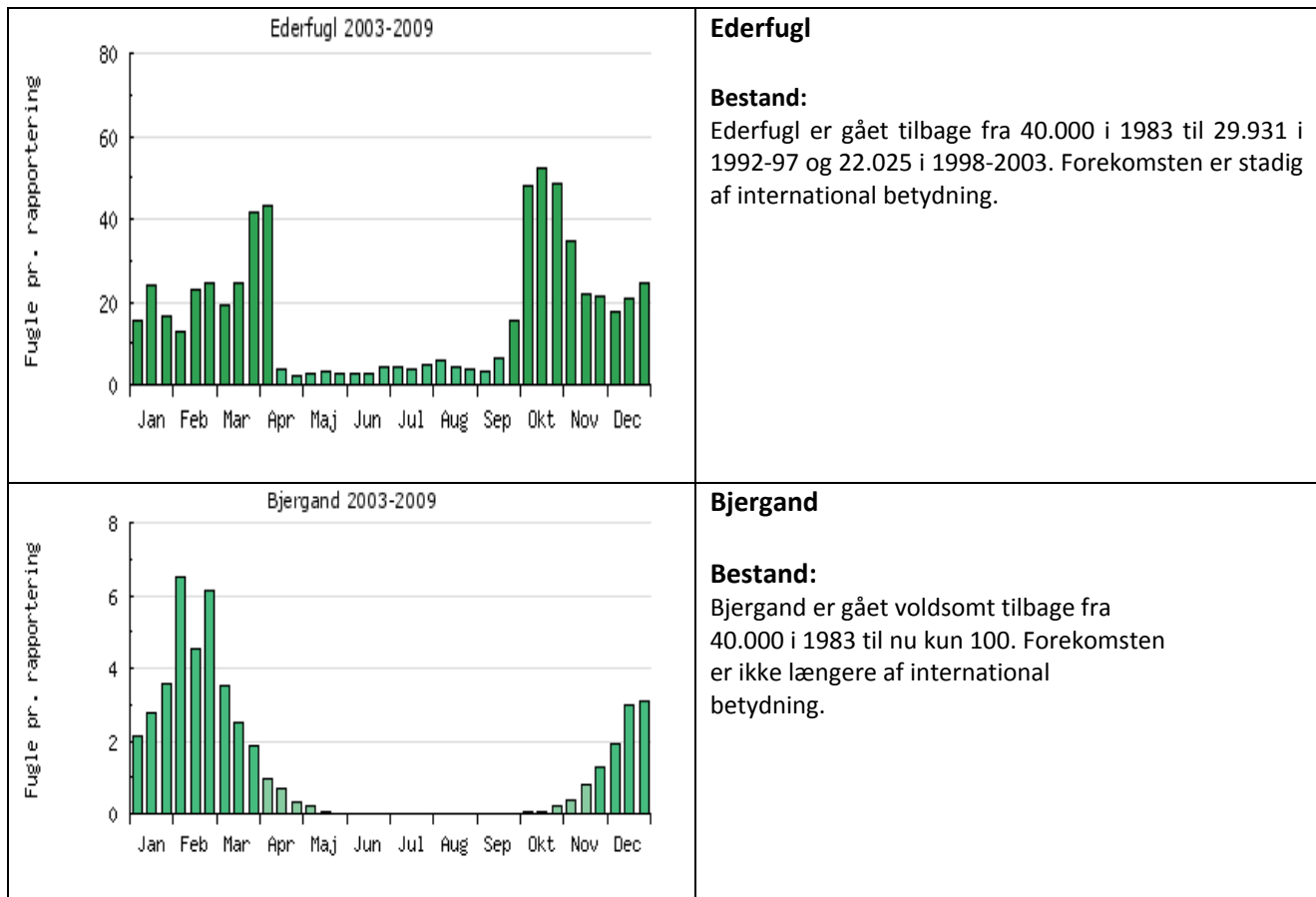
Naturtype	Areal af H96 km^2	Areal af H96 4-13 m km^2 (%)	Fiskeri på 4-13 m og større biomasse end $>1,5 \text{ kg m}^{-2}$ km^2 (%)
1110	88,75	25,3 (29 %)	4,6 (5 %)
1140	1,39	0	0
1150	7,24	0	0
1160	162,58	96,6 (59 %)	19,3 (12%)
1170	24,19	16,6 (69 %)	2,4 (10%)

7 Fuglebeskyttelsesområde F47

Lillebælt er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde (F47) (Bilag 2). I udpegningsgrundlag indgår ni marine arter (ederfugl, bjergand, hvinand, sangsvane, havørn, toppet skallesluger, dværgterne, havterne og fjordterne), som potentielt kan blive forstyrret af muslingefiskeri. Tre arter, hvinand, ederfugl og bjergand er muslingeædende og deres fødegrundlag kan potentielt blive påvirket. Hvinand, ederfugl og bjergand er trækfugle, der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

Tabel 3. Venstre: Data for fuglenes månedsvise forekomst (www.dof.dk). Højre: vurdering fra Natura 2000-basisanalyse i Lillebælt (Fyns Amt, 2006). DMU's vurdering af national bevaringstilstand for den enkelte art er angivet (Pihl et al 2003).





I Bilag 2 er angivet udpegningsgrundlagene for fugle i Natura 2000 området i Lillebælt. I Tabel 3 er angivet Basisanalysen vurderingen af udpegningsgrundlaget. Endvidere er angivet månedsopdelt forekomst af den enkelte art.

7.1 Fødegrundlag for muslingespisende fugle

Af arterne i udpegningsgrundlaget fouragerer, hvinand, ederfugl og bjergand 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 50 mm, og er således ikke størrelsesmæssigt tilgængelige for hvinanden.

Hvinanden overvintrer i Danmark. Den ankommer i september og især oktober måned, og forlader landet igen i april og maj måned. Fiskeriet af blåmuslinger vil foregå i den samme periode, som ænderne ankommer for at overvintrere. 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 (Petersen et al., 2006). Her blev henholdsvis 74,2 % og 20,6 % af 7.500 hvinænder fordelt på 707 flokke optalt i dybdeinter-

vallerne 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 Lillebælt for hvinand ved en bestand på 5.000 individer (jf. mål i udpegningsgrundlag) er ca. 6.950 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).

Ederfulgen overvintrer i Danmark. Den foretrækker det åbne hav, og ses sjældent i fjorde (Madsen, 1954). Den forlader sjældent vandet i løbet af vinteren, men når foråret skrider frem, går de oftere på land (DMU, 2010b). Ederfuglen er den største af de danske dykænder, og også den bedste dykker (Madsen, 1954). Ederfuglen kan dykke ned til 20 m, men dykker dog oftest på lavt vand (<10 m). Ederfugl lever overvejende af blåmuslinger, søpindsvin og snegle, men spiser også krebsdyr, pighuder, små fisk og orme (dof.dk). Føden sluges hel og bliver efterfølgende knust i kråsen. Normalt søger ederfuglen efter føde om dagen, men nogle gange sker det også i tusmørke og om natten (DMU, 2010b).

Bjergand overvintrer som hvinand og ederfugl i Danmark og har samme tidsmæssige udbredelse. Data fra DMU viser at bjerganden vægtmæssigt er 36 % større end hvinanden. Da bjergand har samme fødepræference som hvinand, med en fødesammensætning bestående af ca. 60 % muslinger (Nilsson 1972) beregnes fødebehov for bjergand med samme beregningsmetode som for hvinand. Da bjergand er 36 % større end hvinand, beregnes bjergands fysiologiske fødebehov som 1,36 x hvinands fødebehov. DMU finder derfor at fødebehovet for bjergand i Natura 2000 området i Lillebælt er ca. 75.600 ton blåmuslinger.

Tabel 4. Måltal (Miljø- og Energiministeriet 1996), muslingemængde og byttestørrelse.

Fugleart	Måltal (antal individer)	Muslingemængde (ton)	Byttestørrelse muslinger (mm)
Ederfugl	49 500	31 175	<80
Bjergand	40 000	75 600	<30
Hvinand	5 000	6 950	12-23

Muslinger af kommerciel interessant størrelse har et mindstemål på 50 mm, og er således ikke størrelsesmæssigt tilgængelige for hverken hvinand eller bjergand. ICES har på anmodning fra DTU Aqua vurderet Konsekvensvurdering for muslingefiskeri i Lovns Bredning 2008/2009 (Dolmer *et al.* 2009b) og konkluderer i forbindelse med vurdering af fødegrundlag for hvinand: *"Possible impacts for birds regard the Goldeneye that forages on small mussels. It is therefore only relevant in the case of seed fishery but seed will be transplanted rather than extracted from the system."*

Både hvinand og bjergand fouragerer på mindre blåmuslinger af størrelser på henholdsvis 12-23 mm og <30 mm, hvorimod ederfugl er rapporteret til at kunne fouragere på størrelser fra 0 til 8 cm, men med en præference for muslinger med en størrelse på ca. 3-4 cm i Kattegat (Madsen, 1954). Fra undersøgelser i Vadehavet vides det endvidere at ederfugl foretrækker større muslinger på 3-4,5 cm (Nehls 2001, Laursen og Clausen, 2008). Således er der en forskellig udnyttelse af muslingeressourcen som føde når hvinand og bjergand sammenlignes med ederfugl. I forhold til at sikre et fødegrundlag på 31.175 ton blåmuslinger for ederfugl kan det antages, at ederfugl kan finde denne mængde muslinger inden for den mængde muslinger, der skal reserveres til bjergand og hvinand (i alt 82.550 ton), idet disse to arter har et fysiologisk behov på 11.000 ton blåmuslinger og ikke vil fouragere på den størrelsesfraktion af blåmuslinger > 30 mm.

Størrelsesfordelingen af muslinger i H96 i oktober 2010 viser, at muslinger under konsumstørrelse udgør mindre end 1 % (<1.800 ton) af den samlede bestand (Figur 11). Fødebehovet for hvinand og bjergand kan altså ikke understøttes af den naturlige bestand og størrelsesfordeling af blåmuslinger i habitatområdet i

Lillebælt i 2010 og 2011, før eventuelle nyrekrutterede larver i foråret 2011 når en passende størrelse. Der kan også forekomme muslinger <30mm på lavt vand (< 3 m), hvor DTU Aqua ikke har monitoreret muslingebestanden. Ederfuglernes fødebehov er dækket af muslingebestanden i Lillebælt.

7.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle

Fødegrundlag for de fiskespisende fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget (havørn, toppet skallesluger, dværg-, hav- og fjordterne) 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 alle de fiskespisende fuglearter en gunstig national bevaringsstatus, dog undtaget af dværgterne (Pihl et al., 2003). Fiskeriet af blåmuslinger har, siden disse statusvurderinger blev gennemført været relativt begrænset op til ca. 5.500 ton, se Tabel 1. Der er observeret en meget begrænset bifangst af større fladfisk i forbindelse med blåmuslingefiskeriet. Der er ikke observeret bifangst af mindre pelagiske eller bundlevende fiskearter. Derfor vurderer DTU Aqua at blåmuslingefiskeri ikke direkte vil påvirke fødegrundlaget for fiskespisende fugle i F47. Blåmuslingefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Dog vil muslingefiskeriet foregå på et begrænset areal (4 %) af H96 fordelt på flere måneder. Derfor forventer DTU Aqua ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på de fiskespisende fuglearters fødegrundlag i Lillebælt.

7.3 Påvirkning af fødegrundlag for plantespisende fugle

Forekomster af ålegræs kan blive påvirket af muslingefiskeri (se afsnit 8.4). Det vurderes dog ikke at ålegræsset vil blive påvirket i sin udbredelse på de vanddybder hvor sangsvanen søger føde (0-2 m), idet fiskeriet vil foregå på minimum 4 meters dybde.

7.4 Forstyrrelse af fugle

Basisanalysen angiver i trusselvurderingen forstyrrelse, sammen med prædation, som de væsentligste årsager til bestandsnedgangen. For hvinand er forstyrrelsen kritisk under fældning. Der er i Fiskeplanen (Bilag 3) ikke angivet hvor mange fartøjer der maksimalt vil forekomme i samme område af gangen, men der er udstedt seks licenser på østkysten, hvilket naturligt vil være det maksimale antal. Under fiskeri sejles der med en hastighed på 3-4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end f.eks. forstyrrelse af hurtigtsejlende surfere og speedbåde. I forhold til at fiskeriet starter først i oktober forventes konflikten med fældende hvinænder at være minimeret. Et fiskeri hvor seks fartøjer forekommer i samme produktionsområde antages ikke, at virke forstyrrende på nogle af de udpegende arter.

7.5 Kumulative effekter

7.5.1 Jagt

Der drives jagt på hvinand, ederfugl, bjergand og toppet skallesluger i danske farvande.

DMUs Vildtudbyttestatistik angiver for 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, og 8.800 i sæsonen 2009/10. 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 ederfugl angiver DMUs Vildtudbytteskema: Jagtudbyttet i Danmark voksede mellem 1960 og ca. 1980 fra 50.000 til 130.000, hvorefter det igen aftog, med 47.700 nedlagte ederfugle i sæsonen 2009/10. Nedgangen skyldes primært faldende interesse for havjagt, idet antallet af jægere, der nedlagde ederfugle, aftog fra ca. 13.000 til 7.500 fra midten af 1980'erne til slutningen af 1990'erne. Den geografiske fordeling (i procent) af udbyttet af ederfugle viser, at de fleste ederfugle tages i Lillebælt og Sydfynske Øhav. Denne fordeling er i en vis modsætning til fordelingen i 1970'erne, hvor en langt større andel af udbyttet blev taget i Kattegat. Denne udvikling kunne allerede konstateres i slutningen af 1980'erne.

Udbyttet af bjergand, har siden sæsonen 2007/08 ligget konstant på mellem 3-400 individer.

For toppet skallesluger angiver DMUs 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 og den generelt tætte skibstrafik i Lillebælt.

7.6 Konklusion

I udpegningsgrundlag for F47 i Lillebælt indgår ni marine arter (ederfugl, bjergand, hvinand, sangsvane, havørn, toppet skallesluger, dværgterne, havterne og fjordterne).

DTU Aqua vurderer at fødegrundlaget for de fiskespisende arter (havørn, toppet skallesluger, dværgterne, havterne, fjordterne) ikke direkte vil blive påvirket ved muslingefiskeri. Muslingefiskeriet foregår på et meget begrænset areal (4%), og derfor forventes det ikke at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på de fiskespisende fuglearters fødegrundlag i Lillebælt.

Planteædende fugle (sangsvane) forventes ikke at få forringet deres fødegrundlag, idet ålegræs på vanddybde, hvor disse arter er fødesøgende, ikke vil blive påvirket af muslingefiskeri.

Fiskeriet forventes ikke at kunne medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, idet maksimalt seks fartøjer samtidigt vil udføre fiskeri i samme produktionsområde.

Størrelsesfordelingen af muslinger i F47 i oktober 2010 viser, at muslinger under konsumstørrelse udgør mindre end 1 % (<1.800 ton) af den samlede bestand. Fødebehovet for hvinand og bjergand kan altså ikke understøttes af den naturlige bestand og størrelsesfordeling af blåmuslinger i habitatområdet i Lillebælt i 2010 og 2011, før eventuelle nyrekrutterede larver i foråret 2011 når en passende størrelse. Der kan også forekomme muslinger <30mm på lavt vand (< 3 m), hvor DTU Aqua ikke har monitoreret muslingebestanden. Ederfuglenes fødebehov er dækket af muslingebestanden i Lillebælt.

8 Habitatområde H96

Produktionsområderne 74 og 76 er udpeget som Habitatområde (H96) og der indgår fire marine naturtyper i udpegningsgrundlaget herunder 1110 Sandbanker med vedvarende dække af havvand, 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe, 1150 Kystlaguner og strandsøer, 1160 Større lavvandede bugter og vige og

1170 Rev. Naturtyperne 1140 Mudder- og sandflader blottet ved ebbe, og 1150 Kystlaguner og strandsøer ligger på så lavt vand, at det vurderes, at der ikke vil være en påvirkning af muslingefiskeri. Naturtypen indtages derfor ikke nærmere i nærværende konsekvensvurdering.

8.1 Ophvirvling af bundsediment og Sigtdybde

8.1.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Boks 3

Natura 2000 basisanalyse: Lillebælt (Fyns Amt 2006)

Trusler

Marine naturtyper

Overvågning gennemført under NOVANA-programmet samt kortlægning af de marine naturtyper har vist, at miljøtilstanden i alle danske kystnære områder ikke opfylder målsætningerne, og er utilfredsstillende for de biologiske elementer. Miljøtilstanden i Lillebælt opfylder ikke målsætningerne i Lillebælt amternes regionplaner, og der kan påvises negative strukturer i plante- og dyrelivet i alle de naturtyper der indgår i udpegningsgrundlaget. **Området er ligeledes efter Miljømålsloven vurderet til at være i risiko for ikke at opfylde målsætningerne i 2015, som følge af direkte påvirkninger af flora og fauna, påvirkninger fra næringsstoffer, miljøfarlige stoffer samt fysiske påvirkninger. Som væsentligste antropogene presfaktorer anføres generelt for alle marine naturtyper i Danmark eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarlige stoffer, marin akvakultur samt invasive arter.**

Ilthforhold

Mens nordlige og sydlige Lillebælt rammes af kraftige og ofte langvarige iltsvind hvert år, rammes habitatområdet kun tidvis i mindre omfang af iltsvind. Dette skyldes de hydrodynamiske forhold i området, der bevirker at hele vandsøjlen ofte opblandes og iltsvindsepisoder ikke vedvarer.

Bundfauna

Bundfaunaen i habitatområdet er præget af eutrofieringsbetingede arter og består af knap 80% muslinger og resten er stort set børsteorme, mens de iltsvindsfølsomme krebsdyr og pighude kun udgør et par procent af individantallet i habitatområdet. Iltsvindet har i de senere år været så omfattende, at bunddyrene i visse dele af Lillebælt har været helt udryddet og i habitatområdet har dyrelivet været stærkt påvirket og reduceret i arts- og individtæthed. De tilbagevendende iltsvind i især nordlige og sydlige bælthav kan svække rekrutteringsgrundlaget for bundfauna ikke alene i disse områder men også i habitatområdet. I kystlagunerne er bundfaunaen typisk artsfattig og præget af eutrofieringsbetingede arter.

Andre trusler

Det marine habitatområde H96 er omfattet af Fiskeridirektoratets produktionsområder 74 og 76 for blåmuslingefiskeri. Bundskrabende fiskeredskaber som anvendes til blåmuslingefiskeri har alvorlige konsekvens for dyre- og planteliv på havbunden. Det er svært for den rodfæstede vegetation at få fodfæste, ligesom bundlevende dyr er følsomme over for muslingeskrab.

8.1.2 Konsekvensvurderingens analyse

Sigtdybden målt i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober) af Miljøcenter Ribe har ligget relativt konstant omkring 6-8 m siden 1995 (Figur 4). Dog er sigtdybden de senere år faldet til under 6 meter på de stationer, hvor der prøvetages (6100021 og 6200027, for placering se Figur 2). I 2010 blev sigtdybden målt

på to stationer (6200027 og 6100021) til 5,7 og 5,2 meter. Antallet af målestationer er faldet væsentligt de senere år.

Notat fra DMU (Petersen et al., 2008b) har vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtddybde i Limfjorden. En tilsvarende analyse og model findes ikke for Lillebælt.

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), og muslingerne er derfor fødebegrænsede. 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 områdets sigtddybde.

Muslingeskrab ophvirvler sedimentpartikler og nedsætter 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 muslingeskrab. Koncentrationen af ammonium og silikat steg, og iltkoncentrationen faldt. Koncentrationen af partikulært materiale var tilbage til de oprindelige værdier allerede efter 60 min, hvilket formodentligt 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 muslingeskrab opstrøms for et område.

Riemann & Hoffmann (1991) konkluderede på baggrund af undersøgelsen at muslingeskrab vil reducere vandkvaliteten ved at forøge den interne næringsmængde, og forøge iltforbruget. Det formodes, at fytoplanktonproduktionen i løbet af sommeren vil forøges, i områder hvor vindpåvirkningen er lav og næringsmængden i vandet er begrænsende for primærproduktionen. 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 i Limfjorden, men også at mange både i samme område (>15 både) vil kunne påvirke resuspensionen og sigtddybden i den periode fiskeriet pågår.

Habitatområdet i Lillebælt er kendetegnet af kraftige strømninger, specielt igennem det korte, smalle område kaldet "Snævringen". Dette skaber så meget turbulens i vandmasserne at en lagdeling af vandmasserne ikke er så udtalt i habitatområdet, som i den nordlige og sydlige del af Lillebælt (Fyns Amt, 2006). Faner af resuspenderet materiale vil således blive fortyndet og ført væk fra området relativt hurtigt, selv om sommeren, hvor den vindinducerede opblanding er lavest.

I 2010 er 52 % af fiskeriet pågået i maj, september og oktober, hvor den vindinducerede resuspension er relativt lav. Lillebælt er kendetegnet af høje strømhastigheder og faner af resuspenderet organisk materiale må derfor formodes ført bort af strømmen relativt hurtigt, selv i sommermånederne hvor den vindinducerede resuspension er lavest. Ifølge fiskeplan for fiskeri i Natura 2000 området i Lillebælt vil maksimalt 6 fartøjer kunne fiske i et produktionsområde samtidig. Det ansøgte fiskeri på 14.000 ton vil kunne fiskes på et relativt lille areal af H96 (4 %) med den nuværende store bestand af fiskbare muslinger. DTU Aqua vurde-

rer derfor, at fiskeriet ikke kan forventes at have en betydende effekt på sigtddybden i habitatområdet i Lillebælt (H96) i 2011. Der kan dog lokalt forekomme en forringelse i sigtddybden i området lige omkring fiskeriet. Denne forringelse vil dog være kortvarig og forventes ikke at påvirke flora og fauna signifikant.

8.1.3 Konklusion

Sigtddybden har ligget relativt konstant omkring 6-8 meter i området siden 1995. Dog er sigtddybden de senere år faldet til under 6 meter på de 2 stationer, hvor der stadig prøvetages.

Muslinger er vigtige filtratorer, dog vil opfiskning af 14.000 ton blåmuslinger ikke have en betydning for sigtddybden i Natura 2000 området, hvor bestanden i 2010 ligger på 181.000 ton fiskbare muslinger (>5 cm) med et stort filtrationspotentiale.

I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. I 2010 er 52 % af fiskeriet pågået i maj, september og oktober, hvor den vindinducerede resuspension er relativt lav. Lillebælt er kendetegnet af høje strømhastigheder og faner af resuspenderet organisk materiale må derfor formodes ført bort af strømmen relativt hurtigt, selv i sommermånederne, hvor den vindinducerede resuspension er lavest. Ifølge fiskeplan for fiskeri i Natura 2000 området i Lillebælt vil maksimalt 6 fartøjer kunne fiske i et produktionsområde samtidig. Det ansøgte fiskeri på 14.000 ton vil kunne fiskes på et relativt lille areal af H96 (4 %) med den nuværende store bestand af fiskbare muslinger. DTU Aqua vurderer derfor, at fiskeriet ikke kan forventes at have en betydende effekt på sigtddybden i habitatområdet i Lillebælt (H96) i 2011. Der kan dog lokalt forekomme en forringelse i sigtddybden i området lige omkring fiskeriet. Denne forringelse vil dog være kortvarig og forventes ikke at påvirke flora og fauna i væsentligt omfang.

8.2 Påvirkning af substrat

8.2.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Basisanalysen for Lillebælt inkluderer ikke en vurdering af fjernelsen af substrat for H96.

8.2.2 Konsekvensvurderingens analyse

Rev er defineret som et område der topografisk rejser sig fra den øvrige havbund, og er hårdt kompakt substrat, såsom klipper, kampesten eller blødere materialer, såsom kalk, >64 mm i diameter. Rev kan findes på hård eller blød bund i kystzonen. Rev kan være biogene, defineret som belægninger, koraller, og muslingebanker, stammende fra døde eller levende organismer.

Fiskeriets effekt på forekomsten af arter menes bl.a. at være forårsaget af fjernelsen af hårdt substrat og en reduktion i habitatens kompleksitet (Sewell et al. 2007), foruden den direkte effekt på bundlevende organismer ved mekanisk forstyrrelse. Denne antagelse bygger dels på felteksperimenter og dels på observationer i den nordlige del af Løgstør Bredning og på resultater fra internationale studier (Hill et al 1993, Magorian 1996, Hermsen et al 2003).

8.2.3 Fjernelse af sten

Fiskeplanen angiver at: *"I forbindelse med fiskeri udsvider fiskerne selv enkelte større sten, da vægten af stenene vil indgå i den enkelte fiskers ugekvote og således forringe økonomien i fiskeriet. Muslingefiskeri vil kun blive gennemført med muslingeskraber monteret med stenriste med 25 cm mellemrum. Dette fjerner*

muligheden for optag af enkeltliggende sten med større diameter end 25 cm. Muslingeindustriene, der modtager muslinger fra Natura 2000-området i Lillebælt, vil registrere mængden af sten i fangsterne.”

Muslingeindustriene har i fiskesæsonen 2010 registreret landinger af sten. Data er indsamlet af Fiskeridirektoratet. Der er primo december 2010 registreret landinger af 47 kg og 3.323 kg sten fra henholdsvis produktionsområde 74 og 76.

DTU Aqua registrerede fangst af større sten på elleve stationer i forbindelse med forsøgsfiskeri i området dybere end 3 meter i 2010.

Direkte påvirkninger

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

Fjernelse af sten reducerer kompleksiteten i naturtyperne. Naturtypen rev (1170) er udlagt på baggrund af forekomsten af stenrev. Denne naturtype er derfor særligt sårbar overfor fjernelse af substrat, som vil true naturtypen integritet.

8.2.4 Konklusion

Ifølge Basisanalysen for H96 har habitat-området ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at ålegræsbestanden er i tilbagegang pga. eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarlige stoffer, marin akvakultur. Basisanalysen vurderer ikke betydningen af fjernelse af substrat fra H96.

Registreringer fra 2010 viser, at omfanget af landinger af sten samlet er 3.370 kg i produktionsområde 74 og 76.

Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere udbredelse af makroalger og bunddyr, som lever fasthæftet på stenene eller mere mobilt mellem stenene. Fjernelse af sten reducerer kompleksiteten i naturtyperne. Naturtypen rev (1170) er udlagt på baggrund af forekomsten af sten. Denne naturtype er derfor særligt sårbar overfor fjernelse af hårdt substrat, som vil true naturtypens integritet.

8.2.5 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.

8.3 Muslingebestanden

8.3.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Boks 4

Natura 2000 basisanalyse: Lillebælt (Fyns Amt 2006)

Trusler

Marine naturtyper

Overvågning gennemført under NOVANA-programmet samt kortlægning af de marine naturtyper har vist, at miljøtilstanden i alle danske kystnære områder ikke opfylder målsætningerne, og er utilfredsstillende for de biologiske elementer. Miljøtilstanden i Lillebælt opfylder ikke målsætningerne i Lillebælt amternes regionplaner, og der kan påvises negative strukturer i plante- og dyrelivet i alle de naturtyper der indgår i udpegningsgrundlaget. Området er ligeledes efter Miljømålsloven vurderet til at være i risiko for ikke at opfylde målsætningerne i 2015, som følge af direkte påvirkninger af flora og fauna, påvirkninger fra næringsstoffer, miljøfarlige stoffer samt fysiske påvirkninger. **Som væsentligste antropogene presfaktorer anføres generelt for alle marine naturtyper i Danmark eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarligestoffer, marin akvakultur samt invasive arter.**

Ilthforhold

Mens nordlige og sydlige Lillebælt rammes af kraftige og ofte langvarige iltsvind hvert år, rammes habitatområdet kun tidvis i mindre omfang af iltsvind. Dette skyldes de hydrodynamiske forhold i området, der bevirker at hele vandsøjlen ofte opblandes og iltsvindsepisoder ikke vedvarer.

Bundfauna

Bundfaunaen i habitatområdet er præget af eutrofieringsbetingede arter og består af knap 80% muslinger og resten er stort set børsteorme, mens de iltsvindsfølsomme krebsdyr og pighude kun udgør et par procent af individantallet i habitatområdet. Iltsvindet har i de senere år været så omfattende, at bunddyrene i visse dele af Lillebælt har været helt udryddet og i habitatområdet har dyrelivet været stærkt påvirket og reduceret i arts- og individtæthed. De tilbagevendende iltsvind i især nordlige og sydlige bælthav kan svække rekrutteringsgrundlaget for bundfauna ikke alene i disse områder men også i habitatområdet. I kystlagunerne er bundfaunaen typisk artsfattig og præget af eutrofieringsbetingede arter.

Andre trusler

Det marine habitatområde H96 er omfattet af Fiskeridirektoratets produktionsområder 74 og 76 for blåmuslingefiskeri. Bundskrabende fiskeredskaber som anvendes til blåmuslingefiskeri har alvorlige konsekvens for dyre- og planteliv på havbunden. Det er svært for den rodfæstede vegetation at få fodfæste, ligesom bundlevende dyr er følsomme over for muslingeskrab.

8.3.2 Konsekvensvurderingens analyse

Muslingebestanden (>3 meter) er i H96 i 2010 estimeret til at være 181.000 ton. Bestanden er steget fra 155.000 ton i 2008, hvilket er en stigning i muslingebestanden på ca. 17 %.

Et fiskeri på 14.000 ton vil fjerne 8 % af den totale muslingebestand. Ifølge Fiskeplanen (Bilag 3) vil muslingefiskeriet blive begrænset til områder, hvor biomassen af blåmuslinger overstiger 1,5 kg m⁻². Gennem-

snitsbestanden af muslinger, i området hvor bestanden er $>1,5 \text{ kg m}^{-2}$ er $2,5 \text{ kg m}^{-2}$. En bestand på 14.000 ton vil således medføre en direkte påvirkning af $11,2 \text{ km}^2$ 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 19 % 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. Problemstillingen vedrørende substrat er vurderet i afsnit 8.2.

8.3.3 Kumulative effekter

Eutrofiering, naturlig variation, effekten af det planlagte fiskeri, sammenholdt med de tidligere års fiskeri kan forventes at have en betydning for muslingebestandens størrelse og dermed for sigtgybden. Ændringer i rekrutteringen og dødelighed pga. iltsvind og prædation, kan have stor effekt. Iltsvindshændelser er rapporteret for en række områder i Lillebælt, dog hovedsageligt udenfor Natura 2000 området. Prædation fra søstjerner er en anden faktor, der har betydning for udbredelsen af blåmuslinger lokalt i Lillebælt og dermed for områdets filtrationspotentiale. Det er således beregnet at søstjerner lokalt kan fjerne op til 15.000 ton (Holtegaard et al., 2008). Tidligere års muslingefiskeri vurderes ikke til at have en negativ effekt på muslingebestanden, da den samlede muslingebestand i H96 er vurderet til at være steget ca. 17 % fra 2008 til 2010.

8.3.4 Konklusion

Det planlagte fiskeri af blåmuslinger vil fjerne 8 % af bestanden. Bestanden af blåmuslinger udgør i 2010 181.000 ton, hvilket er en stigning på 17 % i forhold til 2008. Produktionen af muslinger udgør 40 % af biomassen og fiskeriet vil fjerne ca. 19 % af produktionen. Det vurderes, at det planlagte fiskeri, sammenholdt med de tidligere års fiskeri ikke vil have en betydende påvirkning på forekomsten af blåmuslinger i naturtyperne.

8.4 Ålegræs

Ålegræs er en central habitat type for naturtype 1110 og 1160 i H96. 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 udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket (Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d).

Basisanalysen for Lillebælt (Fyns Amt, 2006) vurderer, at naturtype 1110 og 1160 ikke har en gunstig bevaringsstatus.

8.4.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Boks 4

Natura 2000 basisanalyse: Lillebælt (Fyns Amt, 2006)

Trusler

Marine naturtyper

Overvågning gennemført under NOVANA-programmet samt kortlægning af de marine naturtyper har vist, at miljøtilstanden i alle danske kystnære områder ikke opfylder målsætningerne, og er utilfredsstillende for de biologiske elementer. Miljøtilstanden i Lillebælt opfylder ikke målsætningerne i Lillebælt amternes regionplaner, og der kan påvises negative strukturer i plante- og dyrelivet i alle de naturtyper der indgår i udpegningsgrundlaget. **Området er ligeledes efter Miljømålsloven vurderet til at være i risiko for ikke at opfylde målsætningerne i 2015, som følge af direkte påvirkninger af flora og fauna, påvirkninger fra næringsstoffer, miljøfarlige stoffer samt fysiske påvirkninger. Som væsentligste antropogene presfaktorer anføres generelt for alle marine naturtyper i Danmark eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarligestoffer, marin akvakultur samt invasive arter.**

Iltforhold

Mens nordlige og sydlige Lillebælt rammes af kraftige og ofte langvarige iltsvind hvert år, rammes habitatområdet kun tidvis i mindre omfang af iltsvind. Dette skyldes de hydrodynamiske forhold i området, der bevirker at hele vandsøjlen ofte opblandes og iltsvindsepisoder ikke vedvarer.

Bundfauna

Bundfaunaen i habitatområdet er præget af eutrofieringsbetingede arter og består af knap 80% muslinger og resten er stort set børsteorme, mens de iltsvindsfølsomme krebsdyr og pighude kun udgør et par procent af individantallet i habitatområdet. Iltsvindet har i de senere år været så omfattende, at bunddyrene i visse dele af Lillebælt har været helt udryddet og i habitatområdet har dyrelivet været stærkt påvirket og reduceret i arts- og individtæthed. De tilbagevendende iltsvind i især nordlige og sydlige bælthav kan svække rekrutteringsgrundlaget for bundfauna ikke alene i disse områder men også i habitatområdet. I kystlagunerne er bundfaunaen typisk artsfattig og præget af eutrofieringsbetingede arter.

Andre trusler

Det marine habitatområde H96 er omfattet af Fiskeridirektoratets produktionsområder 74 og 76 for blåmuslingefiskeri. Bundskrabende fiskeredskaber som anvendes til blåmuslingefiskeri har alvorlige konsekvens for dyre- og planteliv på havbunden. Det er svært for den rodfæstede vegetation at få fodfæste, ligesom bundlevende dyr er følsomme over for muslingeskrab.

8.4.2 Konsekvensvurderingens analyse

Direkte effekter

Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte ålegræsforekomster kan ikke forventes at forekomme, idet skraberen vil miste fangsteffektivitet 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 prøvefiskeri i forhold til at finde en egnet fiskeplads.

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

Effekten af kammuslingeskrabere (som kan sammenlignes med effekten af en muslingeskraber) på ålegræs viser betydelige reduktioner i ålegræsbiomasse og antallet af skud på både bløde og relativt hårde bundtyper (Fonseca et al (1984) i Sewell et al. 2007). Ålegræsbede kan også blive negativt påvirket af den sedimentsky og turbiditet som skraberne skaber (Sewell et al. 2007). Sedimentet kan lægge sig på ålegræssets blade og dermed nedsætte ålegræssets vækst og forøge væksten for de væksthæmmende epifytter som vokser på bladene (Vinther et al. 2008).

Muslingeskrab og derved forstyrrelse af sedimentet hindrer vegetativ og seksuel formering i det skrabeområde. Ålegræsset har et betydeligt spredningspotentiale, idet nyetablering af ålegræsbestande kan ske langt fra eksisterende bestande og foregår primært ved frøspredning. Planten vil således 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 2009). Langdistance spredning af frø over afstande større end 1 km er underkastet tilfældige hændelser og tidshorizonten er i bedste fald 5, 10 eller 20 år afhængigt af afstand, strømforhold og vækstvilkår i øvrigt (Pedersen et al., 1999).

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

Indirekte effekter

Sigtdybde er bestemmende for dybdeudbredelse af ålegræs (Olesen 1996). Petersen et al. (2008b) fandt en positiv korrelation mellem forekomst af blåmuslinger og sigtdybden, afhængigt af vindopblanding og omfanget af fiskeriet. I perioder med lagdeling i vandsøjlen og stor konkurrence mellem 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 (se afsnit 8.1).

Fiskeri af muslinger med skraber medfører en ophvirvling af bundsediment, som kan have betydning for sigtdybde og frigivelse af næringsstoffer og iltforbrugende stoffer. Blåmuslingefiskeriet i Lillebælt omfatter kun få ton muslinger og det forventes derfor ikke at fiskeriet generelt vil påvirke sigtdybden i habitatområdet. Sigtdybden vil dog lokalt blive påvirket, mens der fiskes. Denne sigtdybdeforringelse er kortvarig og forventes derfor ikke at have en betydelig, negativ indvirkning på ålegræssets vækst. Problemstillingerne vedrørende sigtdybden er vurderet nærmere i konsekvensvurderingens afsnit 8.1.

Kumulative effekter

Fjernelse af dele af muslingebestanden, ophvirvling af næringsstoffer og den afledte fytoplanktonproduktion, og ophvirvling af sediment ved skrabning er alle effekter, som i sig selv kan påvirke sigtdybden og derved dybdeudbredelsen for ålegræs og makroalger i området. Hver især har disse faktorer ikke nødvendigvis

en betydende effekt, men samlet set er der risiko for, at muslingeskrab kan have en effekt på sigtddybden i området, specielt i sommerperioden. Denne effekt vil være størst for ålegræs og makroalger i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober). Lillebælt er kendetegnet af kraftige strømninger, specielt igennem det korte, smalle område kaldet "Snævringen". Dette skaber så meget turbulens i vandmasserne at en lagdeling af vandmasserne ikke er så udtalt i habitatområdet, som i den nordlige og sydlige del af Lillebælt (Fyns Amt, 2006). Faner af resuspenderet materiale vil således blive fortyndet og ført væk fra området relativt hurtigt, selv om sommeren, hvor den vindinducerede opblanding er lavest (se afsnit 8.1.2.)

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).

Genetableringstid for ålegræs

Kolonisering af områder i umiddelbar nærhed (metre) af eksisterende ålegræsbede sker ved frøspredning og tidshorizonten kan være 3-5 år. Ugunstige forhold kan dog forlænge denne periode betydeligt. Langdistance spredning af frø over afstande større end 1 km er underkastet tilfældige hændelser og tidshorizonten er i bedste fald 5, 10 eller 20 år afhængigt af afstand, strømforhold og vækstvilkår i øvrigt (Pedersen et al., 1999).

Ålegræsbestandens historiske udbredelse

For 100 år siden var ålegræsset i Lillebælt udbredt til 10-12 meters dybde (Ostenfeldt 1908; Rask et al 2000), i dag er det næsten halveret til 5-7 meters dybde (Basisanalysen for Lillebælt H96) (Figur 6).

Dybdeudbredelsen for ålegræs indenfor H96 er monitoreret på otte transekter i perioden 1988-2010 (Data fra Miljøcenter Ribe og MADS, DMU) (Figur 7). Ålegræssets dybdeudbredelse har været meget dynamisk i de sidste 20 år i H96, med store spring i dybdeudbredelsen på op til 4,5 meter fra år til år (Figur 6). Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse i området har generelt varieret mellem 2-7 meter (Figur 6).

Ålegræsbestandens nuværende udbredelse

Datamaterialet for ålegræssets maksimale udbredelse i Lillebælt i 2010 er mangelfulde. I 2010 blev kun ét transekt monitoreret for ålegræs i hele habitatområdet H96 (Transekt 4, Årø Sande) (Figur 2,6). Det bedste mål for ålegræssets dybdeudbredelse i Lillebælt er derfor den potentielle dybdegrænse, vurderet på baggrund af den observerede sammenhæng mellem ålegræssets maksimale dybdegrænse og sigtddybden (Figur 4,6). Ålegræssets dybdegrænse var 5,1 på transekt 4 i 2010.

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 Lillebælt kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem ålegræssets dybdegrænse og sigtddybden. Empiriske analyser i en række kystområder, herunder Lillebælt, har vist en sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse for ålegræs (Nielsen et al., 2002).

Nielsen et al., (2002) finder en lineær sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænsen for ålegræs; på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtdyb-

den beregnes hos Nielsen et al., (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts til oktober).

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

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

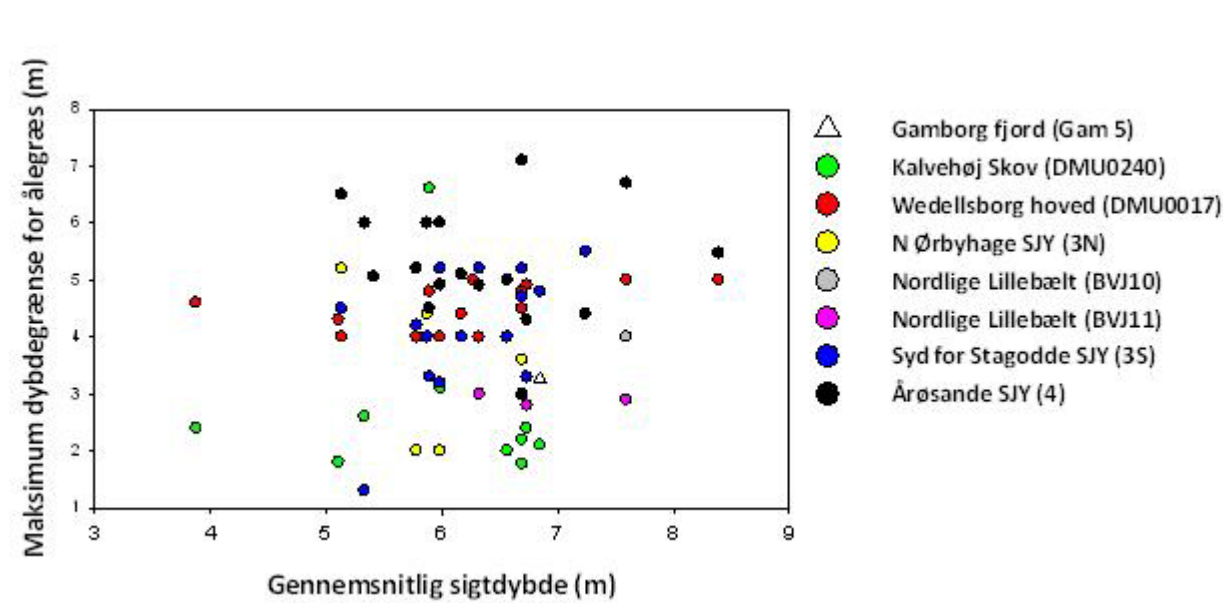
Sigtdybden i området har været relativt konstant og har siden 1995 ligget omkring 6-8 m, dog er der sket et lille fald fra 2008 til 2010 (Figur 4). Antallet af CTD-stationer er ligeledes faldet. I 2010 blev sigtdybden kun målt på to CTD-stationer i Lillebælt, og datagrundlaget for sigtdybden i området er derfor mangelfuldt. I 2010 var den maksimalt observerede, gennemsnitlige sigtdybde 5,7 meter på CTD-station 6200027 i ålegræssets vækstperiode (marts til oktober). Konsekvensvurderingen gælder for 2011, men vi har ingen data for sigtdybden i 2011.

Ålegræsset vil derfor ifølge modellen fra Nielsen *et al.*, (2002) potentielt kunne udbrede sig til en dybde på 6,1 m i 2010 (Tabel 5) hvilket er lidt dybere end den observerede dybdegrænse for ålegræs (5,1 m). Tabel 5 viser at ålegræssets dybdegrænse generelt har været stigende de sidste år, på trods af det lille fald i sigtdybde (Figur 4).

DTU Aqua finder ingen tilsvarende sammenhæng mellem ålegræssets maksimale dybdegrænse og sigtdybden, når data fra transekterne i Lillebælt plottes mod den gennemsnitlige sigtdybde (for alle CTD-stationer) (Figur 14), den maksimale sigtdybde (For alle CTD-stationer), og når dybdegrænsen på et transekt plottes mod den nærmeste CTD station.

Der kan være flere grunde til dette:

- Andre parametre er mere betydende for ålegræssets dybdegrænse i nogle år end sigtdybden.
- CTD-stationerne ligger generelt på dybere vand og langt fra ålegræstransekterne. Den målte sigtdybde svarer derved ikke til de lysforhold ålegræsset vokser under. Dvs. der er muligvis en sammenhæng med sigtdybden lokalt over ålegræstransekterne, men data for sigtdybden på transekterne monitoreres ikke.



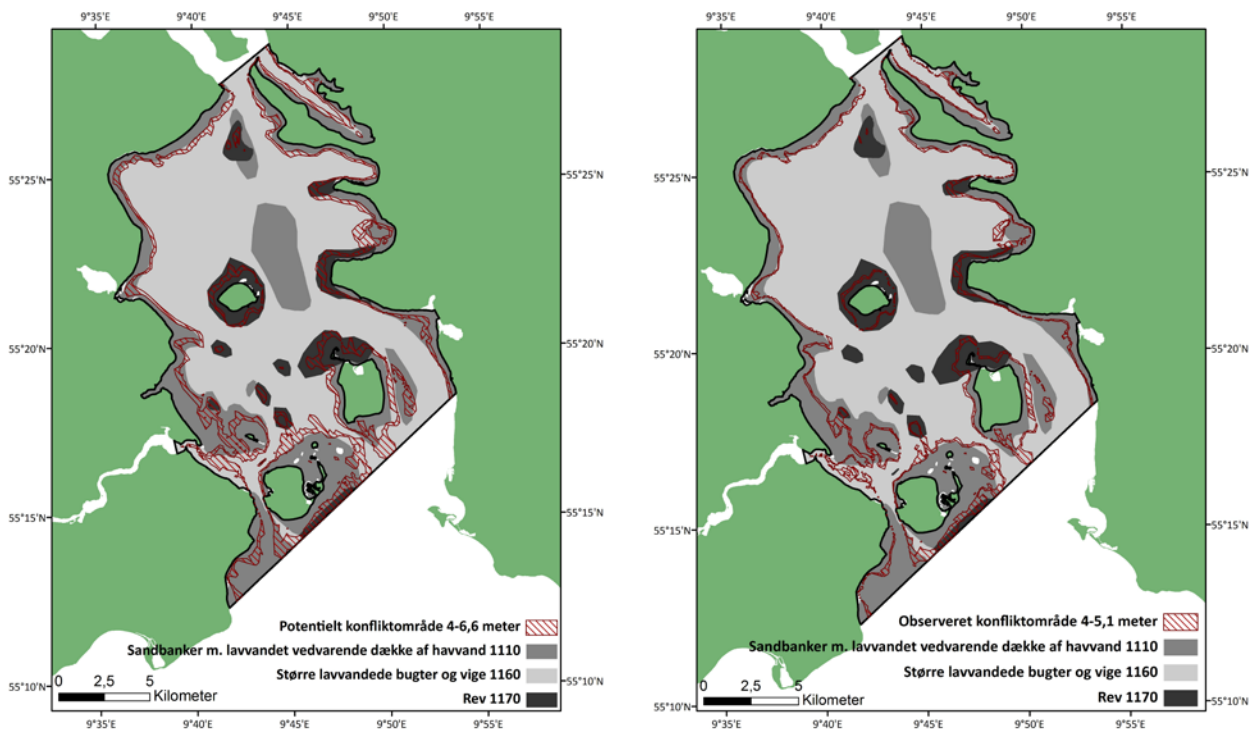
Figur 14. Sammenhængen mellem dybdegrænsen for ålegræs på transekterne i habitatområdet Lillebælt (H96) og den gennemsnitlige sigtdybde for alle CTD-stationer i H96. Sammenhængen med den maksimale sigtdybde (alle

CTD-stationer) og dybdegrænsen, og sigtdybden på den nærmeste CTD-station, blev også undersøgt. Her fandt DTU Aqua ligeledes ingen sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og sigtdybden.

Figur 14 viser sammenhængen mellem den gennemsnitlige sigtdybde (gennemsnit for alle målte CTD-stationer i H96) og ålegræssets maksimale dybdegrænse (m). Denne figur viser at ved en sigtdybde på 5,5 er ålegræsset tidligere observeret ud til 6,6 meter. DTU Aqua vurderer derfor den potentielle dybdegrænse i habitatområdet i Lillebælt til 6,6 m i 2010 og finder at dette også er det bedste estimat for 2011. Estimatet for 2011 er dog meget usikkert, da DTU Aqua ingen mulighed har for at forudsige sigtdybden i 2011. Ålegræssets maksimale dybdegrænse har været stigende i området de sidste år Figur 6.

Tabel 5. Potentielle og observerede dybdegrænser for ålegræs i Lillebælt i perioden 2008-2011. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober, Nielsen et al., 2002). I 2011 har DTU Aqua ingen data eller modeller til grundlag for en sigtdybde estimering og må derfor henholde sig til sigtdybden i 2010 (se afsnit 8.1). Sigtdybden og dermed modelberegningerne for ålegræsdybdegrænse er derfor meget usikker i 2011. Ved estimeringen af den potentielle, maksimale dybdegrænse for ålegræs er standardafvigelsen lagt til den gennemsnitlige dybdeudbredelse beregnet ifølge Nielsen et al., (2002). Dette er gjort, da den potentielle dybdegrænse svarer til den maksimale dybdegrænse for ålegræsset, og ikke den gennemsnitlige dybdegrænse. Den potentielle dybdegrænse afledt af forholdet mellem sigtdybden og den observerede dybdegrænse i Lillebælt er indrammet i grå, da DTU Aqua bruger denne i konsekvensvurderingen af fiskeriet. Alle tal er opgivet i meter.

Potentiel dybdegrænse i meter	2008	2009	2010	2011
Sigtdybden	5,3	5,6	5,7	?
Observeret dybdegrænse	4,3	4,6	5,1	
Potentiel dybdegrænse model Nielsen et al 2002	5,8	6,1	6,1	?
Potentiel dybdegrænse afledt fra observationerne i området	6,6	6,6	6,6	6,6



Figur 15. Andel af naturtype 1110 og 1160, hvor der potentielt kan forekomme ålegræs (rød skravering) og hvor der kan pågå fiskeri. Venstre: Arealet mellem 4 meters dybde og den potentielle udbredelse af ålegræs i 2010 på 6,6 meter udgør 29,3 km². Højre: Arealet mellem 4 meters dybde og den observerede udbredelse af ålegræs på 5,1 meter i 2008 udgør 14,3 km².

Fiskeplanens påvirkning af ålegræssets udbredelse

Ønsket fra fiskeriet er at fiske på dybder mellem 4 og 13 meter, se Fiskeplan (Bilag 3). På Figur 15 og i Tabel 6 ses andelen af Natura 2000 område H96, hvor der vil være konflikt mellem muslingefiskeri og den observerede og potentielle udbredelse af ålegræs.

Fiskeplanen overlapper med ålegræssets observerede dybdeudbredelse i 2010 mellem 4 og 5,1 meter, svarende til 14,3 km² og 18 % af ålegræssets observerede udbredelsesområde (0 - 5,1 m; 77,6 km²) i naturtype 1110 og 1160 i Lillebælt.

I 2011 vil fiskeriet overlappende den estimerede potentielle dybdeudbredelse for ålegræs mellem 4 og 6,6 meter i naturtype 1110 og 1160, svarende til 29,3 km² og 30 % af ålegræssets potentielle udbredelsesområde (0 - 6,6 m; 96,9 km²) i naturtype 1110 og 1160 i Lillebælt.

Tabel 6. Viser den observerede og potentielle dybdegrænse for ålegræs og arealet, der kan blive påvirket af muslingefiskeri i naturtype 1110 og 1160 i H96 i 2011.

Naturtype	Observeret dybdegrænse 5,1 m	Potentiel dybdegrænse 6,6 m
1110	7,8 km ² (4 – 5,1 m)	14,3 km ² (4 – 6,6 m)
1160	6,5 km ² (4 – 5,1 m)	15,0 km ² (4 – 6,6 m)

8.4.3 Konklusion

Ifølge Basisanalysen for H96 har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at ålegræsbestanden er i tilbagegang pga. eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarlige stoffer og marin akvakultur.

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 vil hæmme nyetableringen og spredningen 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.

Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede dybdeudbredelse i 2010 og potentielle dybdeudbredelse i 2011 på henholdsvis 5,1 og 6,6 meter vil reducere ålegræssets arealmæssige udbredelse, og forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse indenfor naturtype 1110 og 1160 i Lillebælt.

8.5 Makroalger

8.5.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Bentiske makroalger er en central habitattype for naturtype 1160 i H96. 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).

Boks 5

Natura 2000 basisanalyse: Lillebælt (Fyns Amt 2006)

Trusler

Marine naturtyper

Overvågning gennemført under NOVANA-programmet samt kortlægning af de marine naturtyper har vist, at miljøtilstanden i alle danske kystnære områder ikke opfylder målsætningerne, og er utilfredsstillende for de biologiske elementer. Miljøtilstanden i Lillebælt opfylder ikke målsætningerne i Lillebælt amternes regionplaner, og der kan påvises negative strukturer i plante- og dyrelivet i alle de naturtyper der indgår i udpegningsgrundlaget. **Området er ligeledes efter Miljømålsloven vurderet til at være i risiko for ikke at opfylde målsætningerne i 2015, som følge af direkte påvirkninger af flora og fauna, påvirkninger fra næringsstoffer, miljøfarlige stoffer samt fysiske påvirkninger. Som væsentligste antropogene presfaktorer anføres generelt for alle marine naturtyper i Danmark eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarligestoffer, marin akvakultur samt invasive arter.**

Iltforhold

Mens nordlige og sydlige Lillebælt rammes af kraftige og ofte langvarige iltsvind hvert år, rammes habitatområdet kun tidvis i mindre omfang af iltsvind. Dette skyldes de hydrodynamiske forhold i området, der bevirker at hele vandsøjlen ofte opblandes og iltsvindepisoder ikke vedvarer.

Bundfauna

Bundfaunaen i habitatområdet er præget af eutrofieringsbetingede arter og består af knap 80% muslinger og resten er stort set børsteorme, mens de iltvindsfølsomme krebsdyr og pighude kun udgør et par procent af individantallet i habitatområdet. Iltsvindet har i de senere år været så omfattende, at bunddyrene i visse dele af Lillebælt har været helt udryddet og i habitatområdet har dyrelivet været stærkt påvirket og reduceret i arts – og individtæthed. De tilbagevendende iltsvind i især nordlige og sydlige bælthav kan svække rekrutteringsgrundlaget for bundfauna ikke alene i disse områder men også i habitatområdet. I kystlagunerne er bundfaunaen typisk artsfattig og præget af eutrofieringsbetingede arter.

Andre trusler

Det marine habitatområde H96 er omfattet af Fiskeridirektoratets produktionsområder 74 og 76 for blåmuslingefiskeri. Bundskrabende fiskeredskaber som anvendes til blåmuslingefiskeri har alvorlige konsekvens for dyre- og planteliv på havbunden. Det er svært for den rodfæstede vegetation at få fodfæste, ligesom bundlevende dyr er følsomme over for muslingeskrab.

8.5.2 Konsekvensvurderingens analyse

Direkte effekter

Muslingeskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingeskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabede område, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrubes gentagende gange.

Ved muslingeskrab fjernes fast substrat i form af sten og skaller (se afsnit 8.2). 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 hurtigt voksende makroalgearter en konkurrencemæssig fordel, og muslingeskrab vil derfor medvirke til at ændre makroalgesamfundets artssammensætning mod en dominans af hurtigt voksende arter. De to invasive arter sargassotang og gracilariatang er hurtigt voksende arter med et stort spredningspotentiale, som allerede forekommer i store dele af de danske farvande, men endnu ikke i Lillebælt. Skrabning på de oprindelige makroalgebestande forøger 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. Hurtigt voksende 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 salttilførsel 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 langsomt voksende 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 hurtigt voksende arter en konkurrencemæssig fordel, når nærings salttilførslen er høj, som det er tilfældet i Lillebælt (Krause-Jensen et al., 2009, udkast).

Indirekte effekter

Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtddybden en vigtig parameter for udviklingen af makroalgесamfund. Fiskeri efter blåmuslinger med skrabende redskaber, i habitatområdet såvel 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 8.1). Petersen et al. (2008b) fandt en positiv korrelation mellem forekomst af blåmuslinger og sigtddybden i Limfjorden. I perioder med lagdeling i vandsøjlen og stor konkurrence muslingerne imellem, kan en fjernelse af dele af muslingebestanden derfor 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 (se afsnit 8.1). Generelt set må det derfor vurderes, at kun en fjernelse af en stor andel af bestanden af muslinger i Lillebælt i forhold til produktionsrate kan føre til forringelser i sigtddybden. Der fiskes 14.000 ton muslinger af en bestand på 181.000 ton i Lillebælt (H96), hvilket svarer til 19 % af produktionen. DTU Aqua vurderer på dette grundlag, at en fjernelse af 14.000 ton muslinger i Lillebælt ikke vil reducere sigtddybden, idet kun en lille del af blåmuslingebestanden og produktionen fjernes.

Kumulative effekter

Den generelle eutrofiering af Lillebælt 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 risiko for, at muslingeskrab i eutrofe områder som Lillebælt har en effekt på sigtddybden i området, specielt i sommerperioden. Lillebælt er kendetegnet af kraftige strømninger, specielt igennem det korte, smalle område kaldet "Snævringen". Dette skaber så meget turbulens i vandmasserne at en lagdeling af vandmasserne ikke er så udtalt i habitatområdet, som i den nordlige og sydlige del af Lillebælt (Fyns Amt, 2006). Faner af resuspendert materiale vil således blive fortyndet og ført væk fra området relativt hurtigt, selv om sommeren, hvor den vindinducerede opblanding er lavest (se afsnit 8.1.2.)

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 makroalger

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 på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisorator af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. 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).

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). Makroalgerne konkurrerer desuden om det faste substrat med de invasive makroalgearter Sargassotang og Gracilariatang, som dog endnu ikke er observeret i Lillebælt.

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

Makroalgernes historiske udbredelse

Makroalgernes dybdeudbredelse er reduceret fra 30 - 35 meter for 100 år siden til 12-14 meter i dag (Ostenfeld 1908). Der foreligger ikke data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse i Lillebælt, da dybdegrænsen for makroalgerne ikke monitoreres af de tidligere amter og senere Miljøcenter Ribe i perioden 1989 til 2010. 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

Miljøcenter Ribe monitorerede makroalger på ét transekt i Lillebælt i 2010, datagrundlaget for en vurdering af makroalgernes udbredelse i Lillebælt er derfor meget begrænset. Makroalger er blevet monitoreret og observeret ud til 12-14 meter i Lillebælt i 2010 (Figur 7B). Seks makroalgearter blev registreret på 12-14 meters dybde, og der må derfor formodes forekomst af makroalger dybere end 14 meter.

DTU Aqua fandt makroalger i forbindelse med bestandsundersøgelsen af blåmuslinger i Lillebælt i oktober 2010 på 15 ud af 76 stationer på dybder mellem 3 og 14 meter.

Makroalgernes nuværende dybdeudbredelse er altså ukendt i området men minimum 14 meter.

Makroalgernes potentielle udbredelse

Makroalger 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 Lillebælt 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 dybdegrænsen for makroalger (Nielsen et al., 2002) (\pm angiver standard afvigelsen på parametrene):

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

Sigtdybden i 2010 er gennemsnitligt 5,7 meter (data fra marts til oktober) se afsnit 8.1. Ved en gennemsnitlig sigtdybde i 2010 på 5,7 meter kan dybdegrænsen for makroalger estimeres til at være 10,1 meter (Nielsen et al. 2002). Beregninger ud fra makroalgernes lysbehov viser, at dette er en underestimering.

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 skorpe-

formede 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 $2,2 \cdot$ sigtdybden. Sigtdybden i 2010 var 5,7 meter og 1 % lys vil altså nå ned til 13 meter. Makroalger kan gå helt ned til 0,03 % af lyset, og vil derfor potentielt kunne vokse i en stor del af Lillebælt med undtagelse af de dybeste render.

DTU Aqua fandt makroalger i forbindelse med bestandsundersøgelsen af blåmuslinger i Lillebælt i oktober 2010 på 15 ud af 76 stationer på dybder mellem 3 og 14 meter.

DTU Aqua vurderer derfor, at der potentielt kan forekomme makroalger i hele Lillebælt ned til > 14 meter også i 2011.

Tabel 7. Potentielle og observerede dybdegrænser for makroalger i Lillebælt. Sigtdybden er beregnet som et gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober, Nielsen et al 2002). I 2011 har DTU Aqua ingen data eller modeller til grundlag for en estimering af sigtdybden og må derfor henholde sig til sigtdybden i 2010 (se afsnit 8.1). Sigtdybden og dermed modelberegningerne for makroalgernes dybdegrænse er derfor meget usikker i 2011. Ved estimeringen af den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Lillebælt er standardafvigelsen lagt til den gennemsnitlige dybdeudbredelse (Nielsen et al., 2002). Dette er gjort, da den potentielle dybdegrænse svarer til den maksimale dybdegrænse for makroalgerne, og ikke den gennemsnitlige dybdegrænse.

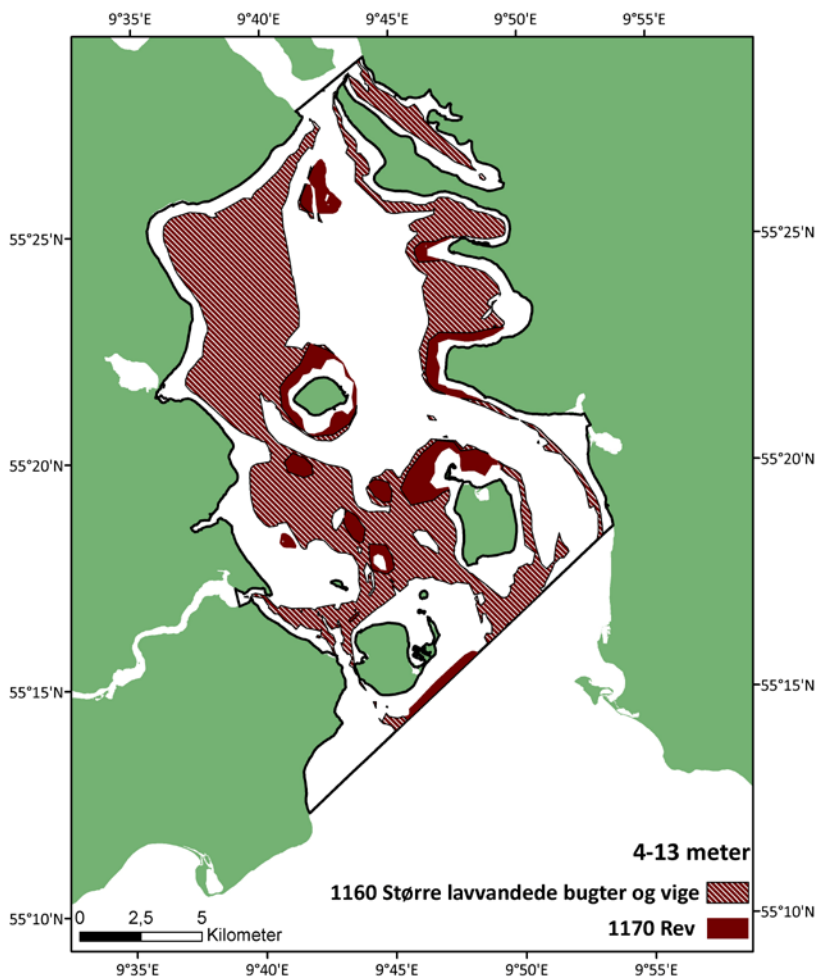
Potentiel dybdegrænse i meter	2008	2009	2010	2011
Sigtdybden	5,3	5,6	5,7	?
Observeret dybdegrænse	Ingen data	Ingen data	>14	?
Nielsen et al., 2002 (model)	9,4	9,9	10,1	?
Kompensationsdybden (1 % lys)	12	12	13	?

Fiskeplanens påvirkning af makroalgernes udbredelse

Ønsket fra fiskeriet om at fiske på dybder mellem 4 - 13 meter er i konflikt med den observerede og potentielle forekomst af makroalger på dybder mellem 4 -13 meter svarende til 96,6 km² og 87 % af det observerede udbredelsesområde for makroalger (0 - 14 meter, 110,6 km²) i naturtype 1160; og 16,6 km² og 70 % af det observerede udbredelsesområde for makroalger i naturtype 1170 (0 - 14 meter, 23,9 km²) Tabel 8 og Figur 16. Andelen af Natura 2000 området, naturtype 1160 og 1170, hvor der vil være konflikt mellem muslingefiskeri og det potentielle udbredelsesområde for makroalger er illustreret på Figur 16.

Tabel 8. Viser den observerede og potentielle dybdegrænse for makroalger og arealet, der kan blive påvirket af muslingefiskeri i naturtype 1160 og 1170 i H96 i 2011. Fiskeriet søger om adgang til 4 - 13 meter i naturtype 1160 og 1170.

Naturtype	Påvirket areal ved fiskeriet
1160	96,6 km ² (4 – 13 m)
1170	16,6 km ² (4 – 13 m)



Figur 16. Andel af naturtype 1160 og 1170, hvor der forekommer makroalger (rød skravering), og hvor der kan pågå fiskeri. Det markerede areal på 4- 13 meter i naturtype 1160 udgør 96,6 km² og 16,6 km² i naturtype 1170.

8.5.3 Konklusion

Ifølge Basisanalysen for H96 har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at makroalgebestanden er i tilbagegang pga. eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandfokomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarlige stoffer, marin akvakultur og invasive arter.

Makroalger konkurrerer med blåmuslinger om hårdt substrat og bruger også muslingerne som substrat. Fjernes muslingeskaller og muslinger, vil der altså også blive fjernet makroalger og potentielt substrat. Muslingeskrab inden for makroalgernes potentielle udbredelses område (0 til >14 meter) vil derfor begrænse makroalgebestanden i sin nuværende og potentielle udbredelse.

Fjernelse af makroalgernes substrat (sten) i forbindelse med fiskeri er en irreversibel fjernelse af makroalger. Afskrabning af de oprindelige makroalger forøger risikoen for, at de to invasive og hurtigt voksende 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 to invasive arter i området. Ingen af de 2 invasive arter er endnu blevet observeret i området.

Naturtypen rev (1170) er særligt sårbar overfor fiskeri med skrabende redskaber, da substratet fjernes eller udjævnes, og da der forekommer langsomtvoksende makroalgearter med et lille spredningspotentiale.

8.6 Bundfauna

8.6.1 Basisanalysens beskrivelser af udpegningsgrundlag, status og trusler

Bundfauna er et centralt element i habitattyper for naturtype 1110, 1160 og 1170 i H96. 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).

Boks 6

Natura 2000 basisanalyse: Lillebælt (Fyns Amt, 2006)

Trusler

Marine naturtyper

Overvågning gennemført under NOVANA-programmet samt kortlægning af de marine naturtyper har vist, at miljøtilstanden i alle danske kystnære områder ikke opfylder målsætningerne, og er utilfredsstillende for de biologiske elementer. Miljøtilstanden i Lillebælt opfylder ikke målsætningerne i Lillebælt amternes regionplaner, og der kan påvises negative strukturer i plante- og dyrelivet i alle de naturtyper der indgår i udpegningsgrundlaget. **Området er ligeledes efter Miljømålsloven vurderet til at være i risiko for ikke at opfylde målsætningerne i 2015, som følge af direkte påvirkninger af flora og fauna, påvirkninger fra næringsstoffer, miljøfarlige stoffer samt fysiske påvirkninger. Som væsentligste antropogene presfaktorer anføres generelt for alle marine naturtyper i Danmark eutrofiering, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandforekomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarligestoffer, marin akvakultur samt invasive arter.**

Iltforhold

Mens nordlige og sydlige Lillebælt rammes af kraftige og ofte langvarige iltsvind hvert år, **rammes habitatområdet kun tidvis i mindre omfang af iltsvind.** Dette skyldes de hydrodynamiske forhold i området, der bevirker at hele vandsøjlen ofte opblandes og iltsvindsepisoder ikke vedvarer.

Bundfauna

Bundfaunaen i habitatområdet er præget af eutrofieringsbetingede arter og består af knap 80% muslinger og resten er stort set børsteorme, mens de iltsvindsfølsomme krebsdyr og pighude kun udgør et par

procent af individantallet i habitatområdet. Iltsvindet har i de senere år været så omfattende, at bunddyrene i visse dele af Lillebælt har været helt udryddet og i habitatområdet har dyrelivet været stærkt påvirket og reduceret i arts- og individtæthed. De tilbagevendende iltsvind i især nordlige og sydlige bælthav kan svække rekrutteringsgrundlaget for bundfauna ikke alene i disse områder men også i habitatområdet. I kystlagunerne er bundfaunaen typisk artsfattig og præget af eutrofieringsbetingede arter.

Andre trusler

Det marine habitatområde H96 er omfattet af Fiskeridirektoratets produktionsområder 74 og 76 for blåmuslingefiskeri. Bundskrabende fiskeredskaber som anvendes til blåmuslingefiskeri har alvorlige konsekvens for dyre- og planteliv på havbunden. Det er svært for den rodfæstede vegetation at få fodfæste, ligesom bundlevende dyr er følsomme over for muslingeskrab.

8.6.2 Konsekvensvurderingens analyse

Brugen af skrabende redskaber som f.eks. en muslingeskraber, har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings og Kaiser, 1998). Hvor stort omfanget af den pågældende effekt er, afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der påvirker et givent område. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af f.eks. roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse. DTU Aqua har gennemført en række undersøgelser af fiskeriets effekt på bundfauna i Limfjorden, og det videnskabelige grundlag der eksisterer fra Limfjorden og udenlandske undersøgelser vil danne grundlag for nærværende vurdering.

I vurderingen af den effekt de skrabende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2 - 2,0 cm af havbunden (Dyckjær et al., 1995). Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al., 1998) (Tabel 9). 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 som i Lillebælt øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning.

Tabel 9. 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 udglignet (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 af langtidseffekten af muslingefiskeriet (4 år) i Limfjorden 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 naboområde, der er lukket for muslingefiskeri. I området, hvor der fiskes muslinger, er der ikke fisket muslinger de sidste 4 år.

Rev er særligt sårbare overfor fiskeri med muslingeskraber, og specielt, hvor de forekommer som 'ører' i områder domineret af blød bund (Sewell et al. 2007), som vi ser i Lillebælt. Stenrev-habitater, som er særligt stabile og relativt uforstyrrede kan også være mere sårbare overfor skrabb, og i nogle studier har man vist at stenrevshabitater tidligere beboet af langsomtvoksende arter med lille spredningspotentiale er blevet udsat for ørkendannelse med uddøen af disse arter til følge. Det er derfor klart at sprednings- og rekoloniseringssevnen hos de dominerende arter eller nøglearter af særlig interesse efter en forstyrrelse er en

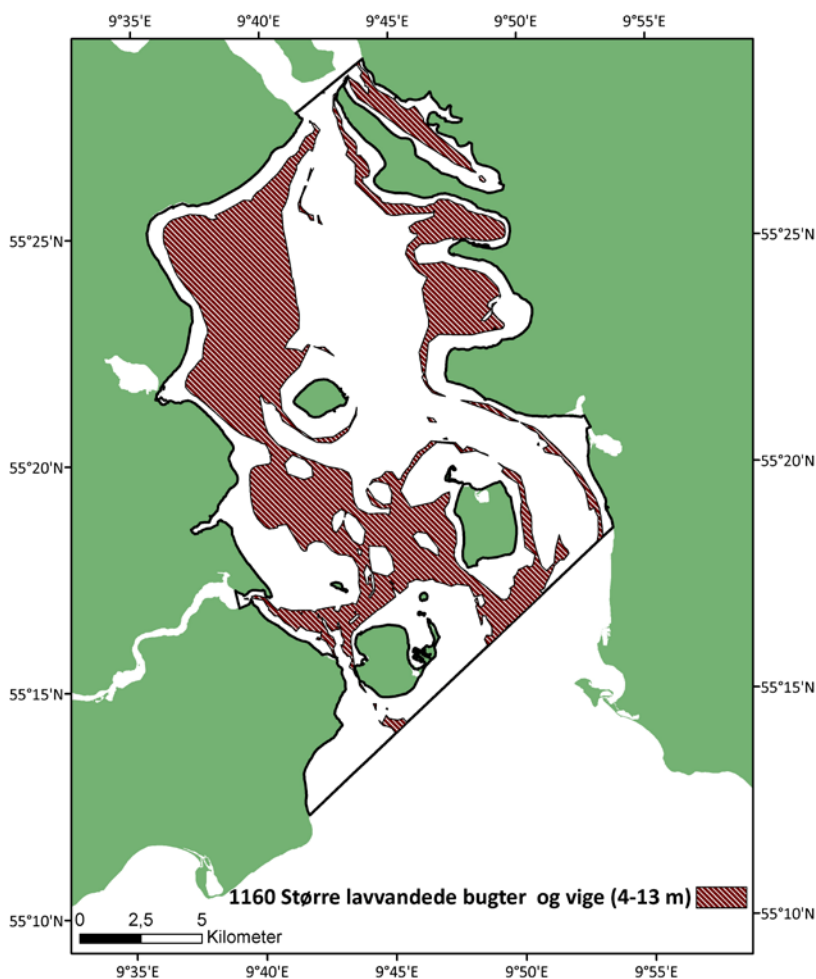
vital faktor, når man vil forudsige et habitats evne til at genetablere gunstig bevaringsstatus (Sewell et al. 2007). Artssammensætningen af bundfauna på de udpegede i rev i Lillebælt er ukendt.

Fiskeplanens påvirkning af bundfaunaens udbredelse

Ønsket fra fiskeriet, om at fiske på dybder mellem 4 - 13 meter, er i konflikt med den potentielle forekomst af bundfauna på dybder mellem 4 til 13 meter i naturtyperne 1110, 1160 og 1170 i H96 (Figur 17). Bundfaunaen kan potentielt påvirkes i 29 % af naturtype 1110, 59 % af 1160 og 69 % af 1170 (Tabel 10).

Tabel 10. Viser det potentielle areal, der kan blive påvirket af muslingefiskeri for bundfauna (4 – 13 meter) i naturtype 1110, 1160 og 1170 i H96 i 2011. Det totale areal af naturtype 1110 er 88,8 km², 162,6 km² i 1160 og 24,2 km² i 1170.

Naturtype	Potentiel påvirket areal	Procent påvirket
1110	25,3 km ² (4 – 13 m)	29 %
1160	96,6 km ² (4 – 13 m)	59 %
1170	16,6 km ² (4 – 13 m)	69 %



Figur 17. Andel af habitatområdet (inkluderer alle naturtyper), hvor der er konflikt mellem fiskeriet og udbredelsen af bundfauna (rød skravering), og hvor der kan pågå fiskeri. Det markerede areal på 4 - 13 meter i naturtype 1110 udgør 25,3 km²; 96,6 km² i 1160 og 16,6 km² i naturtype 1170.

8.6.3 Konklusion

Ifølge Basisanalysen for H96 har habitatområdet ikke gunstig bevaringsstatus. Basisanalysen vurderer at bundfaunaen er i tilbagegang pga. eutrofiering, iltsvind, fiskeri med slæbende redskaber, sugning af sandfokomster, etablering af vindmølleparker, miljøfarlige stoffer, marin akvakultur og invasive arter.

Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen, hvor fiskeriet pågår på 4-13 meters dybde. I Lillebælt vurderes effekten af muslingefiskeri at være >4 år på naturtype 1110 og 1160 og >5-7 år for 1170.

Naturtypen Rev 1170 er særligt sårbar overfor fiskeri med skrabende redskaber, da substratet fjernes og udjævnes og der kan forekomme langsomtvoksende bundfaunaarter med et lille spredningspotentiale, nogle arter kan forsvinde helt.

9 Bilag IV arter og andre arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV arter). Særligt beskyttede fiskearter i Lillebælt er havlampret, stavsild, majsild og snæbel. Særligt beskyttede pattedyr er gråsæl, spættet sæl og marsvin.

9.1 Fisk

Bevaringsstatus for havlampret, majsild, stavsild er ukendt i Danmark generelt og i Lillebælt. For snæbel er bevaringsstatus defineret som usikker (Søgaard et al., 2003, faglig rapport DMU nr. 457). Alle fire arter er omfattet af Habitatdirektivets bilag II.

Havlampret

Havlampretten var tidligere udbredt i farvandene omkring hele Danmark, men findes, så vidt vides i dag, kun i den vestlige og nordlige del af Jylland. Havlampret er anadrom, hvilket vil sige den gyder og lever som yngel i ferskvand, men lever hele sit voksne liv i havet. Den lever som ådselsæder eller ved at suge sig fast på andre fisk og æde af dem. En rigelig forekomst af egnede fødeemner er derfor et vigtigt krav til levestedet. Havlampretten bliver kønsmoden efter den har været i havet i 3-4 år, og når det sker, vandrer den op i større vandløb for at gyde og dø (www.skovognatur.dk).

Muslingeskrab medfører minimal bifangst af fisk og fangst af havlampret er ikke kendt. I det omfang havlampretten kan nå at flygte fra skraberens forventes der ikke være direkte negative effekter af muslingeskrab på Havlampretten. Muslingefiskeriet i Lillebælt forekommer på et lille areal af habitatområdet.

Stavsild og majsild

Både stav- og majsild, er som havlampretten anadrom, og vandrer mellem fourageringsområder i havet og gydepladser i fersk- og brakvand. I Danmark ses de fleste forekomster af stavsild i Vadehavet og de vestjyske fjorde i forårs og sommermånederne, men stavsild findes også på Den jyske Østkyst, omkring Randers fjord (Fiskepleje.dk). Majsild er sjælden i Danmark, og er de senere år kun registreret som bifangst i Ringkøbing fjord (skovognatur.dk).

Snæbel

Snæblen er anadrom, og trækker om efteråret op i Sydvestjyske vandløb for at gyde. I Danmark lever snæblen kun i Vadehavet.

Direkte påvirkninger

Der er meget lidt bifangst af fisk i forbindelse med muslingefiskeri. Der er på nuværende tidspunkt ikke registret bifangst af havlampret, stavsild, majsild og snæbel i forbindelse med muslingeforsøgsfiskeri i Lillebælt. Hverken stavsild, majsild eller snæbel er udbredt i Lillebæltområdet.

Indirekte påvirkninger

Muslingefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 14.000 ton, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lillebælt fiskes på 4 % af habitatområdet og disse 4 % er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri på 14.000 ton muslinger ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for havlampret, stavsild, majsild og snæbel i Lillebælt (H96).

9.1.1 Konklusion

Hverken stavsild, majsild eller snæbel forekommer i Lillebæltområdet. DTU Aqua forventer ikke en betydende effekt af muslingeskrob på udbredelsen af og fødegrundlaget for havlampret, stavsild, majsild eller snæbel i Lillebælt.

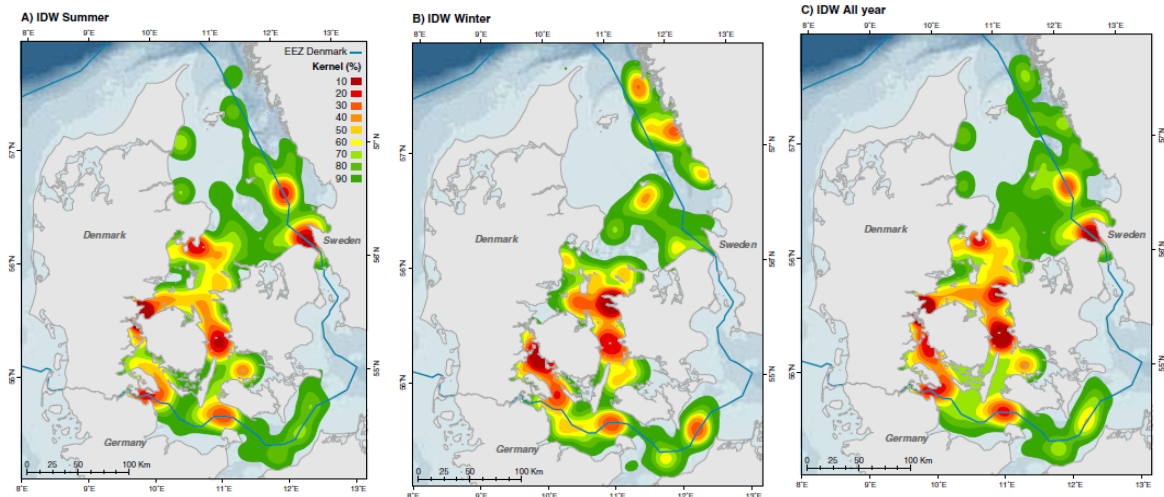
Muslingefiskeriet påvirker ikke havlampret, stavsild, majsild eller snæbel direkte, idet der ikke er observeret bifangst af disse arter i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundlaget, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 14.000 ton, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lillebælt fiskes i 4 % af habitatområdet og disse 4 % er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri på 14.000 ton muslinger ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for fiskearterne i Lillebælt (H96).

DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri på 14.000 ton fordelt på seks fartøjer i habitatområdet i Lillebælt ikke vil have en betydende effekt på bestanden af havlampret, stavsild, majsild eller snæbel i H96.

9.2 Marsvin

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

Ifølge satellitmålinger fra Danmarks miljøundersøgelser forekommer der marsvin året rundt i Lillebælt (DMU, 2008), se Figur 18. Ud fra disse kort ses, at marsvin særligt anvender den nordlige del af Lillebælt i sommerperioden og den centrale del i vinterperioden. Disse kort skal dog evalueres med forbehold, da antallet af mærkede dyr er begrænset i nogle måneder (især om vinteren) og resultaterne er derfor ikke repræsentative for hele bestanden. Basisanalysen angiver ligeledes at marsvin observeres året rundt i Lillebælt (Fyns Amt, 2006).



Figur 18. Kernel density kort (Densitetskort) over marsvins-områder i indre danske farvande. (IDW= Inner Danish Waters) Data er baseret på 37 marsvin, som er mærket i de indre Danske farvande mellem 1997-2007 (DMU, 2008).

Direkte påvirkninger

Bifangster af marsvin i Danmark ses hovedsageligt i garnfiskeriet, og på nuværende tidspunkt har man ikke haft nogen registreringer af bifangede marsvin i muslingefiskeriet. Årsagen til at ingen marsvin er registreret bifanget i muslingefiskeriet er ukendt, men det kan skyldes, at marsvin har en meget højt udviklet høresans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberen. Der fiskes desuden med gitter foran skraberåbningen i Lillebælt, hvilket umuliggør bifangst af marsvin (gitter bredde 25 cm).

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

Indirekte påvirkninger

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker marsvins fødegrundlag i Lillebælt. Data fra strandede og bifangede dyr i de indre danske farvande fra perioden 1985-2006 viser, at marsvinenes føde har følgende artsfordeling: torsk (47 %), hvilling (13 %), sild (9 %), kutlinger (7 %), ålekvabbe (6 %), tobis (3 %), Sperling (1 %), ål (1 %) (Andreasen, 2009). Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet, idet bifangst af fisk er meget lille i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Fødegrundlaget for marsvin i de indre danske farvande består af 79 til 82 % bundlevende fisk, herunder torsk som er kvotereguleret. Dvs. der er taget hensyn til marsvinenes fødebehov i kvoten. Et muslingefiskeri på 14.000 ton, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lillebælt fiskes på 4 % af habitatområdet og disse 4 % er normalt

fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri på 14.000 ton muslinger ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for marsvin i Lillebælt (H96).

Kumulative effekter

Skibstrafikken er så tæt i habitatområdet Lillebælt, at der er overvejende sandsynlighed for at denne forstyrrelse påvirker marsvinenes adfærd. Muslingefiskeriet vil bidrage med en meget lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige tætte skibstrafik i området. Omfanget af garnfiskeri er ukendt i området, men der er overvejende sandsynlighed for, at forstyrrelser fra den omfattende skibstrafik i området og bifangst fra garnfiskeriet samlet set forstyrrer og stresser marsvinebestanden i habitatområdet i Lillebælt. Det ser dog ikke ud til at være en afgørende forstyrrelse, idet Lillebælt på trods af tæt skibstrafik er et af kerneområderne for marsvinebestanden i Danmark.

9.2.1 Konklusion

Der forekommer marsvin i habitatområdet i Lillebælt hele året.

Muslingefiskeriet påvirker ikke marsvin direkte, idet der ikke forekommer bifangst af marsvin i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på fødegrundlaget, idet bifangst af fisk er meget lille i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Fødegrundlaget for marsvin i de indre danske farvande består af 79 til 82 % bundlevende fisk, herunder torsk som er kvotereguleret. Dvs. der er taget hensyn til marsvinenes fødebehov i kvoten. Et muslingefiskeri på 14.000 ton, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lillebælt fiske i 4 % af habitatområdet og disse 4 % er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et fiskeri på 14.000 ton muslinger ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for marsvin i Lillebælt (H96).

Muslingefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige tætte skibstrafik i området, idet undersøgelser viser at marsvinenes adfærd påvirkes af skibe indenfor 700 meters radius. Bifangst af marsvin i garnfiskeriet i området bidrager ligeledes til den kumulative forstyrrelse af bestanden i habitatområdet.

DTU Aqua vurderer at et muslingefiskeri på 14.000 ton fordelt på seks fartøjer i habitatområdet i Lillebælt ikke vil have en betydende effekt på marsvinebestanden i området.

9.3 Sæler

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV arter), herunder Spættet sæl og gråsæl. Basisanalysen angiver, at der sæler ikke er blevet registreret i habitatområdet i Lillebælt (H96) (Fyns Amt, 2006).

Spættet sæl er Danmarks almindeligste sæl (bestand 14.000 i 2009), hvorimod gråsælen (bestand 3.000) er sjældnere i de danske farvande. Spættet sæl og gråsæl forekommer dog kun sporadisk i Lillebælt. Gråsæl

findes i Danmark sammen med spættet sæl især på Anholt og Rødsand. I de senere år er gråsæl desuden begyndt at optræde hyppigt på banker i Vadehavet.

Spættet sæl yngler i sommermånederne i Danmark på flere ynglepladser, dog ikke i Lillebælt. De vigtigste yngle- og hvilepladser for spættet sæl findes i Vadehavet, vestlige Limfjord, Læsø, Anholt, Hesselø, farvandet omkring Samsø, Avnø Fjord og Rødsand ved Gedser. Gråsæler føder deres unger om vinteren. I Danmark blev der i 2003 fundet en levende unge på Rødsand, hvilket er første gang arten vides at have ynglet i Danmark i mere end 100 år. I de efterfølgende år er 1-2 unger blevet set på Rødsand og det betragtes som sandsynligt, at arten er ved at genindvandre som stabil yngleart.

Spættet sæl er følsom over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni–juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning, hvorimod gråsælen yngler i vinterperioden. Ingen af arterne yngler i Lillebælt og er heller ikke almindeligt forekommende i området (DMU 2010c).

Direkte påvirkninger

Bifangster af sæler i Danmark ses hovedsageligt i garnfiskeriet eller ruser. Der er ikke registreret bifangst af sæler i muslingefiskeriet. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at sæler har en veludviklet hørrørsans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberen, der fiskes desuden med gitter foran skraberbåbningen i Lillebælt, hvilket umuliggør bifangst af sæler (gitterafstand 25 cm) (Fiskeplan Bilag 3).

Skibstrafik kan forstyrre sælerne, men generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al., 2010). Dette er påvist i studier i forbindelse med opførelsen af Øresundsbroen. De seks fartøjer der fisker muslinger kan medføre en lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder. Dybdegrænsen for fiskeri på seks meter i 2010 sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på.

Indirekte effekter

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker fødegrundlaget for sæler i Lillebælt. Spættede sæler er generalister og lever af et bredt spektrum af fiskearter, dog er deres diet ofte domineret af nogle få nøglearter, som varierer både efter sæson og område (Andersen et al. 2007). Fødegrundlaget for sælerne i Lillebælt er ukendt. Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslingefiskeriet vil foregå i et meget begrænset område af H96 fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Lillebælt.

Kumulative effekter

Skibstrafikken er så tæt i habitatområdet Lillebælt, at der er en stor risiko for at dette stresser sæler i Lillebælt. Omfanget af garnfiskeri er ukendt i området, men der er overvejende sandsynlighed for, at forstyrrelser fra den omfattende skibstrafik i området og bifangst fra garn- og rusefiskeri samlet set kan forstyrre og stresser sæler i habitatområdet i Lillebælt. Muslingefiskeriet vil bidrage, med en lille andel af den kumulative forstyrrelse, sammenlignet med den øvrige tætte skibstrafik i området.

9.3.1 Konklusion

Sæler forekommer kun sporadisk i Lillebælt.

Muslingefiskeriet påvirker ikke sælerne direkte, idet der ikke forekommer bifangst af sæler i muslingefiskeriet. Der forventes ingen direkte påvirkning af muslingefiskeriet på sælernes fødegrundlag, idet bifangst af fisk er lille i muslingefiskeriet, men indirekte kan muslingefiskeriet påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Fødegrundlaget for sælerne i Lillebælt er ukendt. Sæler er generalister med et bredt fødevalg. Under hensyntagen til, at muslingefiskeriet vil foregå på et begrænset areal (4 %) af H96 fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Lillebælt.

Muslingefiskeriet vil bidrage med en lille andel af den kumulative forstyrrelse sammenlignet med den øvrige tætte skibstrafik i området. Bifangst af sæler i garn- og rusefiskeriet i området bidrager ligeledes til den kumulative forstyrrelse af bestanden i habitatområdet.

DTU Aqua vurderer, at et muslingefiskeri på 14.000 ton fordelt på 6 fartøjer i habitatområdet i Lillebælt ikke vil have en betydende effekt på sælbestanden i området.

10 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. Iltsvindshændelser, med massedød af blåmuslinger, er rapporteret specielt for områderne omkring habitatområdet i Lillebælt. Inden for habitatområdet er iltsvindshændelser sjældne. I forbindelse med iltsvindshændelser i Limfjorden 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 Lillebælt 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 Lillebælt medfører en stor produktion af planteplankton og dermed en forringet sigtddybde. Ophvirvling af næringsstoffer og den afledte fytoplankton produktion, 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 en risiko for, at muslingeskrab i eutrofe områder som Lillebælt kan have en effekt på sigtddybden i området, specielt i sommerperioden. Lillebælt er et meget strømpåvirket område, hvorved ophvirvlet sediment og næringsstoffer relativt hurtigt fortyndes og føres ud af området. Muslingefiskeriet berører i 2011 4 % af området fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at fiskeriet ikke vil have en betydende effekt på sigtddybden i området.

Der er landet 3370 kg sten i Lillebælt i 2010 (primo december). Fjernelse af substrat ved fiskeri vil på sigt have en effekt på fasthæftede organismers mulighed for at opbygge en bestand i området. I naturtypen 1170 er fjernelse af sten en trussel mod naturtypens integritet. Fjernelse af sten vil have betydning for udbredelsen af makroalger og epibentiske organismer såsom søanemoner, søpindsvin, søpunge mv. Fjernelse

af sten vil generelt reducere kompleksiteten i naturtyperne, hvilket kan have betydning for samspillet mellem en række arter og naturtypernes integritet på længere sigt.

Der foregår en omfattende jagt på de fuglearter, der indgår i udpegningsgrundlaget for F47. Forstyrrelse fra jagt kan have en kumulativ effekt i samspil med forstyrrelse fra muslingefiskeriet.

Muslingefartøjerne bidrager med en lille andel til den kumulative forstyrrelse af marsvin og sæler i habitatområdet i forbindelse med skibstrafikken i området. Den kumulative forstyrrelse af havpattedyrene i området omfatter samlet forstyrrelse fra den tætte skibstrafik og risikoen for bifangst i forbindelse med garn- og rusefiskeri i området.

11 Muligheder for tilpasning af muslingefiskeri

11.1 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 muslingeskraber. 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 i forbindelse med fiskeri, reduceres med 50 %. Projektet vil blive afsluttet i 2010.

11.2 Prøvefiskeri

Prøvefiskeri er muslingeskrab 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 bruges allerede 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 muslingeskrab vil eliminere den negative virkning af prøveskrab, idet bunden ikke påvirkes negativt af den lille slæde, som glider henover bunden.

12 Referencer

- Andersen, S. M., Teilmann, J., Harders, P. B., Hansen, E. H., and Hjøllund, D. (2007). Diet of harbour seals and great cormorants in Limfjord, Denmark: interspecific competition and interaction with fishery. – ICES Journal of Marine Science, 64: 1235–1245.
- Andreasen, (2009). Marsvinets (*Phocoena phocoena*) rolle som prædator i danske fravande. Speciale afhandling ved Biologisk Institut, Københavns universitet.
- Carstensen J, Krause-Jensen D. (2009). Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- 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.
- Dolmer P, Christoffersen M, Geitner K, og Kristensen P.S. (2009). Konsekvensvurdering af muslingefiskeri i Lillebælt 2008/2009. DTU Aqua rapport.
- Dolmer, P.; Poulsen, L. K.; Blæsbjerg, M.; Kristensen, P.S.; Geitner, K.; Christoffersen, M.; Holm, N. (2009). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2009/2010. DTU Aqua-rapport nr. 215-2009.
- Dolmer, P. (2000a). Algal concentration profiles above mussel beds. J. Sea. Res. 43: 113-119.
- Dolmer, P. (2000b). Feeding activity of mussel *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. J. Sea. Res. 44: 221-231.
- Dolmer, P. (2002). Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. J. Shellfish Res. 21: 529-537.
- Dolmer, P., Kristensen, 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.
- DMU, (2008). High density areas for harbour porpoises in Danish waters. NERI Technical Report No. 657
- DMU (2010a). <http://www.dmu.dk/Vand/Havmiljoe/Iltsvind/>
- DMU, (2010b). <http://www.dmu.dk/greenland/havfugle/almederfugl/>
- DMU, (2010c). www.dmu.dk/foralle/dyrogplanter/spættetsæl/
- 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.
- Edrén SMC, Andersen SM, Teilmann J, Carstensen J, Harders PB, Dietz R (2010). The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. Marine Mammal Science, 26(3): 614–634

- Frandsen, R. and Dolmer, P. (2002). Effects of substrate type on growth and mortality of blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed to the predator *Cornus maenas*. *Marine Biology* 141: 253-262.
- Fyns Amt (2006). Natura 2000 basisanalyse. Habitatområde H96, EF Fuglebeskyttelsesområde 47 Lillebælt. Natur- og Vandmiljøafdelingen.
- 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.
- Hermesen, J.M., Collie, J.S. & Valentine, P.C. 2003. Mobile fishing gear reduces benthic megafaunal production on Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series* 260:97-108.
- Hill, A.S., Brand, A., Veale, L.O.V. & Hawkins, S.J. 1997. The assessment of the effects of scallop dredging on benthic communities. Contractor: Port Erin Marine Laboratory, University of Liverpool. MAFF Rep no CSA 2332. Feb 97.
- 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. Projekttitle: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse.
- Krause-Jensen, D., Rasmussen, M. B. (2009). Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 755. <http://www.dmu.dk/Pub/FR755.pdf>
- Laursen, K & Clausen P. (2008). 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.
- Magorrian, B.H. 1996. The impact of commercial trawling on the benthos of Strangford Lough, Northern Ireland. PhD Thesis, Queens University of Belfast, 218 pp.
- 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

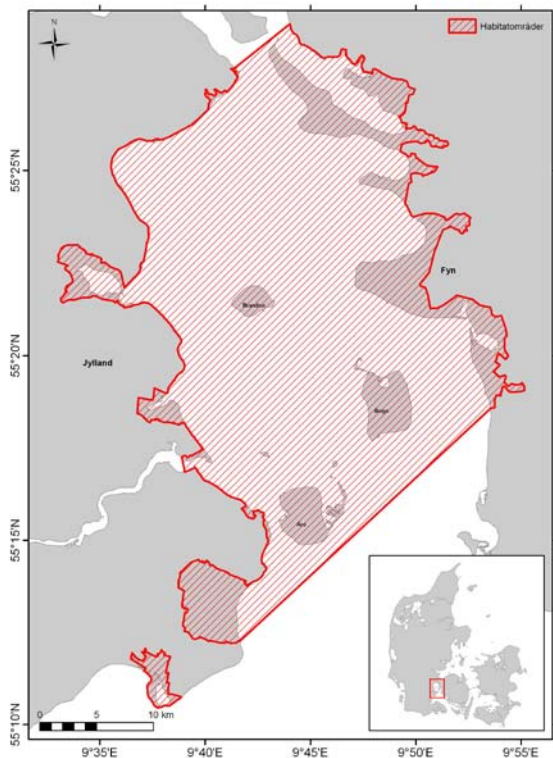
- Markager, S., Storm, L.M. & Stedmon, C.A. (2006). Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstofflørsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Möhlenberg 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.
- Newell, R. C., Seiderer, L. J., and Hitchcock, D. R. 1998. The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O. (2002). Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032
- 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 seagrass *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, København 1908.
- Palka, (1995). Evidence of ship avoidance from harbor porpoises during line transect sighting surveys in the Gulf of Maine. *Rep. int. Whal. Comm SC/47/SM27*.
- Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999). Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) *Havmiljøet ved årtusindeskiftet*. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pehrsson, O. (1976). Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis scand.* 7: 91-112.
- Petersen, I.K., Christensen, T.K., Kahlert, J., Desholm, M., Fox, A.D. (2006). Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report. DONG Energy and Vattenfall A/S.
- Petersen J.K. (2008a). Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. – DMU notat september 2008.
- Petersen J.K. (2008b) Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtddybde 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. (2008c). Rapport om Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua 10 – 2008.
- Petratis, P.S. & Methratta, E.T. (2006): Using patterns of variability to test for multiple

- Pihl L, Baden S, Kautsky N, Rönnbäck P, Söderqvist T, Troell M, Wennhage H. (2006). Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* in Sweden. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 67(1-2):123-132
- Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Madsen, J. & Bregnballe, T. (2003). Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 130 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 462. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Rask N., Bondgaard E.J., Rasmussen M.B., Laursen J.S. (2000). Ålegræssets udbredelse før og nu. *Vand & Jord* 2/2000: 51-54.
- Riemann, B. & Hoffmann, E. (1991). Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 69:171-178.
- Sewell J, Harris R, Hinz H, Votier S, Hiscock K. (2007). An assessment of the impact of selected fishing activities on european marine sites and a review of mitigation measures, SEAFISH, SR591, ISBN – 0 903941 69 4
- Stål J, Paulsen S, Pihl L, Rönnbäck 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
- Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E., Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Bregnballe, T., Madsen, J., Baatrup-Pedersen, A., Øndergaard, M., Lauridsen, T.L., Møller, P.F., Riis-Nielsen, T., Buttenschøn, R.M., Fredshavn, J., Aude, E. & Nygaard, B. (2003). Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. 2. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. 462 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 457. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- 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 96

Det samlede areal der er omfattet af Natura 2000 område 112, inkluderende H96.



H96 Lillebælt

- 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 klitdannelser
- 2120 Hvide klitter og vandremiler
- 2130 *Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grønsværklit)
- 3150 Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks
- 3260 Vandløb med vandplanter
- 6210 Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (* vigtige orkidélokalteter)
- 6230 *Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund
- 6430 Bræmmer med høje urter langs vandløb eller skyggende skovbryn
- 7220 *Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand
- 7230 Rigkær
- 9130 Bøgeskove på muldbund
- 9160 Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund
- 91E0 *Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld

Bilag 2

Udpegningsgrundlag for F47

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.

Fugleart	Yngle-/trækfugl	Levesteder		Bestand
		Antal kendte	Antal potentielle	
Sangsvane	T			466
Havøm	Y	0	x	0 par
Rørhøg	Y	7	2-3	7-9 par
Plettet rørvagtel	Y	1	3	0-1 par
Engsnarre	Y	0	1-2 ?	0
Klyde	Y	3	11	12-15 par
Brushane	Y	0	7-8	0
Mosehomugle	Y	0	6-7	0-1 par
Fjordterne	Y	1	3-4	15-25 par
Havterne	Y	8	2-3	130-140 par
Dværgterne	Y	2	4	2-3 par
Bjergand	T			100
Ederfugl	T			22025
Hvinand	T			1268
Toppet skallesluger	T			764

(Fyns Amt, 2006)

Bilag 3

Fiskeplan – Danmarks Fiskeriforening

17. september 2010

Fiskeplan for muslingefiskeri i indre danske farvande 2011

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforenings side, der fremfører ønske om et muslingefiskeri i Natura2000-områder i de indre danske farvande.

Mængde og områder

På baggrund af DTU Aquas bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Lillebælt i 2009 har Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening foreslået et fiskeri på 14.000 tons muslinger netto, dvs. fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller i produktionsområde 74 og 76 i 2011. Da fiskerne ikke ønsker at koncentrere fiskeriet for meget i mindre områder, ønskes der derudover mulighed for at fiske 7.000 tons muslinger netto fra produktionsområde 70 (Natura2000-område N56) og 5.000 tons muslinger netto fra produktionsområde 66 (Natura2000-område N108)

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. januar – 31. december, hvor der vil være sommerlukning i månederne juni, juli og august 2011. Fiskeriet vil i Natura 2000-området i Lillebælt sandsynligvis blive afgrænset af at skulle foregå inden for en udlagt boks, vis placering vælges af DTU Aqua. Boksen vil evt. ønskes ændret i mindre omfang, hvor de samme andele af samme naturtype henholdsvis udtages og tillægges boksen, så længe DTU Aqua ikke vurderer, at det ændrer på beregningsgrundlaget for den gældende konsekvensanalyse. For fiskeriet i produktionsområde 70 og 56 ønskes der mulighed for at kunne fiske ind til 3 meter.

Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening vil følge DTU Aquas anbefaling vedrørende rammerne for bæredygtigt muslingefiskeri. Da fiskeplanen er blevet udarbejdet inden årets bestandsvurdering er lavet, er mængderne, der ønskes fisket i de forskellige områder med forbehold for, at muslingebestanden i de forskellige Natura2000- områder kan bære et fiskeri af de ønskede mængder.

Ud over selve fiskeriet vil der foregå et forsøgsfiskeri, der vil udgøre ca. 1 % af det samlede fiskeri. Dette forsøgsfiskeri bruges til lokalisering af yngelnedslag og fiskbare muslinger i forbindelse med selvforvaltningen. Fiskeridirektoratet underrettes, hver gang det ønskes at udføre prøveskrab i Natura 2000-områderne.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet af blåmuslinger i de indre danske farvande 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 for fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinie i Natura2000-området.

Da alle muslingefartøjer, der driver fiskeri i de indre danske farvande, er udstyret med VMS, vil det meget præcis kunne bevises, hvor fiskeriet har fundet sted det pågældende år. Den rumlige og tidsmæssige fordeling af fiskeriet dokumenteres derfor med satellitregistrering, hvor hyppigheden er et "ping" for hver time.

I den udlagte boks i Lillebælt hvor fiskeriet vil foregå, indgår naturtyperne nævnt i habitatdirektivet 1110/ "Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/ "Større lavvandede bugter og vige" samt 1170 "Rev". Der vil foregå fiskeri i naturtyperne 1110 og 1160 dog ikke på vanddybder lavere end 4 meter og dybere end 13 meter. Der vil ligeledes foregå fiskeri i områder, der fejlagtig er udlagt som naturtype 1170, men hvor der ikke findes tætte forekomster af sten. Der vil ikke foregå fiskeri på fysiske stenrev, da fiskerne undgår disse områder, samt fordi redskaberne ødelægges ved kontakt med stenrev. I Lillebælt findes der desuden flere stenrev, der ikke er kortlagt i basisanalysen. Disse stenrev tages der allerede nu hensyn til, ved at fiskerne ikke driver fiskeri på disse rev af naturtype 1170.

Fiskeriet vil afhængig af data fra årets bestandsvurdering foregå i områder, hvor muslingeforekomsterne er størst og gerne med en tæthed større end 1,5 kg m² hvis muligt. Ved et fiskeri på høje tætheder af muslinger mindskes det areal, der påvirkes.

I forbindelse med fiskeri udsmitter fiskerne selv enkelte større sten, da vægten af stenene vil indgå i den enkelte fiskers ugekvote og således forringe økonomien i fiskeriet. Muslingefiskeri vil kun blive gennemført med muslingeskraber monteret med stenriste med 25 cm mellemrum. Dette fjerner muligheden for optag af enkeltliggende sten med større diameter end 25 cm.

Muslingeindustrierne, der modtager muslinger fra Natura 2000-området i Lillebælt, vil registrere mængden af sten i fangsterne.

I Lillebælt er der intet overlap mellem fiskeriområdet og ålegræssets udbredelse jf. DTU Aquas oplysninger. Ved tilvejebringelse af oplysninger omkring ålegræs på vanddybder over 4 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 Bælternes Fiskeriforening og Danmarks Fiskeriforening vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra Fiskeridirektoratets side for forekomst af frisk ålegræs i muslingelandinger.

Bilag 4

Naturtype definitioner

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

Appendix

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 conspi-*

cuous 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, gravelly 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). Distribu-

tional 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 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.

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 Ästuare (Fließgewässermündungen mit Brackwassereinfluß u./od.

Tidenhub eingeschlossen werden", "050105 Brackwasserwatt des Ästuare 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* ssp., *Stratiotes aloides*, *Typha* spp.

Animals: Cnidaria- *Edwardsia ivelli*; Polychaeta- *Armandia cirrhosa*; Bryozoa- *Victorella pavida*; 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 Brackwasserssee 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 *Zostera* and *Potamogeton* associations.

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

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

Animals: Benthic invertebrate communities.

3) Corresponding categories

German classification : "B31 naturnaher Boddengewässerkomplex", "B32 Boddengewässerkomplex, geringe Belastung", "A2a Flachwasserzonen der Nordsee (Meeresarme u. -buchten, incl. Seegraswiesen)".

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

1170 Reefs

PAL.CLASS.: 11.24, 11.25

1. Definition of the habitat:

Reefs can be either biogenic concretions or of geogenic origin. They are hard compact substrata on solid and

soft bottoms, which arise from the sea floor in the sublittoral and littoral zone. Reefs may support a zonation of benthic communities of algae and animal species as well as concretions and 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, Ceramicaceae, 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 (*Dendrophilia*, *Anthiphates*), 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 sabellaria 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 sten-

bund (7.9.2.2; 7.9.3.2)”.

4. Associated habitats:

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

5. References:

- AUGIER H. (1982).** Inventaire et classification des biocénoses marines benthiques de la Méditerranée. Publication du Conseil de l' Europe, Coll. Sauvegarde de la Nature, 25, 59 pages.
- BALLESTEROS E. (1988).** Estructura de la comunidad de *Cystoseira mediterranea* Sauvageau en el Mediterraneo noroccidental. *Inv. Pesq.* 52 (3): 313-334.
- BALLESTEROS E. (1990).** Structure and dynamics of the *Cystoseira caespitosa* (Fucales, Phaeophyceae) community in the North-Western Mediterranean. *Scient. Mar.* 54 (2): 155-168.
- BELLAN-SANTINI D. (1985).** The Mediterranean benthos: reflections and problems raised by a classification of the benthic assemblages. In: J.E. Treherne (Ed.) “Mediterranean Marine Ecosystems” pp. 19-48.
- BIANCHI, C.N., HAROUN, R., MORRI, C. & WIRTZ, P. (2000).** The subtidal epibenthic communities off Puerto del Carmen (Lanzarote, Canary Islands). *Arquipélago, Sup.2 (Part A)*: 145-155.
- BORJA, A., AGUIRREZABALAGA, F., MARTÍNEZ, J., SOLA, J.C., GARCÍA-ARBERAS, L., & GOROSTIAGA (2003).** Benthic communities, biogeography and resources management. In: Borja, A. & Collins, M. (Ed.). *Oceanography and Marine Environment of the Basque Country*, Elsevier Oceanography Series n. 70: 27-50.
- BOUDOURESQUE C.F. (1969).** Etude qualitative et quantitative d'un peuplement algal à *Cystoseira mediterranea* dans la région de Banyuls sur Mer. *Vie Milieu* 20: 437-452.
- CONNOR, D.W., ALLEN, J.H., GOLDING, N., LIEBERKNECHT, L.M., NORTHEN, K.O. & REKER, J.B. (2003).** The National Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 03.02. Internet version. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. (www.jncc.gov.uk/marine/biotopes/default.htm)
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2002).** EUNIS habitat classification. Version 2.3. Copenhagen, EEA (Internet publication: <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/EUNIS/home.html>)
- GIACCONE G. & BRUNI A. (1972-1973).** Le Cistoseire e la vegetazione sommersa del Mediterraneo. *Atti dell' Istituto Veneto de Scienze* 81: 59-103.
- GIL-RODRÍGUEZ, M.C. & HAROUN R.J. (2004).** Litoral y Fondos Marinos del Parque Nacional de Timanfaya. En: *Parques Nacionales Españoles*. MMA/Ed. Canseco, Madrid (en prensa).
- HAROUN, R. Y HERRERA R. (2001).** “*Diversidad Taxonómica Marina*” En: J.M. Fernández-Palacios y J.L. Martín Esquivel (Eds.), *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*, Ed. Turquesa, S/C de Tenerife, pp. 127-131.
- HELCOM (1998).** Red List of Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, the Belt Sea and the Kattegat. *Baltic Sea Environment Proceedings No. 75.*: 126pp.
- HOLT, T.J., REES, E.I., HAWKINS, S.J. & SEED, R. (1998).** Biogenic Reefs (volume IX). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project), 170 pp. (www.ukmarinesac.org.uk/biogenic-reefs.htm)
- KAUTSKY, N. (1974).** Quantitative investigations of the red algae belt in the Askö area, Northern Baltic proper. *Contrib. Askö Lab. Univ. Stockholm* 3: 1-29.
- MONTESANTO B. & PANAYOTIDIS P. (2000).** The *Cystoseira* spp. communities from the upper the Aegean Sea. *J. mar. biol. Ass., U.K.* 80:357-358.
- von NORDHEIM, H., NORDEN ANDERSEN, O. & THISSEN, J. (EDS.) (1996).** Red Lists of Biotopes, Flora and Fauna of the Trilateral Wadden Sea Area 1995. *Helgol. Meeresuntersuchungen.* 50 (suppl.): 136 pp.
- NORDISKA MINISTERRÅDET (2001).** Kustbiotoper i Norden. Hotade och representativa biotoper. TemaNord

2001: 536. 345 pp.

MEDINA, M., HAROUN, R.J. y WILDPRET, W., (1995). Phytosociological study of the *Cystoseira abies-marina* community in the Canarian Archipelago. *Bull. Museu Mun. Funchal, Sup.* 4: 433-439.

PANAYOTIDIS P., DIAPOULIS A., VARKITZI I. & MONTESANTO B. (2001). *Cystoseira spp.* used for the typology of the NATURA-2000 code 1170 ("reefs") at the Aegean Sea (NE Mediterranean). Proceedings of the first Mediterranean Symposium on Marine Vegetation. Ajaccio 3-4 October 2000, pages 168-172.

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

RAVANKO, O. (1968). Macroscopic green, brown and red algae in the south-western archipelago of Finland. *Acta Bot. Fennica* 79: 1-50.

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

1180Submarine structures made by leaking gases

PAL.CLASS.: 11.24

1. Definition of the habitat

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

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

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

2. Characteristic species:

"Bubbling reefs"

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

Animals: A large diversity of invertebrates such as Porifera, Anthozoa, Polychaeta, Gastropoda, Decapoda, Echinodermata as well as numerous fish species are present. Especially the polychaete *Polycirrus norwegicus* 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 offshore waters. JNCC Report 325.

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

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

LAIER, T. ET AL. (1991). Kalksøjler og gasudslip i Kattegat, seismisk kortlægning af området nordvest 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. 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 Bouttrup, 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.
- Nr. 215-09 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2009/2010. Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mette Blæsbjerg, Per Sand Kristensen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen og Nina Holm.
- Nr. 216-09 Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nisum Bredning 2009/2010. Per Dolmer, Louise K. Poulsen, Mette Blæsbjerg, Per Sand Kristensen, Kerstin Geitner, Mads Christoffersen, Erik Hoffmann og Nina Holm.
- Nr. 217-10 Åle- og torskefangst ved rekreativt fiskeri i Danmark. Undersøgellesdesign og fangster i 2009. Claus R. Sparrevohn og Marie Storr-Paulsen.
- Nr. 217-10
(English version) Eel and cod catches in Danish recreational fishing. Survey design and 2009 catches. Claus R. Sparrevohn and Marie Storr-Paulsen.
- Nr. 218-10 Undersøgelse af miljøvenlige dambrugshjælpemidler til erstatning for formalin. Bedre styring og driftspraksis ved implementering af miljøvenlige dambrugshjælpemidler til erstatning for formalin. Lars-Flemming Pedersen.
- Nr. 219-10 Opdræt af regnbueørred i Danmark. Alfred Jokumsen og Lars M. Svendsen.
- Nr. 219-10
(English version) Farming of Freshwater Rainbow Trout in Denmark. Alfred Jokumsen og Lars M. Svendsen.
- Nr. 220-10 Opgang og gydning af laks i Skjern Å-systemet 2008/2009. Anders Koed, Niels Jepsen, Henrik Baktoft og Søren Larsen.
- Nr. 221-10 Workshop on Fully Documented Fishery. Jørgen Dalskov.

- Nr. 222-10 Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmusling i Lillebælt 2010. Per Dolmer, Mads Christoffersen, Louise K. Poulsen, Kerstin Geitner og Per Sand Kristensen.
- Nr. 223-10 Konsekvensvurdering af fiskeri af østers i Nissum Bredning 2010/2011. Per Dolmer, Mads Christoffersen, Louise K. Poulsen, Kerstin Geitner og Per Sand Kristensen.
- Nr. 224-10 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Løgstør Bredning 2010/2011. Louise K. Poulsen, Mads Christoffersen, Morten Aabrink, Per Dolmer, Per Sand Kristensen og Nina Holm.
- Nr. 225-10 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2010/2011. Mads Christoffersen, Louise K. Poulsen, Morten Aabrink, Per Dolmer, Per Sand Kristensen og Nina Holm.
- Nr. 226-10 Supplerende bestandsundersøgelser af blåmuslinger, ålegræs og makroalger på lavt vand i Lovns og Løgstør Bredning i 2009. Louise K. Poulsen, Per Dolmer, Kerstin Geitner, Ditte Tørring, Jens Kjerulf Petersen, Carsten Fomsgaard Nielsen, Mads Christoffersen og Per Sand Kristensen.
- Nr. 227-10 Fugle som bifangst i garnfiskeriet. Estimat af utilsigtet bifangst af havfugle i garnfiskeriet i området omkring Ærø. Henrik Degel, Ib Krag Petersen, Thomas Eske Holm og Johnny Kahlert.
- Nr. 228-10 Videreudvikling af intensivt opdræt af sandart i Danmark. Svend Steinfeldt, Martin Vestergaard, Julia Lynne Overton, Ivar Lund, Helge Paulsen, Villy J. Larsen og Niels Henrik Henriksen.
- Nr. 229-10 European Eel and Aquaculture. Eskild Kirkegaard (ed.).
- Nr. 230-10 Effektvurdering af åleudsætninger i Roskilde Fjord. Michael Ingemann Pedersen.
- Nr. 231-10 Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2011. Louise K. Poulsen, Mads Christoffersen, Per Sand Kristensen, Per Dolmer, Morten Aabrink, Lotte Kindt-Larsen, Grete Elisabeth Dinesen, Nina Holm.

Kolofon

Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2011

Af Louise K. Poulsen, Mads Christoffersen, Per Sand Kristensen, Per Dolmer, Morten Aabrink, Lotte Kindt-Larsen, Grete Elisabeth Dinesen og Nina Holm.

December 2010

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 231-2010

ISBN 978-87-7481-129-9

ISSN 1395-8216

Omslag: Peter Waldorff/Schultz Grafisk

Forsidefoto: Peter Jensen

Reference: Poulsen, L.K., Christoffersen, M., Kristensen, P. S., Dolmer, P., Aabrink, M., Kindt-Larsen, L., Dinesen, G.E. & Holm, N. (2010). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lillebælt 2011. DTU Aqua-rapport nr. 231-2010. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, 86 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.

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Jægersborg Allé 1
2920 Charlottenlund
Tlf: 35 88 33 00

aqua@aqua.dtu.dk
www.aqua.dtu.dk