

# Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2014/2015



**DTU Aqua-rapport nr. 284-2014**  
Af Paula Canal-Vergés, Pernille Nielsen,  
Carsten Fomsgaard Nielsen, Kerstin Geitner  
og Jens Kjerulf Petersen

# **Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2014/2015**

**DTU Aqua-rapport nr. 284-2014**

Af Paula Canal-Vergés, Pernille Nielsen, Carsten Fomsgaard Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

## Indholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>RESUMÉ</b>	<b>5</b>
1.1	Konsekvensvurderingens grundlag	5
<b>2</b>	<b>INDLEDNING</b>	<b>9</b>
<b>3</b>	<b>FORVALTNINGSGRUNDLAG</b>	<b>10</b>
3.1	Fiskeplan fra fiskeriets organisationer	10
3.2	Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen	10
3.3	Forvaltningen af muslingefiskeriet	11
<b>4</b>	<b>GENERELT OM LOVNS BREDNING</b>	<b>12</b>
<b>5</b>	<b>ÅLEGRÆS</b>	<b>13</b>
5.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs	13
5.2	Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs	14
5.3	Data for ålegræs	16
5.4	Sigtdybde og udbredelse af ålegræs	19
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	21
<b>6</b>	<b>MAKROALGER</b>	<b>25</b>
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	25
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	27
6.3	Data for makroalger	28
6.4	Makroalger og sigt dybde	31
6.5	Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri	32
6.6	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	33
<b>7</b>	<b>BLÅMUSLINGER</b>	<b>34</b>
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger	34
7.2	Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Lovns (1993-2014)	34
7.3	Blåmuslinger og sigt dybde	36
7.4	Konsekvensvurderingen af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger	36
7.5	Biogene rev	36
<b>8</b>	<b>SØSTJERNER</b>	<b>38</b>
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner	38
8.2	Potentielle effekter af søstjernefiskeri	38

8.3	Undersøgelser af søstjernebestanden i Limfjorden (1993 - 2014)	39
8.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner	44
<b>9</b>	<b>BUNDFAUNA</b>	<b>46</b>
9.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	46
9.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	46
9.3	Konsekvensvurdering af fiskeriets effekt på bundfauna	47
<b>10</b>	<b>PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER</b>	<b>48</b>
10.1	Black box	48
10.2	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	52
10.3	Iltforhold	55
10.4	Konklusion for kumulative effekter	56
<b>11</b>	<b>ANDRE BESKYTTELSESHENSYN</b>	<b>57</b>
11.1	Beskyttede fugle	57
11.2	Bilag IV-arter	58
<b>12</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>61</b>
	<b>BILAG 1</b>	<b>68</b>
	<b>BILAG 2</b>	<b>70</b>
	<b>BILAG 3</b>	<b>71</b>
	<b>BILAG 4</b>	<b>73</b>

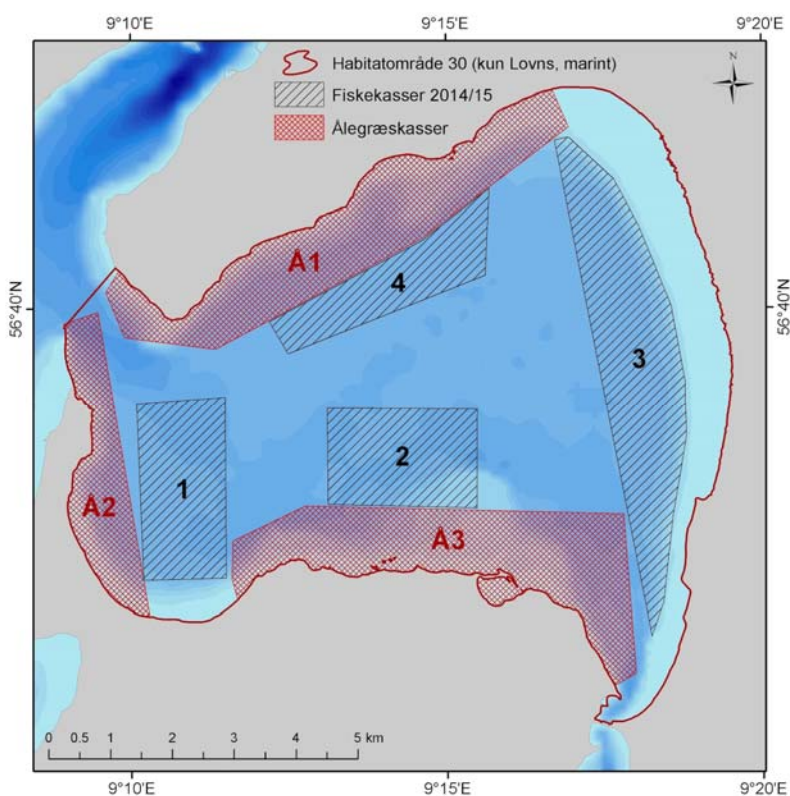
# 1 RESUMÈ

## 1.1 Konsekvensvurderingens grundlag

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri efter blåmuslinger og søstjerner i Habitatområde H30 og Fuglebeskyttelsesområde F14 Lovns Bredning og inkluderer naturtyperne 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe", 1150 "Kystlaguner og strandsøer", 1160 "Større lavvandede bugter og vige" og 1170 "Rev" samt arterne 1540 sangsvane (*Cygnus cygnus*), 2180 Hvinand (*Bucephala clangula*), flodlampret (*Lampetra fluviatilis*), stavsild (*Alosa fallax*) og spættet sæl (*Phoca vitulina*). I henhold til Naturstyrelsens kortlægning fra 2012 er der ikke identificeret stenrev i Lovns Bredning, men der er identificeret biogene rev (Anonym 2013).

På anmodning af NaturErhvervstyrelsen skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri på 10.000 t blåmuslinger til konsum, 5.000 t blåmuslinger til omplantning og 2.000 t søstjerner og der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinier i muslingepolitikken. NaturErhvervsstyrelsen har endvidere anmodet om, at der bliver udlagt ålegræskasser, hvor der er observeret ålegræs, samt fiskekasser i de områder, hvor blåmuslinger i de rette tætheder forekommer.

På baggrund af analyser af data for en række parametre vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter 10.000 t muslinger i 4 definerede fiskekasser og 2.000 t søstjerner i 4 fiskekasser samt på vanddybder >5 m og udenfor 3 ålegræskasser ikke i betydende grad vil påvirke udpegningsgrundlaget for habitatområdet eller de beskyttede arter.



**Figur 1.** Konsekvensvurderingens grundlag. Den marine del af Natura 2000 område (H30) i Lovns Bredning. Fiskekasser gældende for fiskerisæsonen 2014/2015 er skraveret med sort og ålegræskasser med rødt. Fiskekasserne for fiskerisæsonen 2013/2014 er makreret med blå streger.

Bestanden af blåmuslinger i H30 var i 2014 på ca. 47.000 t blåmuslinger på vanddybder >3 m, hvilket er en nedgang på 58% i forhold til 2013. Et fiskeri på 15.000 t blåmuslinger, heraf 5.000 t til omplantning, vil reducere bestanden med 32%. DTU vurderer på baggrund af nedgangen i bestanden fra 2013 til 2014 samt det meget voldsomme iltsvind i Limfjorden i sommeren 2014, at et fiskeri på 15.000 t muslinger ikke vil være bæredygtigt, også selvom der er en vis bestand på vanddybder <3 m. DTU Aqua anbefaler derfor en kvote på 10.000 t blåmuslinger, svarende til 21% af bestanden >3 m, der kan fiskes i 4 fiskekasser, hvor den gennemsnitlige biomasse er 3,39 kg m<sup>-2</sup>. På baggrund af tæthederne i fiskekasserne vurderer DTU Aqua, at det ikke er nødvendigt at skelne mellem konsumfiskeri og omplantningsfiskeri. Fiskekasserne er defineret på baggrund af tætheder af muslinger og forekomst af andre økosystemkomponenter og omfatter for fiskekasse 2 og 3's vedkommende vanddybder <3 m, hvilket DTU Aqua vurderer ikke vil påvirke udpegningsgrundlaget, så længe kravene om max. antal fiskebåde på 10 i et område af gangen fastholdes. Fiskeriet i fiskekasserne vil ikke påvirke forekomsten af biogene rev i betydende grad.

Der blev fundet ålegræs på max. 4,1 m i Naturstyrelsens monitorering i 2013, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie fandt enkelte frøspirede planter ud til 6 m. Baseret på målte sigtddybder er den modellerede maksimale dybdegrænse 3,0 m i 2014. Kortlægningen af ålegræsset i 2013 viste stort set samme udbredelse som i 2012. På baggrund af de omfattende undersøgelser anbefaler DTU Aqua, at der etableres 3 ålegræskasser omfattende en beskyttelseszone på 300 m omkring spredte bede. Der er ved fastlæggelse af ålegræskasserne kun i begrænset omfang taget hensyn til enkelte frøspirede planter, da disse har en meget ringe chance for overlevelse i Lovns Bredning. Et fiskeri med muslingskraber indenfor de foreslåede fiskekasser samt med søstjernevod i fiskekasserne og i resten af bredningen på vanddybder >5 m vil ikke påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse. Resuspension i forbindelse med fiskeriet vurderes ikke at lede til en betydende udskygning af ålegræsset.

Der blev fundet makroalger på max. 3,6 m i Naturstyrelsens monitoreringer i 2012 og 2013, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie i 2013 fandt makroalger ud til 6 m, dog fortrinsvis opportunistiske ikke-fastsiddende arter på de største vanddybder. Baseret på målte sigtddybder er den modellerede maksimale dybdegrænse i 2014 for brunalger 3,6 m og 4,2 m for andre arter. Kortlægningen af makroalger i 2013 viste stort set samme udbredelse som i 2012. Makroalgesamfundene var i 2013 i lighed med 2012 domineret af opportunistiske, ikke-fastsiddende arter. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri i de 4 foreslåede fiskekasser samt efter søstjerner på vanddybder >5 m ikke vil overlappende væsentligt med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger og dermed i betydende grad påvirke makroalgernes udbredelse i Lovns Bredning. DTU Aqua vurderer ligeledes, at en evt. påvirkning af opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger ved fiskeri efter muslinger og søstjerner ikke vil have betydning for disse algers udbredelse. Endelig vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 10 i hvert fiskeområde.

Bestanden af søstjerner er ved hjælp af forskellige metoder estimeret til at være mellem 9.500-18.500 t med forbehold for, at metoderne til betømmelse af bestandsstørrelse endnu er behæftede med nogen usikkerhed. Et fiskeri af 2.000 t vil fjerne mellem 11-21% af bestanden af søstjerner, DTU Aqua vurderer, at det ikke vil påvirke bestanden af søstjerner i en grad, så det truer artens overlevelse eller tilstedeværelse i bredningen eller i Limfjorden.

Arealpåvirkning af det anmodede (15.000 t) og konsekvensvurderede (10.000 t) muslingefiskeri samt søstjernefiskeri er beregnet ud fra biomassetætheder på 3,39 kg m<sup>-2</sup> for blåmuslinger og 1,5 kg m<sup>-2</sup> for søstjerner i Lovns Bredning. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H30 på 68,9 km<sup>2</sup> og en effektivitet af muslingeskraberen på 65%.

Muslinge- og søstjernefangst	Biomasse tæthed på vanddybder > 3 m	Total arealpåvirkning ved det angivne fiskeri	Total arealpåvirkning af H30 ved fiskeri
<b>Muslinger:</b> 15.000 t konsummuslinger inkl. 5000 t omplantningsmuslinger	3,39 kg m <sup>-2</sup>	6,81 km <sup>2</sup>	9,9%
10.000 t konsummuslinger inkl. 5000 t omplantningsmuslinger	3,39 kg m <sup>-2</sup>	4,54 km <sup>2</sup>	6,6%
<b>Søstjerner:</b> 2.000 t	1,5 kg m <sup>-2</sup>	2,1 km <sup>2</sup>	3,0%

Der er bundfauna i hele Lovns Bredning om end denne vil være stærkt præget af de hyppige forekomster af iltsvind i området. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. I Lovns Bredning vurderes effekten af muslingefiskeri at vare 1-2 år.

Fødebehovet for hvinand i Lovns Bredning kan estimeres til 6.580 t blåmuslinger eller 14% af bestanden. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger i 4 fiskekasser og 2.000 t søstjerner i fiskekasserne samt på vanddybder >5 m udenfor ålegræskasserne ikke vil påvirke hvinand eller de andre beskyttede arter sangsvane, spættet sæl, stavsild og flodlampret. Der blev ikke landet sten i Lovns Bredning i fiskesæsonen 2013/2014, da der udelukkende foregik omplantningsfiskeri i perioden. Der er blevet landet mellem 0 og 2,3 t sten per sæson i Lovns Bredning i perioden 2008 - juli 2012. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der vil reducere forekomst af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette skraber har en let konstruktion og vil formodentligt ikke kunne fiske i områder med store sten.

Arealet, der bliver direkte påvirket af et muslingefiskeri på 10.000 t i 4 fiskekasser, er på 4,54 km<sup>2</sup> svarende til 6,6% af arealet af H30 og er beregnet ud fra en gennemsnitstæthed af muslinger på 3,39 kg m<sup>-2</sup>. I beregningen indgår, at den lette muslingeskraber har en effektivitet på 65%. Arealet, der bliver påvirket af det planlagte søstjernefiskeri, er beregnet for en tæthed af søstjerner på 1,5 kg m<sup>-2</sup> i fiskekasserne og på vanddybder >5 m og inkluderer ikke påvirkning fra prøvefiskeri, og i beregningen er der antaget en effektivitet af søstjernevoddet på 65% svarende til den lette skraber. Arealpåvirkningen af muslingefiskeri i 2012 og 2013 er baseret på black box målinger og var henholdsvis 2,2% og 2,0%. Pga. af overlap i områder, der er blevet fisket i både fiskerisæson 2012/2013 og 2013/2014, så er det samlede påvirkede areal for de to fiskerisæsoner en andelse mindre (3,7%) end for det samlede areal for begge sæsoner (4,2%). I de kumulative beregninger er der medtaget det reducerede areal.

Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H30 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Sc. = Scenarie (sc 1 = 15.000 t og sc 2 = 10.000 t ). Arealet af Lovns Bredning er 68,9 km<sup>2</sup>. Der er i beregningerne taget højde for såvel makroalgernes heterogene fordeling samt søstjernevoddets mindre påvirkning sammenlignet med muslingeskraberen. Arealberegningerne adskiller sig fra konsekvensvurderingen for 2013/2014 pga. black box data.

	Gendannelsesetid (år)	2010/11	2011/12	2012/13 + 2013/14 (Black box data)		Kumuleret + 2014/15		Søstjerner
						sc 1	sc 2	
<b>Blåmusling</b>	3			3,7		13,6	10,3	0,3
<b>Makroalger</b>	>5	0,2	0,04	1,6		6,2	4,8	1,3
<b>Bundfauna</b>	2				2,0	11,9	8,6	1,5
<b>Ålegræs*</b>	>20	0	0	0	0	0	0	0



## 2 INDLEDNING

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for et fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Natura 2000 området i Lovns Bredning og specifikt i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F14 og habitatbeskyttelsesområde H30, samt NaturErhvervstyrelsens anmodning om konsekvensvurdering (Bilag 4) baseret på Danmarks Fiskeriforenings forslag til fiskeplan (Bilag 3).

Ifølge Fiskeriloven (Bekendtgørelse 568 af 21/5 2014 §10e) kan tilladelse til fiskeri i Natura 2000 områder meddeles, hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet, defineret som: ”en kvalitet eller en tilstand, der indebærer helhed eller fuldstændighed. I en dynamisk økologisk sammenhæng kan ordet også forstås som modstandsdygtighed og evne til udvikling i retning af en gunstig bevaringsstatus.”. Fiskeritilladelse kan meddeles på baggrund af en konsekvensvurdering af aktivitetens betydning i forhold til udpegningsgrundlaget for et naturbeskyttelsesområde. Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008.

Denne konsekvensvurdering forholder sig specifikt til NaturErhvervstyrelsens anmodning (Bilag 4). I konsekvensvurderingen er effekten af fiskeriet analyseret i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 408/2007 om udpegnings- og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Der blev for Natura 2000 området i Lovns Bredning besluttet en Natura 2000 plan i december 2012. Der er udarbejdet retningslinjer vedr. henholdsvis vandkvalitet og fysisk påvirkning fra bundsløbende redskaber for den marine naturtype rev (1170), hvis udbredelse er blevet delvist kortlagt i 2012 af Naturstyrelsen. Der er ikke udarbejdet retningslinjer for den marine naturtype større lavvandede bugter og vige (1160), hvor den generelle målsætning om gunstig bevaringsstatus er anvendt. For forekomst af udpegede fugle i Natura 2000 området er der opstillet måltal. For naturtypen 1160, samt for arter uden fastsatte måltal, har DTU Aqua vurderet, i hvilket omfang fiskeriaktiviteten påvirker relevante arters mulighed for at opretholde og forøge nuværende bestandsudbredelser ifølge Habitatbekendtgørelsen § 4 stk. 3d: ”Naturtypens overordnede bevaringsstatus vil derfor afhænge af artens bevaringsstatus, og der skal således sikres eller genoprettes en gunstig bevaringsstatus for arten. En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når artens udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at den inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket”. På baggrund af en manglende specifik målsætning for Natura 2000 området i Lovns Bredning er denne vurdering baseret på Natura 2000 planens vurdering af en ugunstig bevaringstilstand i naturtype 1160 (Miljøministeriet 2011). DTU Aqua har ikke udført en vurdering af, hvilken målsætning der bør være gældende for at opnå gunstig bevaringstilstand, men taget udgangspunkt i Natura 2000 planens vurdering af bevaringstilstanden i området.

Nærværende konsekvensvurderingsrapport består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af muslingefiskeriets påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder DTU Aquas egne undersøgelser. Naturstyrelsen Vestjylland og DCE’s datacenter har været 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, anvendes der i konsekvensvurderingen beregningsmetoder, der er udviklet af DMU for hvinand i Limfjorden (Laursen og Clausen 2008). I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H30, anvendes der i konsekvensvurderingen eksisterende data for det undersøgte område, videnskabelig litteratur og rapporter om påvirkning af fiskeri med skrabende redskaber.

## 3 FORVALTNINGSGRUNDLAG

### 3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer

Danmarks Fiskeriforening og Centralforeningen for Limfjorden har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger i Natura 2000 område H30 i Limfjorden for perioden 1. september 2014 til 1. juli 2015 (Bilag 3). Effekten af en gennemførelse af fiskeplanen analyseres i nærværende konsekvensanalyse i de tilfælde, hvor anmodningen fra NaturErhvervstyrelsen (Bilag 4) ikke modificerer fiskeplanen.

I fiskeplanen fremsættes der forslag om et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger fra bestande i områder, der har større biomassetæthed end  $1 \text{ kg m}^{-2}$  samt et fiskeri af muslinger til omplantning på 5.000 t, hvor biomasse-tætheden er større end  $2,5 \text{ kg m}^{-2}$ . I forbindelse med fiskeriet vil der ske en fortsat registrering af mængden af landede sten fra området. Maksimalt 10 fartøjer vil fiske i hvert produktionsområde samtidigt og alle muslingefartøjer er udstyret med en "Black box" der logger fartøjets position hvert 10. sek. under fiskeri. Der udover fremsættes der forslag om et fiskeri på 2.000 t søstjerner. Til dette fiskeri anvendes der søstjernevod.

Der vil for begge fiskerier blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110 "Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand", 1160 "Større lavvandede bugter og vige" samt 1170 "Rev, som omfatter biogene rev. Der vil ikke blive fisket på lavere vanddybder end 2 m.

For at undgå fiskeri i ålegræs ønsker erhvervet at oprette ålegræskasser, hvor der ikke må fiskes.

### 3.2 Anmodning fra NaturErhvervstyrelsen

Foranlediget af mødet mellem DTU Aqua, Danmarks Fiskeriforening, Centralforeningen for Limfjorden og NaturErhvervstyrelsen den 26. maj 2014 om fiskeri efter muslinger og østers i Natura 2000 områder i Limfjorden for 2014/2015 sæsonen har NaturErhvervstyrelsen fremsendt følgende anmodning (Bilag 4):

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

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

For Lovns Bredning skal konsekvensvurderingen, udover ovenstående, tage udgangspunkt i en kvote til konsum på 10.000 t og en kvote på 5.000 t til omplantning. Erhvervet har de forgangne år ikke udnyttet den tilladte kvote. I 2013/2014 sæsonen var kvoten 20.000 t, hvoraf 5.000 t var afsat til omplantning. Såfremt en kvote på 10.000 t til konsum og 5.000 t til omplantning ikke vurderes at være bæredygtig for bestanden, bedes DTU Aqua tilrette kvoten til det niveau, som instituttet vurderer som bæredygtigt for bestanden. Hertil kommer at den kumulative påvirkning ikke må overskride 15%.

DTU Aqua anmodes om at udlægge ålegræskasser, hvor ålegræs er observeret/ kan etablere sig, samt at udlægge fiskekasser i de områder hvor blåmuslinger i rette tætheder forekommer, dog ikke på vanddybder under 3 m. DTU Aqua anmodes i den forbindelse om at medtage rådgivning vedrørende fiskeriets påvirkning på biodiversitet og fugles fødegrundlag såfremt der tillades fiskeri på vanddybder indtil 3 m i visse områder i Lovns Bredning.

Fiskeriets påvirkning som følge af fiskeri efter 2.000 t søstjerner skal endvidere konsekvensvurderes og indgå i afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger. Dybdegrænsen for fiskeri efter søstjerner fastsættes til 3 m.

### **3.3 Forvaltningen af muslingefiskeriet**

Fiskeriet efter blåmuslinger er reguleret af bekendtgørelse nr. 568 af 21/05/2014 og bekendtgørelse 887 af 08/07/2014. Udover de lovmæssige reguleringer har Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013. Politikken bygger på, at muslingeproduktion skal være bæredygtig og leve op til EU's miljødirektiver (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og 2013).

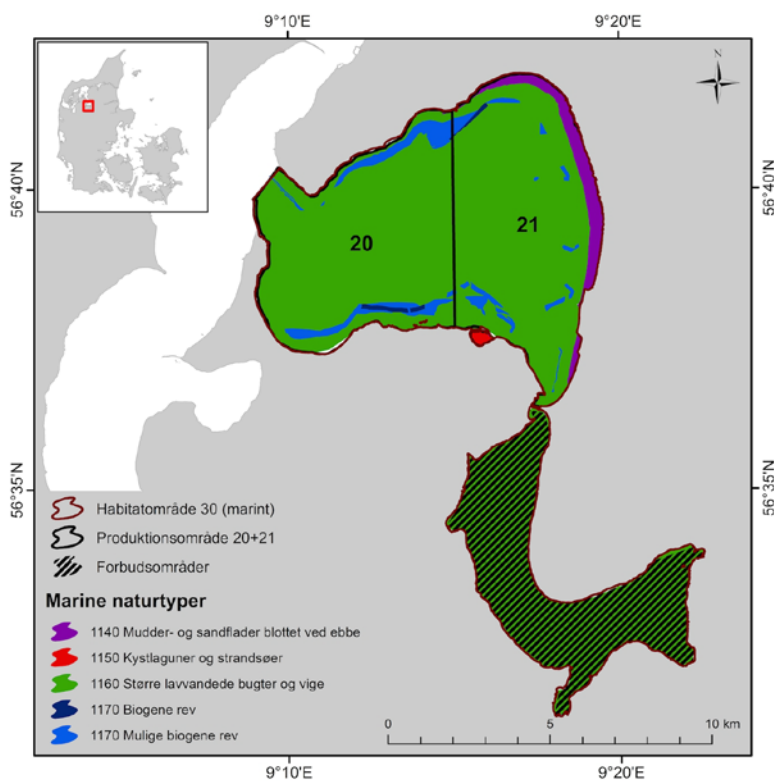
Muslingeskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

- Det skal være i overensstemmelse med Habitatdirektivets bestemmelser og der må ikke foregå fiskeri i områder kortlagt som stenrev.
- Forvaltningen skal være adaptiv og tage den bedst tilgængelige videnskabelige viden i anvendelse.
- Der skal ske en videreudvikling af forvaltningen med fokus på arealpåvirkning.

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

## 4 GENERELT OM LOVNS BREDNING

Produktionsområderne 20 og 21 i Lovns Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Der indgår 2 fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdets marine del (Bilag 2). I Habitatområdet indgår fire marine naturtyper i udpegningsgrundlaget (Bilag 1): 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe", 1170 "Rev", 1150 "Kystlaguner og strandsøer" og 1160 "Større lavvandede bugter og vige" med et areal (inklusive Hjarbæk Fjord) på henholdsvis 3,6 km<sup>2</sup>, 4,3 km<sup>2</sup>, 0,3 km<sup>2</sup> og 84,6 km<sup>2</sup> (Figur 2). Naturtypen Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140) og Kystlaguner og strandsøer (1150) ligger på så lavt vand, at der ikke vil være en påvirkning af et muslingefiskeri. Disse naturtyper inddrages derfor ikke i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen "Rev" (1170) er kortlagt som biogene rev i Lovns Bredning, hvorfor der i konsekvensvurderingen præsenteres en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev (afsnit 7.5).



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

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

## 5 ÅLEGRÆS

### 5.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs

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

Ålegræssets forekomst og tilstand påvirkes af en række forskellige faktorer. Kendte faktorer, der påvirker ålegræsset negativt, er eutrofiering generelt (Cardoso et al. 2004, Orth et al. 2006, Walker et al. 2006, Burkholder et al. 2007, Van Katwijk et al. 2011) og specifikt de afledte effekter som reduceret lysgennemtrængning som følge af øget planktonproduktion (Borum et al. 1985, Ralph et al. 2006) og iltsvind herunder forekomst af svovlbrinte (Pedersen et al. 2004), og især når der forekommer iltsvind i både vandsøjlen og i bunden. Andre eutrofieringsrelaterede forhold, der påvirker ålegræssets overlevelse og tilstand negativt, er forekomst af drivende makroalger, som kan rive nye skud op, eller tab af egnet substrat, der er tilstrækkelig fast til at kunne holde på frøspirede planter (Valdemarsen et al. 2011, Canal-Vergés et al. 2010). Derudover kan temperaturstigninger (Greeve et al. 2003) og antropogen fysisk/mekanisk stress påvirke ålegræsset negativt. Fysisk/mekanisk stress kan forekomme fx i forbindelse med råstofudvinding eller ved fiskeri (se nedenfor).

Ålegræssets tilstand i Limfjorden er overordnet præget af mange års eutrofiering med de deraf afledte effekter i form af reduceret lysgennemtrængning, øget forekomst af iltsvind og ændrede sedimentforhold, der har medført en betydelig tilbagegang i forekomsten sammenlignet med forholdene før ålegræssygen, der i sig selv reducerede udbredelsen af ålegræs i Limfjorden betydeligt (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). En analyse af tilstanden i nyere tid har vist, at dybdegrænsen for ålegræssets udbredelse i Limfjorden i perioden fra 1985-2003 faldt til ca. 2 m (Markager et al. 2006). Da Lovns Bredning er et af de områder, der er mest påvirket af eutrofieringen (Markager et al. 2006), kan det antages, at ålegræssets aktuelle tilstand i bredningen i høj grad er et resultat af eutrofieringen.

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, fx i form af øget sigtddybde, foregår gennem aseksuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøspirede planter. Den vegetative formering gennem rodskud er den mest robuste måde og mest uafhængig af miljøforholdene, men er til gengæld en langsom proces med et spredningspotentiale af bede på  $<30 \text{ cm år}^{-1}$  (Olesen and Sand-Jensen 1994). Spredning af frø og frøspirende planter kan potentielt hurtigere lede til etablering af nye bede, men er en mere tilfældig proces, der bl.a. vil være afhængig af lokale vandstrømme og vækstforhold på bunden. De frøspirede planter er desuden mere følsomme overfor både antropogen og naturlig påvirkning og har generelt en lav overlevelse. Fx er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5-10% i Chesapeake Bay (Orth et al. 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10% (Hootsmans et al. 1987, Churchill 1983, Harrison 1993, Olesen og Sand-Jensen 1994, Olesen 1996, Valdemarsen et al. 2010). Endelig er det i Limfjorden beregnet, at det kræver min. 3-5 år efter de første planter er overlevet til en ålegræsplet af bæredygtigt størrelse er etableret (Olesen and Sand-Jensen 1994). Samlet set er udbredelsen af ålegræs gennem kønnet formering en tilfældig proces med en tidshorisont på 5, 10 eller 20 år afhængigt af

lokale forhold (Pedersen et al. 1999). Årsagerne til den ringe samlede succesrate for ålegræssets kønede formering er ikke fuldt ud belyste, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Ny forskning viser, at ålegræsset fortrinsvis formerer sig vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0-2 m) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen et al. 2009).

## 5.2 Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs

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

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

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

Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre velstuderet og vil desuden være afhængig af redskabstypen, og hvor dybt dette går under skrabning. Hollænderskraberen er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Der er ingen dokumentation for, hvor dybt den lette muslingskraber går i sedimentet, og det er derfor ikke muligt præcist at forudsige effekterne af skrabning. Den lette skraber vejer mindre og samler mindre bundmateriale, og det kan derfor antages, at den vil have en generel mindre påvirkning og maksimalt vil skrabe i samme dybde som hollænderskraberen. Den kritiske dybde for succesfuld frøspiring er 5-6 cm, og spiringen er størst i de øverste sedimentlag. Fjernelse af frø som følge af fiskeri vil fortynde frøpuljen og mindske sandsynligheden for succesfuld spiring. Foreløbige studier gennemført af DTU Aqua viste ingen signifikante effekter af skrabning på frøpuljen, men resultatet er ikke entydigt, da forsøgsområdet i lighed med det meste af Limfjorden havde meget lav tæthed af frø og disse var endvidere heterogent fordelt. Der kan således ikke konkluderes endegyldigt om effekter på frøpuljen på baggrund af eksisterende viden. Der er ligeledes meget begrænset viden om effekter på frøspirede planter, men da disse generelt har en meget lav grad af forankring i sedimentet, er det overvejende sandsynligt, at skrabning vil medføre omfattende eller total dødelighed af frøspirede planter.

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

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

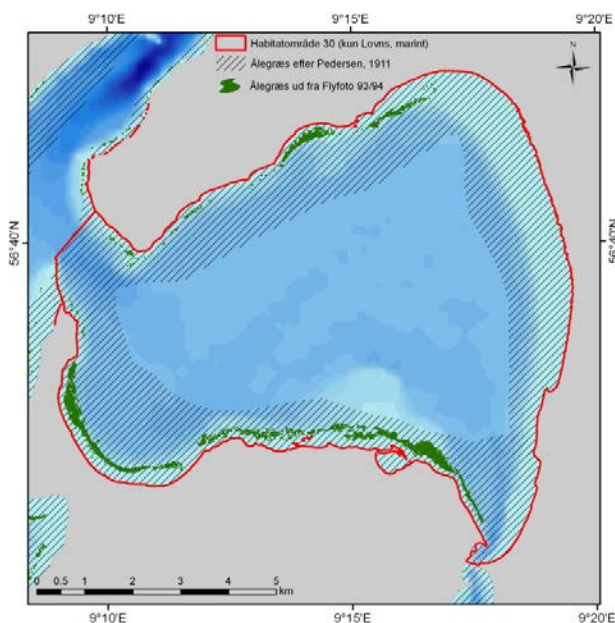
Resuspension ved skrabning kan medføre reduceret lysgennemtrængning og dermed påvirke sigtddybden (afsnit 5.4). Sigtdybde er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996) og skrabning kan dermed på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Muslingskrab vil generere resuspension af sediment både ved selve skrabningen (Riemann and Hoffman 1991, Dayton et al. 1995, Dyekjær et al. 1995, Johnson 2002, Morgan & Chuepagdee 2003, Rheault 2008, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) og efterfølgende ved skylning af skrabeposen. Omfanget af resuspension vil imidlertid afhænge af redskabet. De fleste af de publicerede studier om emnet omhandler skrabeudstyr til nedgravede muslinger som sandmuslinger og hjertemuslinger og kun enkelte er udført på hollænderskraberen. Begge skrabere og især skrabere, der anvendes til nedgravede muslinger, må forventes at medføre betydelig større resuspension end den lette muslingskraber. Der er imidlertid ikke gennemført studier af resuspensionen ved brug af den lette muslingskraber, så de refererede resultater vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Lovns Bredning som beskrevet i NaturErhvervstyrelsens bestillingsskrivelse (Bilag 4). Ved brug af skrabere til nedgravede muslinger er der fundet en sky af resuspenderet materiale i 20-40 m fra det skrabe område (Manning 1957, Haven 1979, Manzi et al. 1985, Spencer 1997, Maier et al. 1998, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). For hollænderskraberen blev skyen af resuspenderet materiale på baggrund af målinger modelleret til at være på 0,055 km<sup>2</sup> (Dyekjær & Hoffmann 1999), baseret på en spredning på ca. 25 m på hver side af skrabeområdet og et skrabe på 300 m. Problemet med denne undersøgelse er imidlertid, at modellen ikke tager højde for vertikal fordeling af partikler i vandsøjlen og derfor sandsynligvis underestimerer den totale mængde sediment, der er blevet resuspenderet. Hvilke konsekvenser dette har for den modellerede spredning af sediment er det ikke umiddelbart muligt at bedømme. I alle studier blev det vist, at skyen af resuspenderet materiale havde en kort levetid inde i det skrabe område i størrelsesordenen fra én til få timer (Riemann & Hoffmann 1991, Maier et al. 1998). Dette er forventeligt, da de tunge partikler hurtigt vil sedimentere ud i nærheden af skrabeområdet, mens de lettere partikler vil blive ført med vandstrømmene ud af området (Godcharles 1971, Goodwin og Shaul 1980, Ruffin 1995). Spredningen af de lettere partikler vil afhænge af partikelsammensætningen, vanddybden og strømforholdene (Tarnowski 2006, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). Studier af naturligt suspenderet partikulært materiale i Limfjorden har vist, at ved strømhastigheder på 10-15 cm sek<sup>-1</sup>, hvilket er i den højere ende i Limfjorden, vil det suspenderede materiale bevæge sig langs bunden ca. 600 m i løbet af omkring 2 timer før det sedimenterer igen. Foreløbige studier udført på Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua har vist, at visse sedimenttyper fra Limfjorden ved resuspension kan forblive i vandsøjlen i op til 3-4 dage og lede til en spredning fra 300 m til 3,3 km. Foreløbige undersøgelser gennemført af DTU Aqua har vist, at en betydende effekt på lysforholdene, som følge af den kontinuerlige fortynding af det resuspenderede materia-

le, kun vil forekomme i en afstand af ca. 300 m fra skrubesporet. Ved fiskeri i Lovns Bredning er det påbudt at bruge den lette muslingskraber. Undersøgelser har vist, at denne skraber fanger 50% mindre mudder sammenlignet med hollænderskraberen (Eigaard et al. 2011), hvilket ikke blot betyder betydelig mindre resuspension ved skylning, men sandsynligvis også vil medføre mindre resuspension under skrabningen. Der er dog ingen undersøgelser, der dokumenterer den præcise betydning af den lette skraber for resuspension.

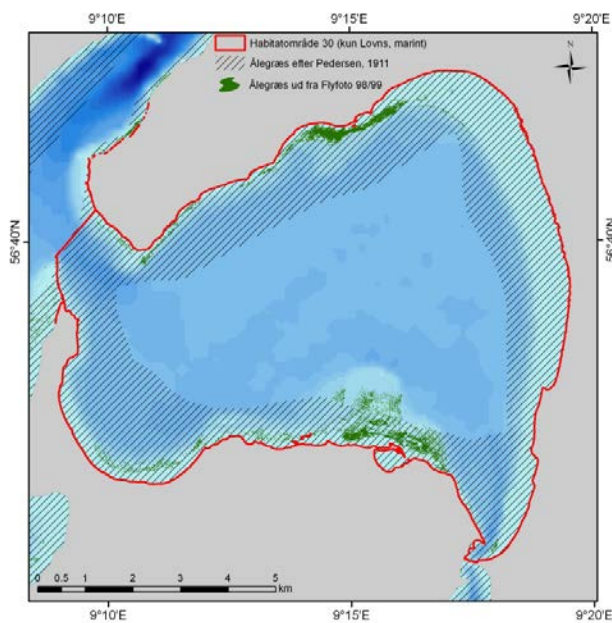
### 5.3 Data for ålegræs

I starten af forrige århundrede undersøgte CGJ Petersen udbredelsen af ålegræs i danske farvande (Petersen et al. 1911). Disse undersøgelser viste, at ålegræsset i 1911 var udbredt ned til 7-8 m dybde ved indløbet til Lovns Bredning (Figur 3 og Figur 4). Den beskrevne udbredelse kan i princippet betragtes som en upåvirket referencestatus for Lovns Bredning, om end der skal tages forbehold for metoder og dybdeopmålinger.

I årene 1993/94 og 1998/99 blev udbredelsen af ålegræs estimeret ved hjælp af flyfotos taget ved overflyvninger af Limfjorden. Dybdeudbredelsen observeret her er angivet i Figur 3 og Figur 4. Det skal bemærkes, at det kun er bevoksninger af en vis tæthed og udbredelse, der kan ses på flyfotos. Ålegræsbevoksninger ved den maksimale dybdeudbredelse vil være spredte og tynde, og derfor vil brugen af flyfotos underestimere dybdegrænsen for ålegræs i et område.



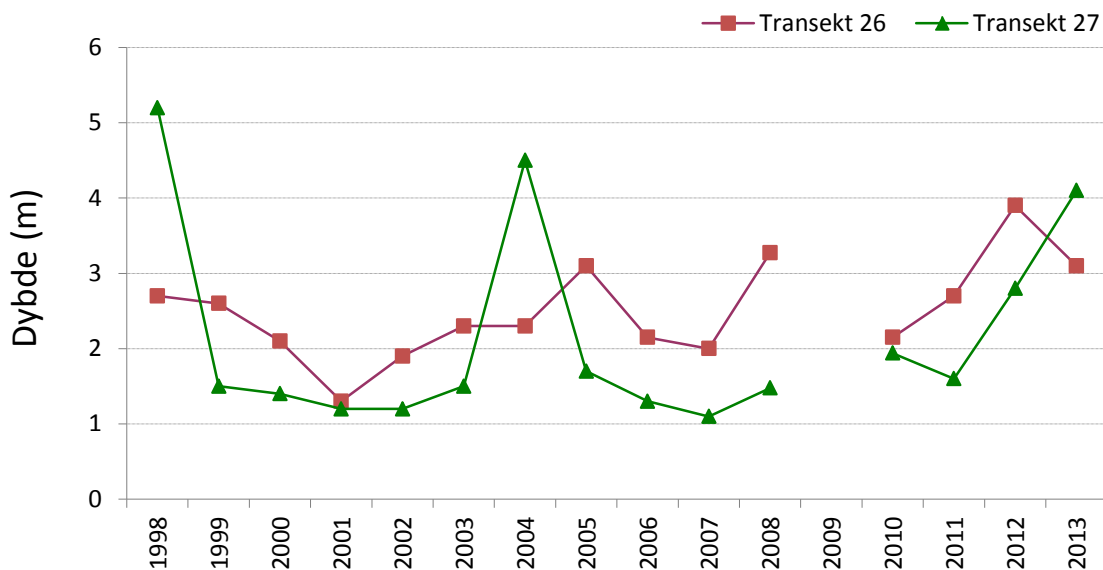
**Figur 3.** Historisk udbredelse af ålegræs ud fra undersøgelser af Petersen et al. (1911) (angivet med sort skravering). Endvidere er ålegræssets udbredelse i 1993/94 målt via flyfotos angivet med grønt. Dybder er angivet med blå med skift i farvetone for hver 1 m dybdeændring. (Kilder: Petersen et al. (1911) og DMU)



**Figur 4.** Historisk udbredelse af ålegræs ud fra undersøgelser af Petersen et al. (1911) (angivet med sort skravering). Endvidere er ålegræssets udbredelse i 1998/99 målt via flyfotos angivet med grønt. Dybder er angivet med blå med skift i farvetone for hver 1 m dybdeændring. (Kilder: Petersen et al. (1911) og DMU)

Dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på en række faste transekter og stationer. Relevant for Natura 2000 området Lovns Bredning er primært de to stationer/transekter Transekt 26 (DMU0540) og Transekt 27 (DMU0575) som er indtegnet på Figur 6.

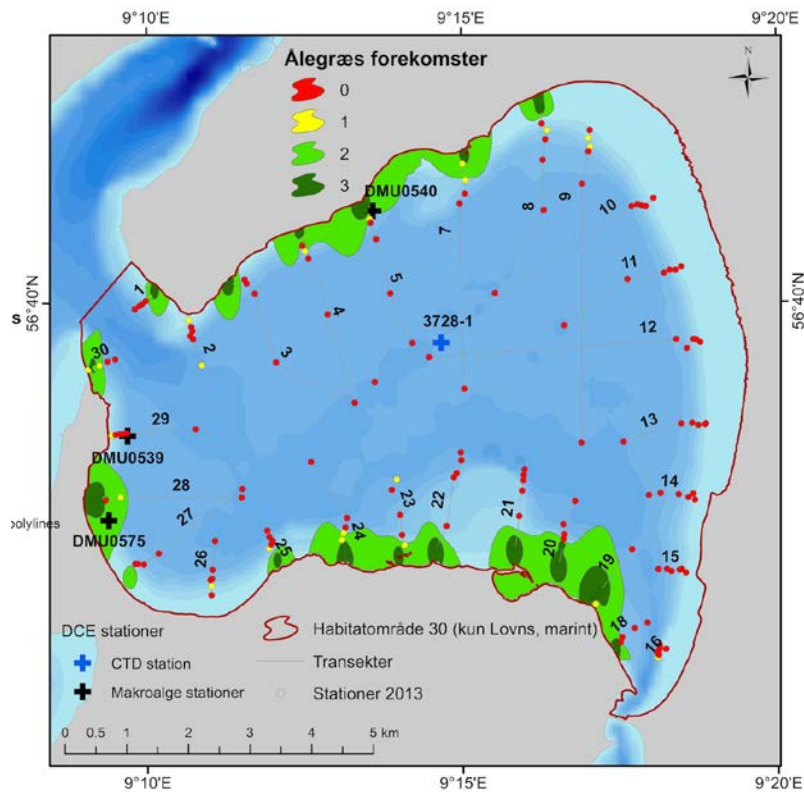




**Figur 5.** Maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Lovns Bredning i perioden 1988-2013 på transekt 26 og 27 indenfor Natura 2000 området i Lovns Bredning H30 (Miljøcenter Ringkøbing 2012). Der blev ikke monitoreret ålegræs i Lovns Bredning i 2009.

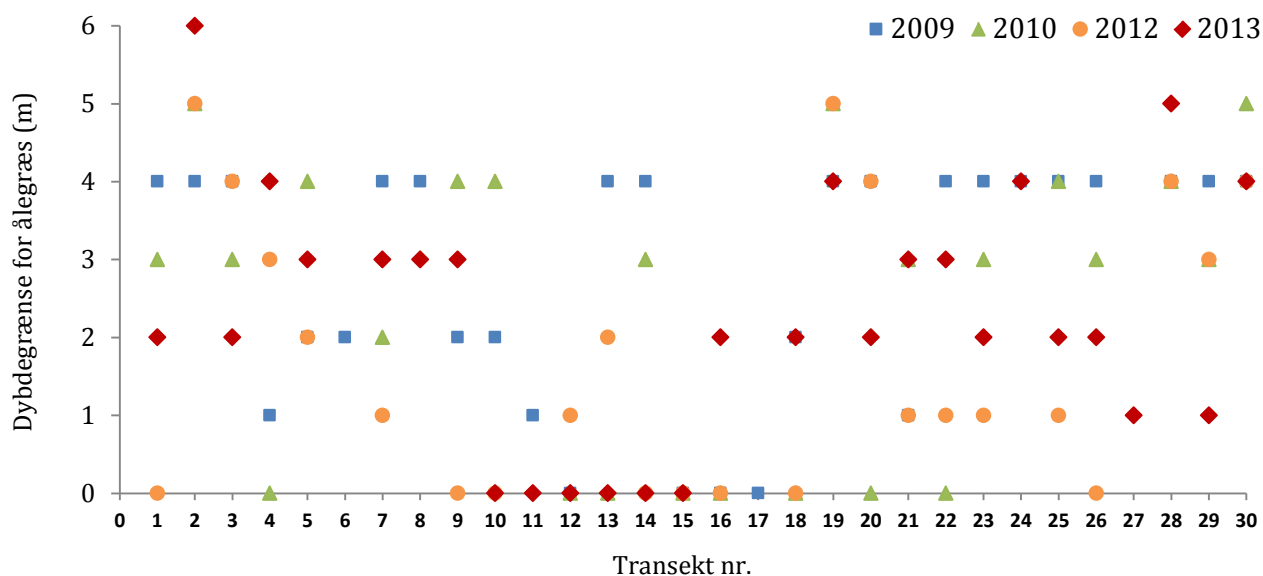
Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Lovns Bredning i 2013 var 3,1 m på transekt 26 og 4,1 m på transekt 27, hvilket er et fald for transekt 26 og en stigning for transekt 27 i forhold til 2012 (Figur 5).

Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua har foretaget videomonitoring af ålegræsset i Lovns Bredning siden 2009 (Poulsen et al. 2010, Christoffersen et al. 2012). I undersøgelserne fra 2009 og 2010 blev der monitoreret på transekter ud til hhv. 4 og 5 m. I sommeren 2012 og 2013 (Juni-September) blev disse videomonitoringer udvidet yderligere og inkluderer nu 24 transekter med hver 6 dybder: 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. På hver dybde langs transektet blev en videoslæde, monteret med et HD videokamera, trukket ca. 90 m parallelt med kysten langs dybdekonturen. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret og kategoriseret for tilstedeværelse af ålegræs i følgende kategorier: 3 = sammenhængende ålegræsbede, 2 = mindre spredte ”klumper” af ålegræs og 1 = enkeltstående frøspirede planter. Forekomsterne blev herefter interpoleret til at visualisere den mest sandsynlige rumlige fordeling i Lovns Bredning. Interpolationen giver mulighed for at sandsynliggøre potentielle forekomster af ålegræs i sammenhængende områder. I Figur 6 er sammenhængende bede vist med mørkegrønt og klumpede forekomster med lysere grønt. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter, da deres overlevelse er meget begrænset og svær at forudsige. Forekomst af frøspirede planter indgår dog i den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs i Lovns Bredning (Figur 7).



**Figur 6.** Dækningsgraden af ålegræs på 28 transekter (angivet med numre) i Lovns Bredning i 2013, hver bestående af 6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5, og 6 m, baseret på følgende kategorier af forekomst: Dækningsgrad 0 = Ålegræs er ikke observeret (rød, kun vist som punkter); 1 = enkeltstående frøspirede planter (gul, kun vist som punkter); 2 = levende grønt ålegræs i isolerede mindre "klumper" (lysegrøn); 3 = tætte sammenhængende ålegræsbede (mørkegrøn). Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for dækningsgrad 2 og 3, men ikke 1. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m fjordbund.

På 79% af transekterne på 1 m vanddybde blev der i 2013 fundet ålegræs i en af de tre kategorier. På 3 m vanddybde blev der fundet ålegræs på 36% af transekterne, på 4 m blev der fundet ålegræs på 21% af transekterne, på 5 m vanddybde blev der fundet ålegræs på 7% af transekterne og på 6 m vanddybde 4% af transekterne (ét transekt, nr. 2). Her var der udelukkende tale om enkeltstående frøspirede planter. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 6 m og det gælder udelukkende for frøspirede planter med ringe chance for overlevelse (Valdemarsen et al. 2010).

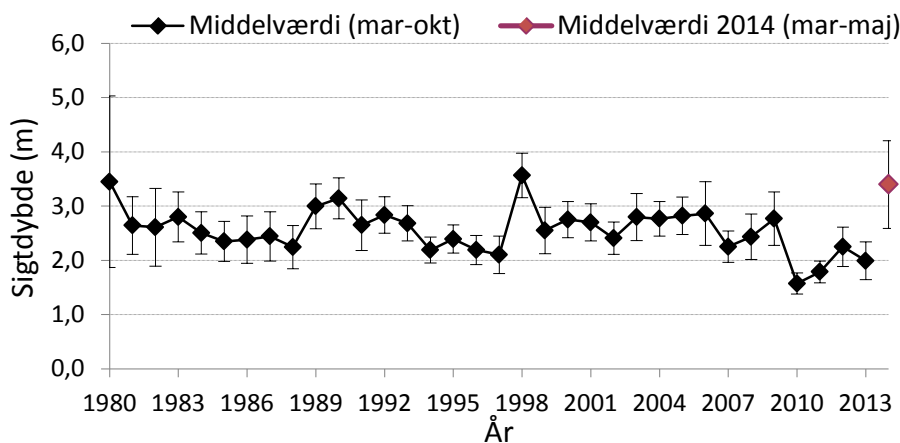


**Figur 7.** Observeret maksimal dybdeudbredelse for ålegræs i Lovns Bredning i 2009, 2010, 2012 og 2013 på 28 transekter. I 2009 blev der udelukkende foretaget målinger ud til 4 m. X-aksen præsenterer transekterne, vær opmærksom på at alle transekter ikke er monitoreret hvert år.

DSC's og DTU Aquas omfattende bestandsundersøgelser af ålegræs i Lovns Bredning foregik i juni-september 2012 og 2013. Store dele af en ålegræsbestand dør i løbet af efteråret og vinteren i danske kystområder, kun ålegræsforekomster  $>1 \text{ m}^2$  har en god chance for at overleve til det følgende år (Pedersen et al. 1999). Det følgende forår vil ålegræsset skyde igen fra frø og brede sig fra det overlevende ålegræs ved vegetativ forering. Ålegræssets arealmæssige udbredelse i Lovns Bredning vil derfor fortrinsvis bestå af nyrekrutterede ålegræs-skud og der kan derfor fra år til år være forskel mellem maksimal dybdeudbredelse på de enkelte transekter. Dette forhold kan primært forklares med forekomst af frøspirede planter, der i større afstande fra de etablerede bede har svært ved at overleve. Ålegræsbestanden i bredningen er sårbar på grund af de meget få etablerede, overvintrende bestande, som kan producere frø, hvorfra en nyrekruttering til og gen-etablering af bestanden i bredningen kan ske.

#### 5.4 Sigtdybde og udbredelse af ålegræs

Siden slutningen af 1970erne er sigtdybden i Limfjorden blevet målt på faste stationer af amter/miljøcentre/Naturstyrelsen. Af disse ligger én station (3728-01) inden for Natura 2000 området i Lovns Bredning, hvorfra der findes målinger af sigtdybde siden 1980. Figur 8 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 1980-2013 fra marts til oktober, som er vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor er den periode sigtdybden har betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002).



**Figur 8.** Den gennemsnitlige sigtdybde ( $\pm 2$  S.E) i perioden marts-oktober ved målestation 3728-01 i perioden 1980-2014. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året ( $n=4-37$  per år) For 2014 er målinger fra marts-maj ( $n=3$ ) medtaget (Kilde: DMU MADS 2013 og Naturstyrelsen Vestjylland).

Sigtdybden har igennem hele perioden været ret konstant omkring 2-3,5 m. I 2010 faldt sigtdybden til det laveste niveau målt siden 1980, for igen at stige til  $2,3 \pm 0,9$  m i 2012. I 2013 var sigtdybden  $2,0 \pm 0,9$  m mens den i 2014 (marts-maj) er  $3,4 \pm 0,7$  m. Den gennemsnitlige sigtdybde i januar-maj 2014 ( $3,8 \pm 0,8$  m, gennemsnit  $\pm$  standardafvigelse) er større end sigtdybden observeret i samme periode i 2013 ( $2,8 \pm 1,1$  m) (data Naturstyrelsen Vestjylland). DTU Aqua vurderer derfor, at der er mulighed for ændringer i sigtdybde i marts-oktober 2014 sammenlignet med tidligere år.

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

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

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

Sigtdybden målt af Naturstyrelsen Vestjylland i 2014 var i Lovns Bredning i gennemsnit 3,4 m i periode marts til maj. På baggrund af denne sigtdybde kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til 3,0 ( $\pm 1,0$ ) m (gennemsnitsdybde  $\pm$  standardafvigelse) ved at bruge ovenstående model (Tabel 1). Den observerede, maksimale udbredelse i 2013 for levende ålegræs var 4,1 m på Naturstyrelsens stationer og 6 m i DTU Aquas undersøgelser.

**Tabel 1.** Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Lovns Bredning i perioden 2008-2014. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)). Sigtdybderne for 2008 - 2013 er beregnet på baggrund af sigtdybde data fra Naturcenter Vestjylland og de med \* markerede værdier er beregnet for perioden marts-maj 2014. De observerede dybdegrænser er fra observationer på hhv. Naturcenter Vestjyllands transekter og DSC og DTU Aquas transekter. \*\* I 2009 monitorerede DTU Aqua kun ud til 4 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Sigtdybde (m)	2,4	2,8	1,6	1,8	2,3	2,0	3,4*
Observeret dybdegrænse NST (m)	3,3	>4,2	5,0	2,7	3,7	4,1	-
Observeret dybdegrænse DSC (m)		4**	5		5	6	
Model-estimeret dybdegrænse (m)	2,2	2,5	1,6	1,8	2,1	1,9	3,0*

Der har de seneste år været rejst en diskussion af anvendeligheden af dybdegrænser estimeret ved hjælp af empiriske relationer som ovennævnte. Relationerne har vist sig kun i begrænset omfang at afspejle forholdene, når miljøforholdene forbedres som følge af reducerede tilførsler af næringssalte (Naturstyrelsen 2011). Således fandt Carstensen & Krause-Jensen (2012) ingen entydig sammenhæng i 20 danske, kystnære områder mellem ændringer i sigtdybde og ændringer i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse. Dette har fået Naturstyrelsen til at konkludere, at ålegræsværktøjet ikke er anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs (Naturstyrelsen 2012). De modelberegne dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse. Endvidere har de observerede dybdegrænser i Lovns Bredning i alle år været større end de modelestimerede (Tabel 1).

## 5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs

I anmodningen om konsekvensvurdering af et fiskeri i habitatområde H30, Lovns Bredning, har NaturErhvervstyrelsen lagt op til, at fiskeriet reguleres af henholdsvis ålegræskasser, hvor alt fiskeri er forbudt, og fiskekasser, hvor der kan foregå fiskeri med skrabende redskaber efter muslinger. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse har DTU Aqua fastlagt 3 sammenhængende områder, hvor der er forekomst af ålegræs i spredte bede, med en tilhørende 300 m bufferzone omkring bedene. Kasserne er valgt som sammenhængende områder uanset dybdegrænser og at bedene forekommer spredt indenfor hver kasse. Herved sikres det, at der gives mulighed for ålegræssets sammenhængende udbredelse. Bufferzonen på 300 m fra bedene er valgt på baggrund af studier af sedimentspredning i forbindelse med fiskeri (se 5.2). Der er ved ålegræskassernes udformning ikke i alle tilfælde taget hensyn til forekomst af enkelte frøspirede planter, da disse generelt har meget ringe chance for overlevelse og endvidere specifikt i Lovns Bredning i 2014 vil have så godt som ingen chance for overlevelse. DTUs forslag til ålegræskasser er som følger (se også Figur 9):

### Koordinater for ålegræskasser:

Å1	56	40,344	N	9	9,817	E
	56	40,146	N	9	9,599	E
	56	39,750	N	9	9,902	E
	56	39,648	N	9	11,342	E
	56	40,614	N	9	14,620	E
	56	41,580	N	9	16,945	E
	56	41,922	N	9	16,674	E
Å2	56	39,870	N	9	8,936	E
	56	39,972	N	9	9,477	E
	56	37,320	N	9	10,285	E
Å3	56	37,464	N	9	11,673	E
	56	37,962	N	9	11,605	E
	56	38,268	N	9	12,760	E
	56	38,190	N	9	17,795	E
	56	36,798	N	9	17,986	E
	56	36,690	N	9	17,641	E
	56	37,638	N	9	11,591	E

I forhold til sæsonen 2013/14 er der sket en udvidelse af ålegræskasse 1 i den nordlige del af bredningen, da ålegræsset har udvidet sin udbredelse her.

Erfaringer med særlige områder, hvor fiskeri er tilladt er begrænsede og kun afprøvet i sæsonen 2013/14 i Lovns Bredning. I perioden har der udelukkende været skrabet af erhvervets fælles fartøj M/S Limfjorden med henblik på omplantning og der er derfor kun begrænsede erfaringer med, hvordan et sådant system vil virke på fiskeri til konsum. DTU Aqua kan derfor og fordi bestanden af muslinger i området generelt er faldet og i foråret 2014 primært findes i tætte bestande i få områder anbefale, at ordningen med fiskekasser fortsættes i sæsonen 2014/15. Endvidere er det sandsynligt, at det omfattende iltsvind i sommeren 2014 har reduceret bestanden af muslinger i de dybere områder betydeligt og det derfor ikke vil give mening at fiske i disse. DTUs forslag til fiskekasser er som følger (se også Figur 9):

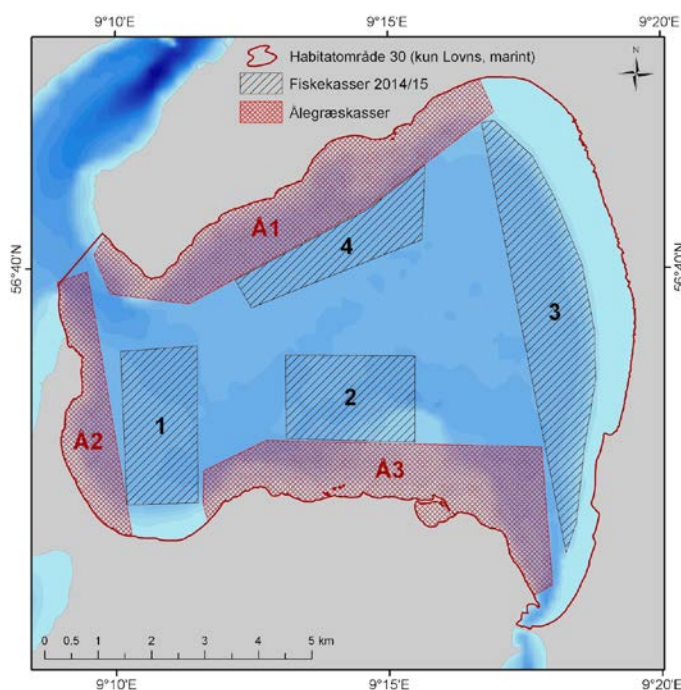
### Koordinater for fiskekasserne:

F1	56	39.168	N	9	10.086	E
	56	39.222	N	9	11.489	E
	56	37.638	N	9	11.501	E
	56	37.620	N	9	10.193	E

F2	56	39.126	N	9	13.107	E
	56	39.114	N	9	15.485	E
	56	38.244	N	9	15.473	E
	56	38.280	N	9	13.119	E
F3	56	41.466	N	9	16.722	E
	56	41.652	N	9	18.185	E
	56	36.690	N	9	18.387	E
F4	56	40.596	N	9	14.617	E
	56	41.046	N	9	15.682	E
	56	39.888	N	9	12.191	E
	56	39.606	N	9	12.488	E
	56	40.290	N	9	15.616	E

I de foreslåede fiskekasser forekommer der ikke ålegræs. I forslag til fiskekasse 2 og 3 er dele af området på under 3 m vanddybde. DTU Aqua vurderer imidlertid, at vanddybden i disse områder ikke i sig selv er begrænsende for effekten af et fiskeri, hverken på de valgte nøgleorganismer eller på habitatområdet, da der i disse områder primært forekommer blåmuslinger eller bar bund.

Forslag til ålegræskasser og fiskekasser er vist i Figur 9. De foreslåede fiskekasser har et samlet areal på 18,9 km<sup>2</sup>. Det er DTU Aquas vurdering, at resuspension ved skrabning i fiskekasserne ikke vil påvirke de ålegræsforekomster, der er i nærheden af fiskekasserne.



**Figur 9.** Placering af de fire fiskekasser i Lovns Bredning i fiskesæsonen 2014/15 samt tre områder, hvor der af hensyn til ålegræsset foreslås forbud mod fiskeri efter søstjerner er ligeledes vist. De tre blå kasser markerer fiskekasserne fra fiskerisæsonen 2013/2014.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber indenfor de foreslåede fiskekasser samt med søstjernevod i fiskekasserne og i resten af bredningen på vanddybder >5 m ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i Lovns Bredning. Muslingeskrab indenfor en 300 m bufferzone omkring forekomster af ålegræs vil ikke forekomme, og fiskeriet vil dermed ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse, eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet, da der i de tilladte fiskeområder ikke forekommer tætte bede af ålegræs, og ikke kan forventes succesfuld overlevelse af spredte frøspirede planter. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret i NaturErhvervstyrelsens anmodning om brug af den lette skraber, max. 10 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri efter søstjerner i tre områder på vanddybder >5 m.

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Lovns Bredning i 2012 og 2013 er et solidt datagrundlag for konsekvensvurderingen i forhold til potentiel påvirkning af ålegræsset som følge af fiskeplanens forslag til fiskeri. Resultaterne fra transektundersøgelsen i 2012 og 2013 er stort set sammenfaldende med tidligere undersøgelser gennemført af DSC og DTU Aqua med samme metode. De omfattende undersøgelser giver et mere detaljeret billede end data fra det nationale overvågningsprogram, der udelukkende undersøger ålegræssets udbredelse på to transekter. Det er derfor DTU Aquas vurdering, at konsekvensvurderingen i relation til ålegræs er forbundet med en meget lille usikkerhed, der dog ikke kan opgøres kvantitativt på en videnskabelig holdbar måde.

Fiskeri efter søstjerner vil anvende et søstjernevod. Der er ved videoptagelser observeret resuspension under brug af voddet (Holtegaard et al. 2009), men af betydeligt mindre omfang end ved fiskeri med muslingeskraber. Resuspensionen ved brug af voddet er ikke kvantificeret, men redskabet er lettere, har ingen metalramme og går ikke ned i bunden. Det er DTU Aquas vurdering, at opfiskning af op til 2.000 t søstjerner ikke vil medføre en resuspension af sedimentet i et omfang, der vil påvirke sigtddybden i Lovns Bredning.

Opfiskning af op til 10.000 t (inkl. 5.000 t omplantningsmuslinger) blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for sigtddybden i Natura 2000 området, da fiskeriet primært vil foregå i områder med meget store tætheder af muslinger, hvor en udtynding kan fremme udnyttelsen af muslingernes filtrationspotentiale. Det vurderes, at variation i forhold til muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger ved den nuværende muslingebestand i Lovns Bredning.

I forbindelse med fiskeri efter blåmuslinger vil der ske en resuspension af sediment. DTU Aqua vurderer, at blåmuslingefiskeriet ikke vil reducere sigtddybden i sommerperioden væsentligt. NaturErhvervstyrelsen har siden 2011 påbudt anvendelse af den lette skraber til muslingefiskeri, som reducerer resuspensionen i forbindelse med blåmuslingefiskeriet betydeligt i forhold til ved fiskeri med hollænderskraberen.

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



## 6 MAKROALGER

### 6.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger

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

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og er typisk enten ikke-fastsiddende, drivende grønalger som søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på fx ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved højt indhold af næringssalte, høje vækstrater, hurtig omsætning, lave regenerationstider og effektiv lysudnyttelse/lave lyskrav og består næsten udelukkende af aktivt fotosyntetisk væv og ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan udskygge de øvrige arter (Valiella 1997, Geertz-Hansen et al. 1993, Salomonsen et al. 1997, Bergamasco et al. 2003, Nielsen et al. 2002). I eutrofierede områder som Limfjorden vil opportunistiske makroalger derfor have en konkurrencemæssig fordel i sammenligning med fast-hæftede, ikke-opportunistiske arter (Krause-Jensen et al. 2009). De ikke-fastsiddende opportunistiske arter kan drive med strømmen og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømløse, hvor de kan danne meget tætte forekomster, der udskygger al anden bentisk vegetation og leder til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algemåtterne. Yderligere kan drivende makroalger skabe resuspension og fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som fx ålegræs (Canal-Verges et al. 2010, Holmer et al. 2010, Valdemarsen et al. 2010, Höffle et al. 2012).

Det er vist, at fjernelse af alger (som ulvatang, sargassotang eller gracillariatang) kan medvirke til at reducere tilgængeligheden af næringssalte og forebygge udviklingen af iltsvind (Cuomo et al. 1993, Troell et al. 1999, Mai et al. 2010). I en del områder bliver der som konsekvens heraf gjort en aktiv indsats for at fjerne disse alger. Det gælder fx i Bretagne, Sverige, Venedig lagunen og Florida (Maze et al. 1993, Cuomo et al. 1995, Charlier et al. 2008). Modsat er ikke-opportunistiske, fastsiddende arter kendetegnet ved høj grad af strukturelt væv, lavere omsætningshastigheder og oplagring af næringssalte i vævet, og de styrker generelt set iltproduktionen i de områder de forekommer og tilbyder 3D strukturer, der kan fungere som habitater.

I basisanalysens vurdering bliver butblæret sargassotang (*Sargassum muticum*) og gracillariatang (*Gracilaria vermiculophylla*) nævnt som en potentiel trussel mod habitater og arter. Som udgangspunkt skal arten derfor fjernes fra habitatet og fiskeriet kan evt. bidrage i denne sammenhæng. I Lovns Bredning blev der i de detaljerede studier udført i 2012 og 2013 kun fundet sargassotang på ét transekt i den sydlige del af bredningen i 2012. I 2013 blev der fundet sargassotang med høj dækning på ét transekt i den sydøstlige del af bredningen

og for første gang fundet gracilariatang på to transekter i den nordlige og østlige del af bredningen. Sargassotang og gracilariatang er derfor ikke en betydende komponent i bredningen pt., men har potentiale for spredning. I nylige studier er det vist, at sargassotang kan være hjemsted for en forøget biodiversitet af hjemmehørende fauna-arter (Buschbaum et al. 2006, Polte & Buschbaum 2008). Andre resultater har vist forskellige artssammensætning for sargassotang og andre oprejste brunalger, omend forskellen ikke blev anset for væsentlig (Engelen 2011). Wernberg et al. (2000) viste på den anden side, at sargassotang i Limfjorden kan udkonkurrere den hjemmehørende skulptetang (*Halidrys siliquosa*). Andre har ligeledes fundet negative effekter af sargassotang i form af nedgang af hjemmehørende arter af brun- og rødalger i tætte bestande af sargassotang som følge af udskygning (Britton-Simmons 2004). Gracilariatang blev fundet for første gang i Limfjorden i Nibe Bredning i 2005 (Thomsen et al. 2007). Ifølge Thomsen et al. (2007) har gracilariatang gode muligheder for at sprede sig fordi den har en høj tolerance for saltholdighed og kan leve ved lave lysintensiteter. Derudover foreslår Thomsen et al. (2007), at spredningen af gracilariatang også fremmes som et resultat af prædation på tangen, da mindre algefragmenter, som ikke bliver spist af prædatorerne kan danne grundlag for spredning. Sargassotang og gracilariatang kan således både være en trussel mod den hjemmehørende bestand af fastsiddende makroalger og være en alternativ habitat/3D struktur med tilsvarende funktioner som hjemmehørende makroalger. Mere forskning er nødvendig for at kunne afdække disse forhold. DTU Aqua tager i konsekvensvurdering af trusler mod makroalger ved fiskeri i Lovns Bredning udgangspunkt i fastsiddende, ikke-invasive og ikke-opportunistiske makroalger.

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (se fx Møhlenberg et al. 2008 for henvisninger). Petraitis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs en klippekyst ud for Maine, USA og fulgte koloniseringen af fladerne. De fandt, at enten alger, rurer eller muslinger koloniserede fladerne og foreslog derfor, at der findes flere typer af (stabile) samfund, der kan etablere sig på sådanne overflader i lavvandede områder, ligesom det er vist, at genetableringen vil afhænge af sammensætningen af det fjernede makroalgensamfund (Wade 1993). Lignende observationer er gjort i danske farvande. Majland (2005) fulgte algekoloniseringen på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kilde af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. Sukkertang kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørvægt/m<sup>2</sup>. På den (9 år) gamle mole var algebiomassen væsentligt højere: ca. 1400 g tørvægt m<sup>-2</sup>. I modsætning til ydermolen ved Århus Havn blev der på en ny mole ved Grenå Havn ikke observeret algevækst 3-4 år efter, at molen var etableret, og her var molen domineret af rurer (Møhlenberg et al. 2008, Karsten Dahl pers. com.). I den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og fire forskellige kunstige rev elementer blev placeret på 11 m dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m<sup>-2</sup>, mens der efter to år blev målt en biomasse på ca. 100 g tørvægt m<sup>-2</sup> og dækningsgrader mellem 50 og 90% (Schubert & Schygula, 2006). Samtidigt reduceredes dækningsgraden af epifauna, især blåmuslinger, som dominerede efter det første år. Genetableringen vil givetvis afhænge af graden af forstyrrelse, de fysiske karakteristika af habitatet og sammensætningen af fauna og flora i området (Northeast Region EFHSC 2002). Normal praksis for muslingefiskeri i Limfjorden med 2-3 års intervaller mellem genbesøg vil således kunne give mulighed for genetablering dog afhængigt af den aktuelle artssammensætning (Watling & Norse 1998). Imidlertid vil tab af strukturerende elementer medføre en langsommere genetablering (Watling & Norse 1998). Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og flerårige alger forsvinder, kan der ske et systemskifte i retning af opportunistiske arter.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale. Makroalgerne

er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger, rurer og det er derfor ikke givet at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Makroalgerne konkurrerer desuden om det faste substrat med de invasive makroalgearter sargassotang og gracilariatang. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre genetableringen.

## 6.2 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger

Effekter af fiskeri med muslingeskraber eller søstjernevod på makroalgesamfundene vil være af samme karakter som effekter på ålegræs og kan som for ålegræs deles op i direkte og indirekte effekter. Nedenfor er der primært fokus på de effekter, der er specifikke for makroalgerne.

**Direkte effekter:** De direkte effekter kan yderligere deles i to: tab af biomasse af makroalger ved bortskrabning eller tab af substrat og dermed levested. Muslingeskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingeskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabeområde, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrabes gentagende gange. Et fiskeri på tætte eller større forekomster af makroalger er imidlertid ikke sandsynligt, da disse primært findes på større sten og sammenhængende stenrev. I disse områder foregår der af flere årsager ikke fiskeri efter muslinger, bl.a. fordi der her er meget få muslinger og redskaberne ikke kan fiske i stenede områder.

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

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

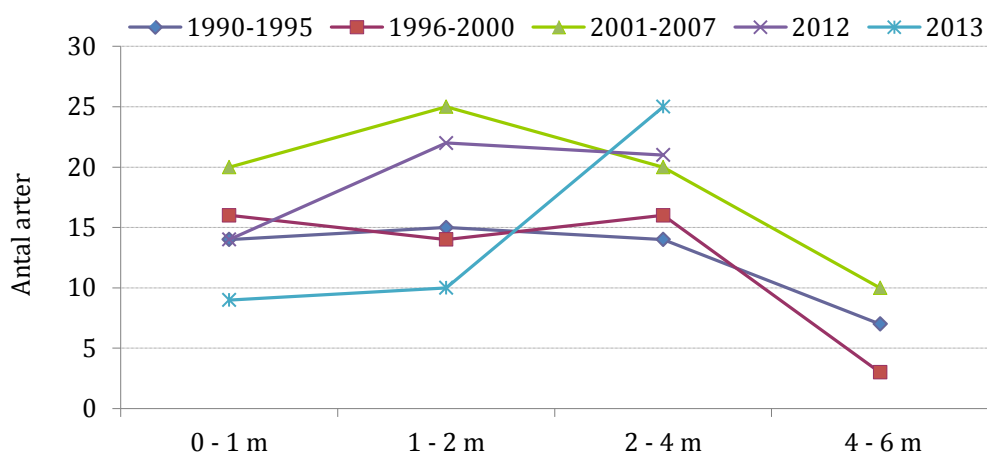
DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, enårige opportunistiske arter som søsalat og krølhårstang kun i mindre grad vil blive påvirket af fiskeri. De bliver dels ikke på tilsvarende vis som for de fastsiddende fjernet og de har en betydeligt lavere genetableringstid, der gør det muligt indenfor ganske få uger at genetablere en evt. påvirket bestand.

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

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

### 6.3 Data for makoalger

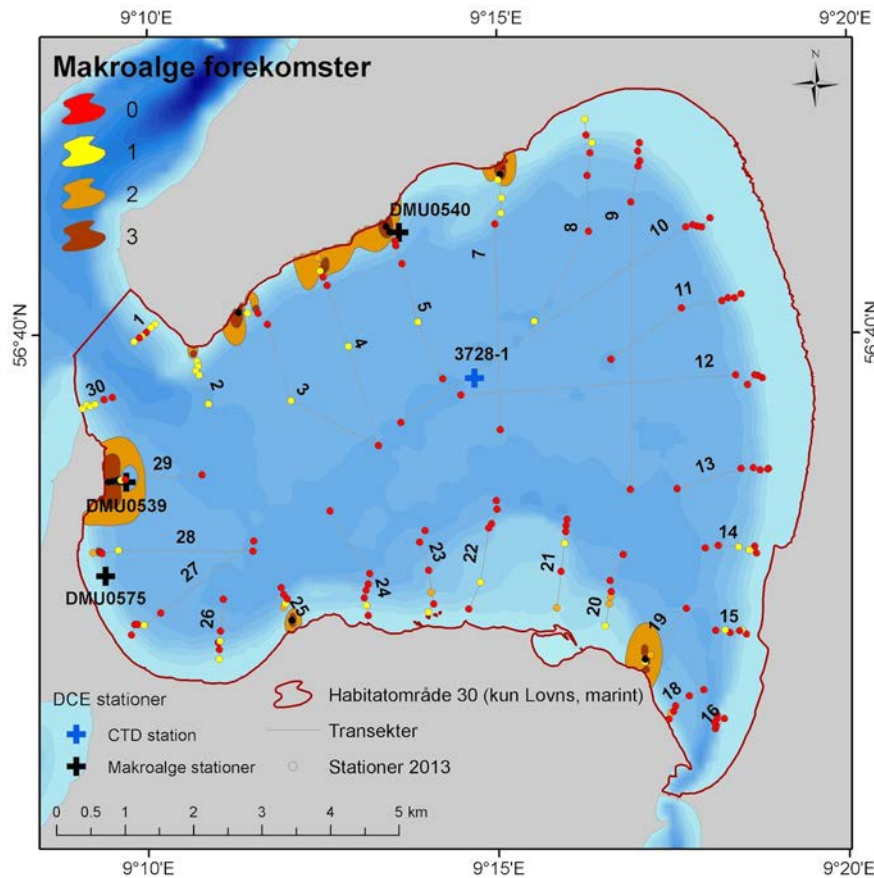
Forekomsten af makroalger i Limfjorden er i en årrække blevet monitoreret på Transekt 25 (DMU0575) i Lovns Bredning. Miljøcenter Ringkøbing lavede ikke vegetationsundersøgelser i Lovns Bredning i 2009, og databaseproblemer har hindret, at DTU Aqua kunne få data for 2010 og 2011. Data for makroalger indsamlet af miljøcentrene er således tilgængelige fra 1990-2007, 2012 og 2013 og er vist i Figur 10. De nyeste data, der er tilgængelig for undersøgelsen, for makroalger i området er fra 2012 og 2013. Makroalger blev observeret ud til maksimalt 3,6 m i Lovns Bredning i 2012 og 2013 på Transekt 25 (Figur 10), mens den maksimale dybdegrænse for hele perioden 1990-2013 (ingen data 2009-2011) er 4,6 m. Ved observationerne ned til 3,6 m er der flere algearter og >1% dækningsgrad af algearterne, hvilket gør det rimeligt at formode, at der findes makroalger dybere end 3,6 m.



**Figur 10.** Forekomsten af makroalger (antal arter) som funktion af dybden ved Transekt 25 (Station DMU0575) opdelt i tre tidsperioder indenfor 1990-2007 samt i 2012 og 2013.

Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua har foretaget videomonitoring af makroalger i Lovns Bredning siden 2009 (Poulsen et al. 2010, Christoffersen et al. 2012). I undersøgelserne fra 2009 og 2010 blev der monitoreret på transekter ud til hhv. 4 og 5 m. I sommeren 2012 og 2013 (Juni-September) blev disse videomonitoringer udvidet yderligere og inkluderer nu 24 transekter med hver 6 dybder: 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. På hver dybde langs transektet blev en videoslæde, monteret med et HD videokamera, trukket ca. 90 m parallelt med kysten langs dybdekonturen (stationerne er vist i Figur 11). Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i de overordnede grupper: Rødalger (minus skorpeformede rødalger), skorpeformede alger, brunalger (minus sargassotang), sargassotang, opportunistiske brunalger (epifytiske arter) og opportunistiske grønalger (ikke-fastsiddende arter). Tilstedeværelse af makroalger (uanset art) blev bestemt i følgende kategorier: 3 = store eller mellemstore grupper af makroalger og/eller tilstedeværelse af >3 arter, 2 = mindre grupper af makroalger og/eller tilstedeværelse af >2 arter; og

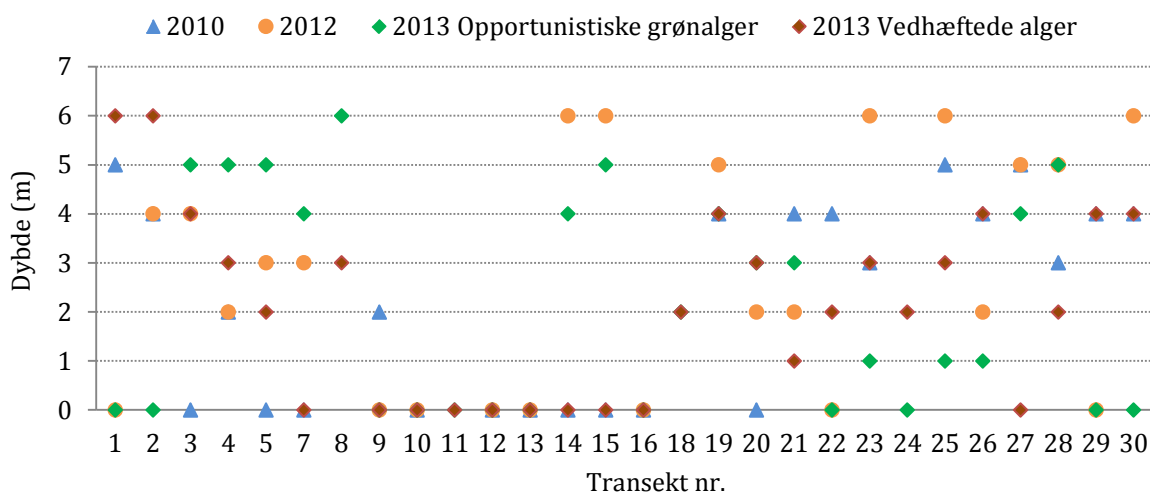
1 = forekomst af 1-2 makroalger på transektet. Forekomsterne blev herefter interpoleret for at visualisere en sandsynlig rumlig fordeling i Lovns Bredning.



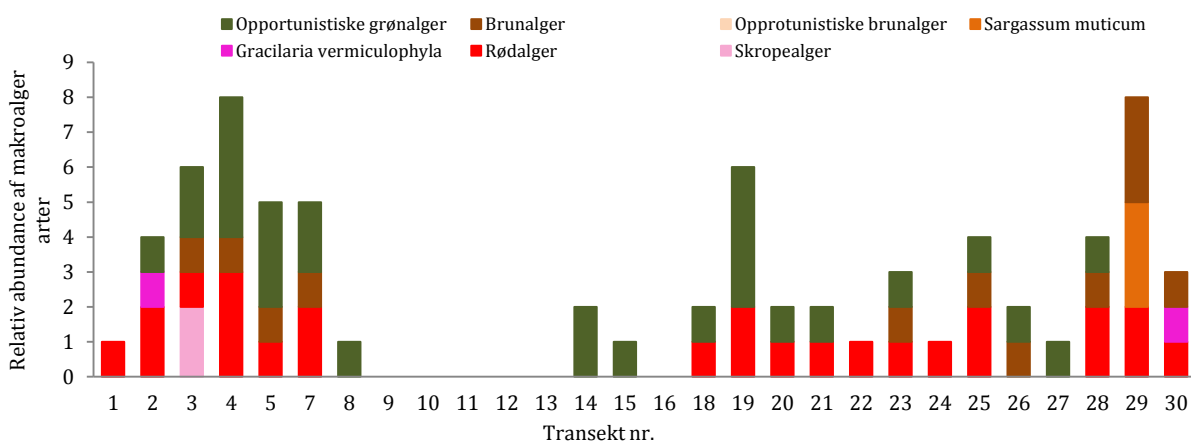
**Figur 11.** Udbredelsen af makroalger på 28 transekter (angivet med numre) i Lovns Bredning i juli-september 2013, hver bestående af 6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5, og 6 m, baseret på følgende kategorier af forekomst: Forekomst 0 = Makroalger er ikke observeret (rød); 1 = 1-2 makroalger på positionen (gul); 2 = små klumper af makroalger og/eller >2 arter (orange); 3 = store eller mellemstore klumper og/eller >3 arter (brun). Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for forekomst 2 og 3, men ikke 1. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m fjordbund..

I 2013 blev der fundet makroalger på 79% af transekterne. Der blev fortrinsvis fundet makroalger på lavt vand, men max. dybdeudbredelse var 6 m. Der blev fundet makroalger på 6 m dybde på 11% af transekterne i 2013. På Figur 11 er vist tilstedeværelse af makroalger på transekterne. I Figur 12 er vist dybdeudbredelsen fordelt på henholdsvis fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (som fx brunalger) og ikke-fastsiddende, opportunistiske arter (fx søsalat eller krølhårstang). Tilstedeværelse af makroalger kan være et mål for områdets miljøtilstand dog således, at ikke kun tilstedeværelse men også sammensætning af algesamfundene afspejler miljøtilstanden. Stor forekomst af opportunistiske makroalger afspejler således ofte forstyrrede eller eutrofe forhold. Af Figur 13. fremgår det, at algesamfundene i Lovns Bredning er domineret af opportunistiske arter, fortrinsvis ikke-fastsiddende grønalger som søsalat og krølhårstang. Af karakteristiske habitatformende arter var der kun begrænsede forekomster af rødalger og på et enkelt transekt også

sargassotang. Samlet set er makroalgесamfundet i Lovns Bredning en afspejling af et meget eutrofieret område.



**Figur 12.** Maksimal observeret dybdegrænse i Lovns Bredning i juni-september 2013 på 28 transekter for makroalgegrupperne fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (brun) og ikke-fastsiddende, opportunistiske arter (grøn). Data fra undersøgelseerne i 2010 (blå) og 2012 (orange) er medtaget på figuren.



**Figur 13.** Dækningsgrad og sammensætning af overordnede grupper af makroalger på 28 transekter i Lovns Bredning i juli-september 2013, hver bestående af 6 punkter på 1, 2, 3, 4, 5, og 6 m dybde. På hvert punkt blev der foretaget videomonitoring på ca. 90 m parallelt med kysten. Forekomst af makroalger blev baseret på følgende kategorier af forekomst: 0 = Makroalger er ikke observeret; 1 = 1-2 makroalger observeret langs transektet; 2 = små klumper af makroalger observeret; 3 = store eller mellemstore klumper; 4 = stor klumper af makroalger observeret.

I undersøgelseerne i 2012 blev der fundet makroalger på 66% af transekterne. Der blev fortrinsvis fundet makroalger på lavt vand, men max. dybdeudbredelse var 6 m. Der blev fundet makroalger på 6 m dybde på 21% af transekterne. I 2010 blev der fundet makroalger på 58% af de videomonitorerede transekter på vanddybderne 2, 3, 4, 5 og 6 m (Poulsen et al. 2010). I 2010 blev transekterne gennemført i november måned og der blev ikke foretaget identifikation af arter eller grupper. Der var i 2010 makroalger ud til 5 m på 12% af transekter-

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

## 6.4 Makroalger og sigtddybde

Makroalgerne er begrænset af lys- og substratforhold. En empirisk analyse udarbejdet på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder har vist en sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse for makroalger (Nielsen et al. 2002):

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

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

hvor ( $\pm$  angiver standard afvigelsen på parametrene). Som følge af forskellige lyskrav hos forskellige makroalgearter er der lavet ligninger for flere funktionelle grupper (Nielsen et al. 2002). I denne analyse har vi valgt at bruge modellen for brunalger til beskrivelse for alle ikke-opportunistiske arter og modellen for "andre alger" til at beskrive de opportunistiske arters udbredelse som funktion af sigtddybde (Tabel 2). Ved en gennemsnitlig sigtddybde i 2013 på 2,0 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 1,6 ( $\pm 1,6$ ) m og for andre fastsiddende makroalger til at være 2,0 ( $\pm 1,4$ ) m, hvilket er mindre end den observerede udbredelse.

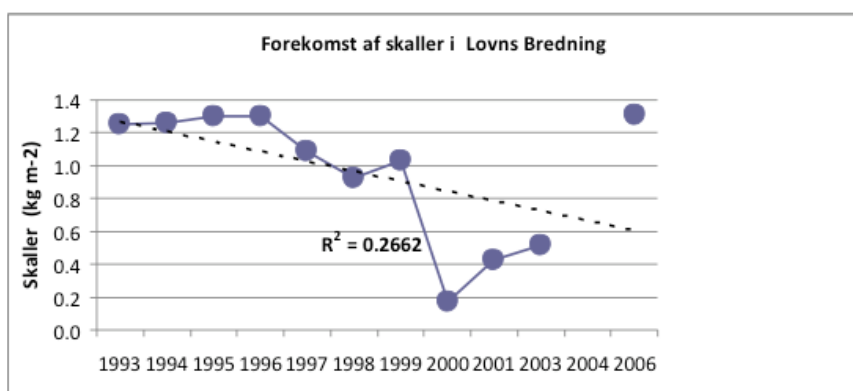
Dybdegrænsen for makroalger vil afhænge af lyset og det er for forskellige arter beregnet, hvor stor en del af overfladelyset, der skal være tilgængeligt. Lysets gennemtrængning i vandsøjlen vil imidlertid afhænge af mange forskellige forhold, som vinklen på indstrålingen og vandsøjleens sammensætning. Sigtdybde er et groft mål for lysgennemtrængning i vand og sigtddybden er antaget at svare til den dybde, hvor 10% af overfladeindstrålingen er tilbage. Det er muligt for visse makroalgearter at overleve ved meget lave lysintensiteter svarende til  $<0,01\%$  af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen, 1992). De faktiske lysforhold er ikke målt systematisk i Lovns Bredning, men området rammes hvert år af alvorligt iltsvind og det er ikke sandsynligt, at der findes ikke-opportunistiske, fastsiddende makroalger på vandybder  $>5$  m.

**Tabel 2.** Estimerede og observerede dybdegrænser for makroalger i Lovns Bredning. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts – oktober) på baggrund af data fra Naturstyrelsen Vestjylland. Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Lovns Bredning er beregnet for brunalger efter Nielsen et al. (2002). \*Er kun beregnet for perioden jan-maj og dækker ikke hele vækstsæsonen. \*\* Kun målt til 4 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Sigtddybden (m)	2,8	1,6	1,8	2,3	2,0	3,4*
Observeret dybdegrænse (ikke-opportunister, m)	4**	5	-	4	6	-
Observeret dybdegrænse (opportunister, m)	4**	5	-	6	6	-
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	2,7	1,0	1,3	2,0	1,6	3,6*
Estimeret dybdegrænse andre (m)	3,3	1,4	1,7	2,5	2,0	4,2*

## 6.5 Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri

I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet sten, muslingeskaller og andet hårdt substrat. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer, herunder især makroalger, som kræver et fast substrat til fasthæftning. Fjernelse af sten er en irreversibel proces, idet sten, der fjernes, ikke bliver gendannet. Fiskeriets effekt på forekomsten af arter menes bl.a. at være forårsaget af fjernelsen af substrat. Denne antagelse bygger dels på felteksperimenter og dels på observationer i den nordlige del af Løgstør Bredning. I forbindelse med monitoringen af blåmuslinger i Limfjorden registrerede DTU Aqua fra 1993 til 2006 forekomsten af sten og skaller i forsøgsskrab. Forekomsten af dette materiale kan omregnes til mængde substrat på bunden med samme beregningsmetode som for blåmuslinger (Afsnit 7.2). På Figur 14 ses forekomsten af skaller i Lovns Bredninger. Det ses, at mængden af substrat ligger mellem 0,2-1,4 kg m<sup>-2</sup> og korrelationsanalysen finder ingen signifikante korrelationer ( $P > 0,05$ ) i Lovns Bredning.



**Figur 14.** Forekomsten af substrat i Lovns Bredning i perioden 1993 til 2006.

Muslingeindustriene har i fiskesæsonen 2008/2009-juli 2014 registreret landinger af sten. Ved fiskeri af sten  $\geq 2$  kg, skal disse genudlægges umiddelbart i det fiskede område. Data er indsamlet af NaturErhvervstyrelsen (Tabel 3). Der blev ikke registreret landinger af sten i Lovns Bredning i fiskesæsonen 2012/2013 og 2013/2014, da der i disse to sæsoner kun har været fiskeri i Lovns Bredning til brug for omplantning.

**Tabel 3.** Mængde sten landet i Lovns Bredning (produktionsområde 20 og 21) i de forskellige fiskerisæsoner.

Fiskerisæson	2009/2010	2010/2011	2011/2012	2012/2013	2013/2014
Sten (tons)	1,1	2,3	0,3	0	0

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



## 6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

På baggrund af forekomst af nøgleorganismerne og NaturErhvervstyrelsens anmodning om begrænsning af fiskeriet efter blåmuslinger til fiskekasser, har DTU Aqua foreslået, at fiskeriet i habitatområde H30, Lovns Bredning, begrænses til 4 fiskekasser (kapitel 5.5). Der er i ingen af de foreslåede fiskekasser observeret betydende forekomst af fast-siddende, ikke-opportunistiske makroalger i 2013. Makroalger kan teoretisk forekomme i hele Lovns Bredning, hvis der alene anlægges en betragtning om lysgennemtrængning. Imidlertid bliver Lovns Bredning hvert år ramt af alvorligt iltsvind og det er ikke sandsynligt, at der i de ramte områder er betydende bestande af flerårige, fastsiddende makroalger. Dette vil især være gældende for den kommende fiskesæson, da iltsvindet i sommeren 2014 har været mere omfattende i både tid og styrke end normalt.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri i de 4 foreslåede fiskekasser samt efter søstjerner på vanddybder >5 m ikke væsentligt vil overlappes med udbredelse af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger i Lovns Bredning og dermed i betydende grad påvirke makroalgernes udbredelse i Lovns Bredning.

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

Da makroalgerne i Lovns Bredning teoretisk ikke er lysbegrænsede i deres udbredelse, vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydende effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af både ikke overstiger 10 i hvert fiskeområde.

Muslingskrab kan gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Fjernelse af sten i forbindelse med fiskeri vil lede til reduktion i de fastsiddende makroalgers udbredelsespotentiale, dette gælder især for større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af også større alger. Af-skrabning af de oprindelige makroalger kan lede til øget risiko for kolonisering af invasive arter.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med søstjernevod indenfor de 4 fiskekasser samt i resten af bredningen på vanddybder >5 m (dog undtaget ålegræsbeskyttelsesområder, se afsnit 5.5) ikke vil overlappes med den observerede eller model-estimerede forekomst af fastsiddende, flerårige, ikke-opportunistiske makroalger i Lovns Bredning.

DTU Aquas vurdering bygger på en meget omfattende kortlægning af makroalger i Lovns Bredning i 2012 og 2013, af et omfang som ikke er set i nogen anden sammenhæng, og som kan antages at give et retvisende billede af forekomst af makroalger i Lovns Bredning. Data fra denne kortlægning er sammenfaldende med en tilsvarende kortlægning i 2010. I modsætning til ålegræs former makroalger ikke sammenhængende bestande og er primært afhængige af tilgængeligt substrat. Substrat kan være spredt tilfældigt og kun en minutiøs gennemgang af hele bundarealet vil kunne afdække alle forekomster af makroalger. På trods af det meget omfattende datamateriale, vil der derfor være forbundet en usikkerhed til konklusioner vedrørende makroalgernes udbredelse.

## 7 BLÅMUSLINGER

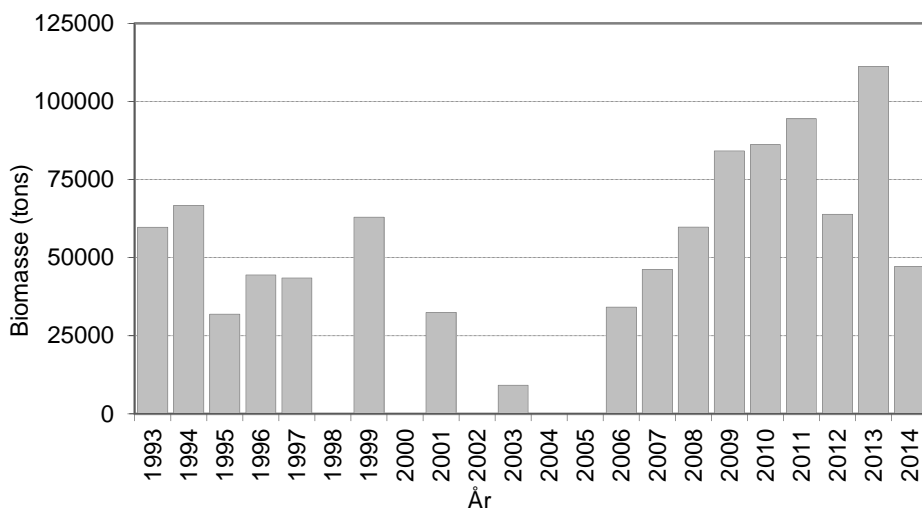
### 7.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger

Blåmuslinger er som ålegræs og makroalger en nøglekomponent i kystnære økosystemer fordi de både skaber struktur og påvirker stofomsætningen. Således udviser blåmuslinger aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. Blåmuslingebanker kan fungere som habitat for epibentiske organismer herunder en række fastsiddende dyr og planter. Der er således en omfattende litteratur, der beskriver banker af blåmuslinger som habitater (fx Svane & Setyobudiandi 1996). Muslingebanker udgør derfor, så længe de kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 Rev. Der er ikke udpeget stenrev i Lovns Bredning i de områder, hvor fiskeriet foregår, men Naturstyrelsens kortlægning i 2012 har kortlagt to biogene rev samt adskillige mulige biogene rev i Lovns Bredning (Figur 2). Ingen af disse er dog endeligt verificerede.

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

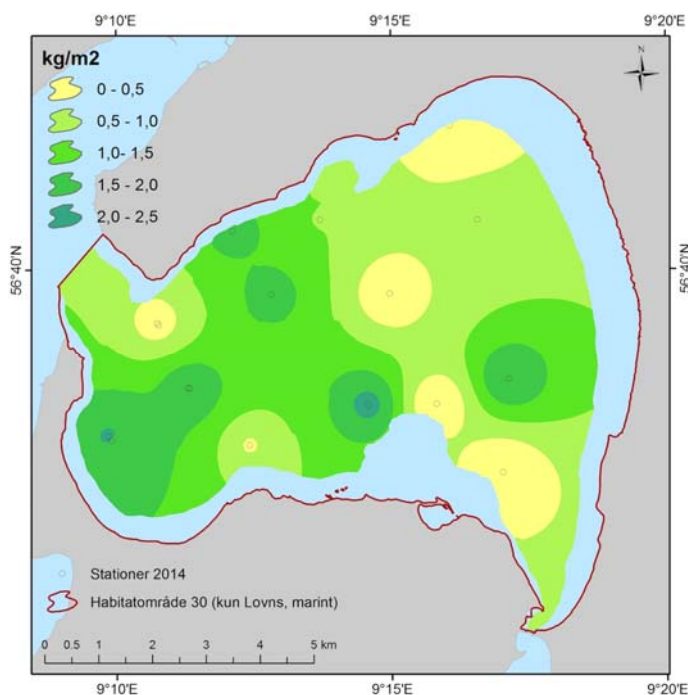
### 7.2 Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Lovns (1993-2014)

DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i 2014 angiver en bestand på ca. 47.000 t blåmuslinger i Lovns Bredning på vanddybder større end 3 m (Figur 15). Bestanden af blåmuslinger er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H30 ganges med arealet af H30, der er dybere end 3 m. Kun Lovns Bredning indgår i beregningerne, dvs. Hjarbæk Fjord er udeladt.



**Figur 15.** Bestandsudviklingen i Lovns Bredning i 1993-2014 på dybder >3 m. Der blev ikke foretaget undersøgelser i 1998, 2000, 2002 og 2004-2005.

Muslingebestanden på >3 m dybde i Lovns Bredning er faldet ca. 58% i forhold til 2013. Udbredelsen af bestanden er vist på Figur 16. Blåmuslingebestanden på <3 m dybde indgår ikke i den beregnede biomasse.



**Figur 16.** Udbredelseskort, der viser fordelingen og tætheden af blåmuslinger på større dybde end 3 m dybde i Lovns Bredning i marts 2014.

Blåmuslingebestanden blev endvidere bestemt ud fra videomonitoring af transekterne præsenteret i ålegræs- og makroalgeafsnittet (Afsnit 5.3 og 6.3). Biomassetætheden blev bestemt fra videotransektundersøgelserne ved at transformere den maksimale dækningsgrad af muslinger (100%) til et maksimum antal muslinger pr  $m^2$ . Dette er gjort ved billedanalyse i udvalgte områder. Derefter blev antallet af muslinger multipliceret med den gennemsnitlige vægt af muslingerne fundet i skrabeundersøgelsen ( $11,85 \text{ g ind}^{-1}$ ). 100% dækningsgrad korresponderede til  $34 \text{ kg m}^{-2}$ . Dette estimat blev valideret af muslingefiskere, der angiver, at deres maksimum fangst ligger omkring  $40 \text{ kg m}^{-2}$ . Den gennemsnitlige biomassetæthed for fiskekasserne 1-4 blev på denne måde estimeret til  $4,8 \text{ kg m}^{-2}$ . DTU Aqua har på baggrund af monitoringsstogterne, som udelukkende foregår på vanddybder >3 m, estimeret biomassen i områder med en tæthed  $>1 \text{ kg m}^{-2}$  til at være  $1,89 \text{ kg m}^{-2}$ .

m<sup>-2</sup>. I de videre beregninger er anvendt et gennemsnit mellem de to estimater på 3,39 kg m<sup>-2</sup>. Denne tæthed af muslinger er estimeret for fiskekassernes fulde udstrækning og vil således være gældende både for fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsfiskeri.

### 7.3 Blåmuslinger og sigtddybde

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

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

Modellen er udarbejdet for muslingebestanden i produktionsområde 20 og 21 for arealet på dybder >3 m (50,8 km<sup>2</sup>), svarende til det område, hvor muslingebestanden er blevet monitoreret siden 1993 af DTU Aqua. Blåmuslingebestanden på dybder >3 m i Lovns Bredning er i foråret 2014 fastsat til 47.000 t (BM), og med denne biomasse vil den beregnede sigtddybde være på 2,7 m, hvilket er lidt lavere end i foråret 2014 men vil sandsynligvis være tæt på årsmiddel for sigtddybden. Ved meget høje tætheder af muslinger vil deres filtrationspotentialer ikke blive fuldt ud realiseret, fordi muslingerne i et betydeligt omfang refiltrerer vand filtreret andetsteds i banken.

### 7.4 Konsekvensvurderingen af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger

Et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger (inkl. 5.000 t omplantningsmuslinger) vil fjerne ca. 21% af den totale muslingebestand >3 m i 2014, og DTU Aqua vurderer, at et sådant fiskeri ikke vil medføre betydende ændringer i forekomsten af blåmuslinger i habitatområde H30, Lovns Bredning. En reduktion af bestanden i 2014 i forhold til 2013 var forventet, fordi bestanden i 2013 var betydeligt over den gennemsnitlige bestandsstørrelse i Lovns Bredning. Bestanden er imidlertid reduceret ganske betydeligt og da sommeren 2014 er karakteriseret ved et usædvanlig voldsomt iltsvind, som vil påvirke bestanden af blåmuslinger, kan DTU Aqua ikke umiddelbart anbefale et fiskeri af 15.000 t blåmuslinger.

Ifølge fiskeplanen (BILAG 3) vil muslingefiskeriet blive begrænset til områder, hvor biomassen af blåmuslinger overstiger 1 kg m<sup>-2</sup> og opfiskningen af omplantningsmuslinger blive begrænset til områder hvor biomassen af blåmuslinger er større end 2,5 kg m<sup>-2</sup>. Dette vil kunne opnås ved at fiske indenfor de foreslåede fiskekasser 1-4, hvor den gennemsnitlige tæthed er bestemt som et gennemsnit af DTUs standard surveys og videotransekter til at være 3,39 kg m<sup>-2</sup>. Den estimerede tæthed af muslinger er gældende både for fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsfiskeri.

Det er sandsynligt, at en delvis opfiskning i fiskekasserne kun vil have meget begrænset betydning for realisering af muslingernes filtrationspotentialer og derfor ikke i betydeligt omfang vil påvirke sigtddybden i habitatområdet.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri efter søstjerner med søstjernevod indenfor de modificerede fiskekasser samt i resten af bredningen på vanddybder >5 m (dog undtaget ålegræsbeskyttelsesområder, se afsnit 5.5) ikke vil påvirke bestanden af blåmuslinger i Lovns Bredning negativt, formodentlig vil et sådant fiskeri snarere gavne bestanden af blåmuslinger.

### 7.5 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede.

Ifølge Appendiks 1 i ”Marine Habitat definition”

([http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index_en.htm)) udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype rev (1170). Der er kortlagt to biogene rev i H30 samt flere mulige biogene rev (Figur 2), men ingen af disse kortlægninger er endeligt verificerede. De to kortlagte biogene rev udgøres i begge tilfælde af blåmuslinger og associeret fauna. Begge rev ligger indenfor ålegræskasserne og vil derfor ikke blive påvirket af et fiskeri. Af de mulige biogene rev, ligger en stor del af dem enten indenfor ålegræskasserne eller udenfor fiskekasserne, hvorfor DTU Aqua vurderer, at et fiskeri ikke i betydende omfang vil påvirke de mulige biogene rev i Lovns Bredning.

## 8 SØSTJERNER

### 8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner

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

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

### 8.2 Potentielle effekter af søstjernefiskeri

Fiskeri efter søstjerner foregår i Limfjorden med et såkaldt søstjernevod, der i den nyeste version, som bruges af de fleste af fiskerne i Limfjorden, består af bom, gummirub og netpose (Figur 17). Det er gummirubben, der er en kæde påmonteret store og små gummiskiver, der trækkes henover bunden og sikrer, at søstjernerne hvirvles op og fanges i netposen. Bommen sikrer, at rubben spændes ud, men rører ikke selve bunden under fiskeriet. Netposen har påmonteret kugler til at holde den oppe. Der er DTU Aqua bekendt ikke foretaget kvantitative målinger af hverken redskabets effektivitet eller påvirkning af bunden, men der foregår pt. målinger heraf i et projekt ledet af DTU Aqua. Søstjerner er ikke karakteriseret som en særligt beskyttelsesværdig organisme og kan tværtimod potentielt påvirke biogene rev negativt. Med deres dokumenterede prædation på banker af blåmuslinger (fx Gallagher et al. 2008, Agüera et al. 2012) kan søstjerner således potentielt være en trussel mod biogene rev. Fiskeriet vil fortrinsvis foregå på tætte bestande af søstjerner og dermed primært påvirke disse og effekterne af fiskeriet vil derudover primært relatere sig til epibentiske arter (fx søpunge) og lettere materiale, som skalfragmenter mm. der resuspenderes ved voddets passage. I forbindelse med et forsøgsfiskeri i 2013 efter søstjerner har Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua målt sammensætning af voddets fangst på tilfældigt udtagne spandeprøver. Fra 11 prøver af fiskeri i Sallingsund bestod fangsten af ca. 91% søstjerner, 3% tomme skaller, 2,9% søpunge, 2,2% blåmuslinger, 0,3% krabber og 0,6% andet. Bifangsterne vil givetvis variere mellem lokaliteter og generelt set er bifangstmængden faldet i takt med, at fiskeriet har fået indstillet redskabet. Potentielle effekter på ålegræs og makroalger er beskrevet ovenfor i de respektive kapitler.

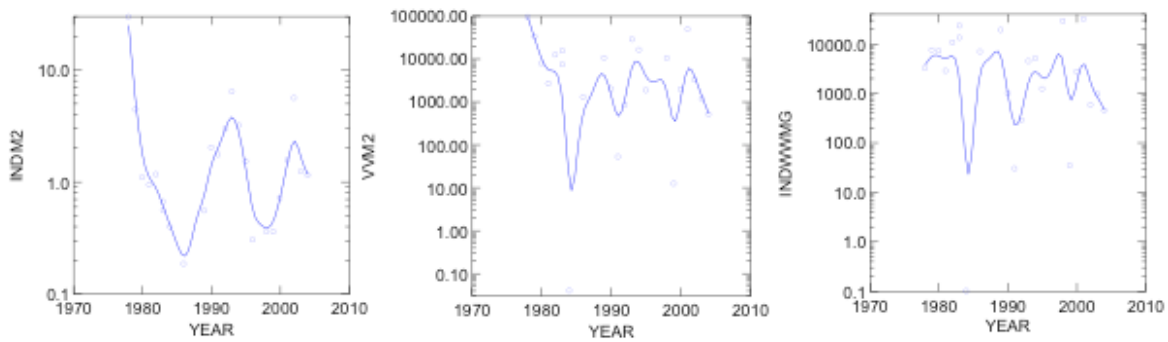


**Figur 17.** Billede af søstjernevod.

### 8.3 Undersøgelser af søstjernebestanden i Limfjorden (1993-2014)

I 2008 sammenfattede Danmarks Miljøundersøgelser data om forekomst af søstjerner i Limfjorden i perioden 1979-2005 (Holtegaard et al. 2008) indsamlet af amterne omkring Limfjorden i regi af NOVA-programmet eller i regionale programmer og fra 2004 i regi af det nationale program for overvågning (NOVANA). Prøverne er oftest taget med en HAPS sampler (indsamlingsareal  $0,0143 \text{ m}^2$ ) eller før 1984 oftest med en Van Veen grab (indsamlingsareal  $0,1 \text{ m}^2$ ). Begge samplere er primært beregnet til indsamling af infauna, og estimering af tætheden af store, epifaunale arter med en klumpet fordeling kan være forbundet med en betydelig usikkerhed. Der er endvidere indsamlet data med uens frekvens i de forskellige delbassiner i fjorden (for nærmere beskrivelse se Holtegaard et al. 2008).

Sammenfatningen viste, at beregnet på alle prøver inkl. 0-prøver uden søstjerner svingede bestandstætheden med et sinusforløb i perioden 1979-2005 (Figur 18) med højeste niveauer i slutningen af 1970'erne, starten af 1990'erne og starten af 2000'erne og de laveste niveauer i slutningen af 1980'erne og 1990'erne. De største tætheder for hele fjorden var omkring  $5-7 \text{ ind. m}^{-2}$  og de laveste var på  $0,1-0,3 \text{ ind. m}^{-2}$ . Udviklingen i biomasse over tid korrelerer ikke med udviklingen i tæthed, hvilket kun delvist kan forklares af forskelle i vægt af de enkelte søstjerner (Figur 18). Den individuelle vægt af søstjerne vil sandsynligvis være underestimeret ved indsamling med HAPS, da prøvetagningsinstrumentet ikke vil indsamle hele, store søstjerner. En tæthed på  $5-7 \text{ ind. m}^{-2}$  vil med en vægt af søstjerner på  $77 \text{ g}$ , som er den gennemsnitlige individuelle vægt af søstjerner fundet i DTU Aquas undersøgelser i 2013 (se nedenfor) give en biomasse på  $0,4-0,5 \text{ kg m}^{-2}$  eller  $26-37.000 \text{ t}$  søstjerner i Lovns Bredning.



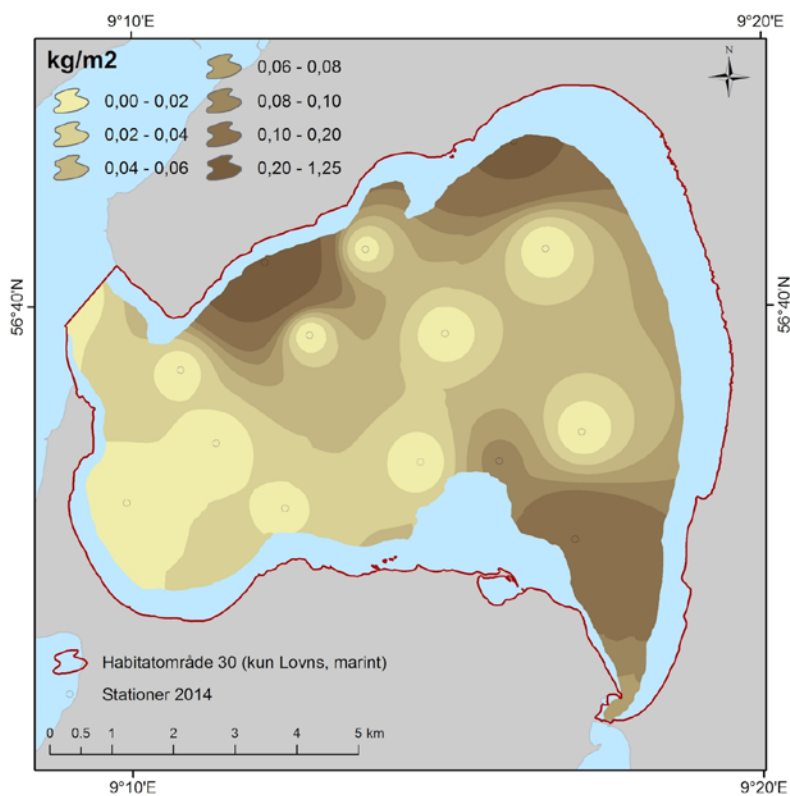
**Figur 18.** Tidlig udvikling af individtæthed (INDM2), biomasse (VVM2) og individvægt (biomasse/individtæthed; INDWWMG) af søstjerner i Limfjorden baseret på alle målinger i det nationale overvågningsprogram. Data fra Holtegaard et al. (2008).

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

DTU Aqua har siden 1993 årligt vurderet bestanden af blåmuslinger i Limfjorden (Christoffersen et al. 2011) med undtagelse af 2002 og 2005. I perioden 1993-99 og 2011-14 er bestandsundersøgelserne gennemført i forårsperioden, og fra år 2000-09 er undersøgelserne gennemført i sensommermånederne. I forbindelse med bestandsopgørelser af muslinger er der indsamlet informationer om søstjerner om end med varierende intensitet. Prøveskraberens effektivitet er for søstjerner bestemt til at være 50% (Dolmer 2009). Der er ikke udviklet specifikke metoder til bestemmelse af søstjernebiomasse, men DTU Aqua vurderer, at de indsamlede data kan give størrelsesorden for biomassen samt vil afspejle de relative tidlige variationer i søstjernebestandens udvikling.

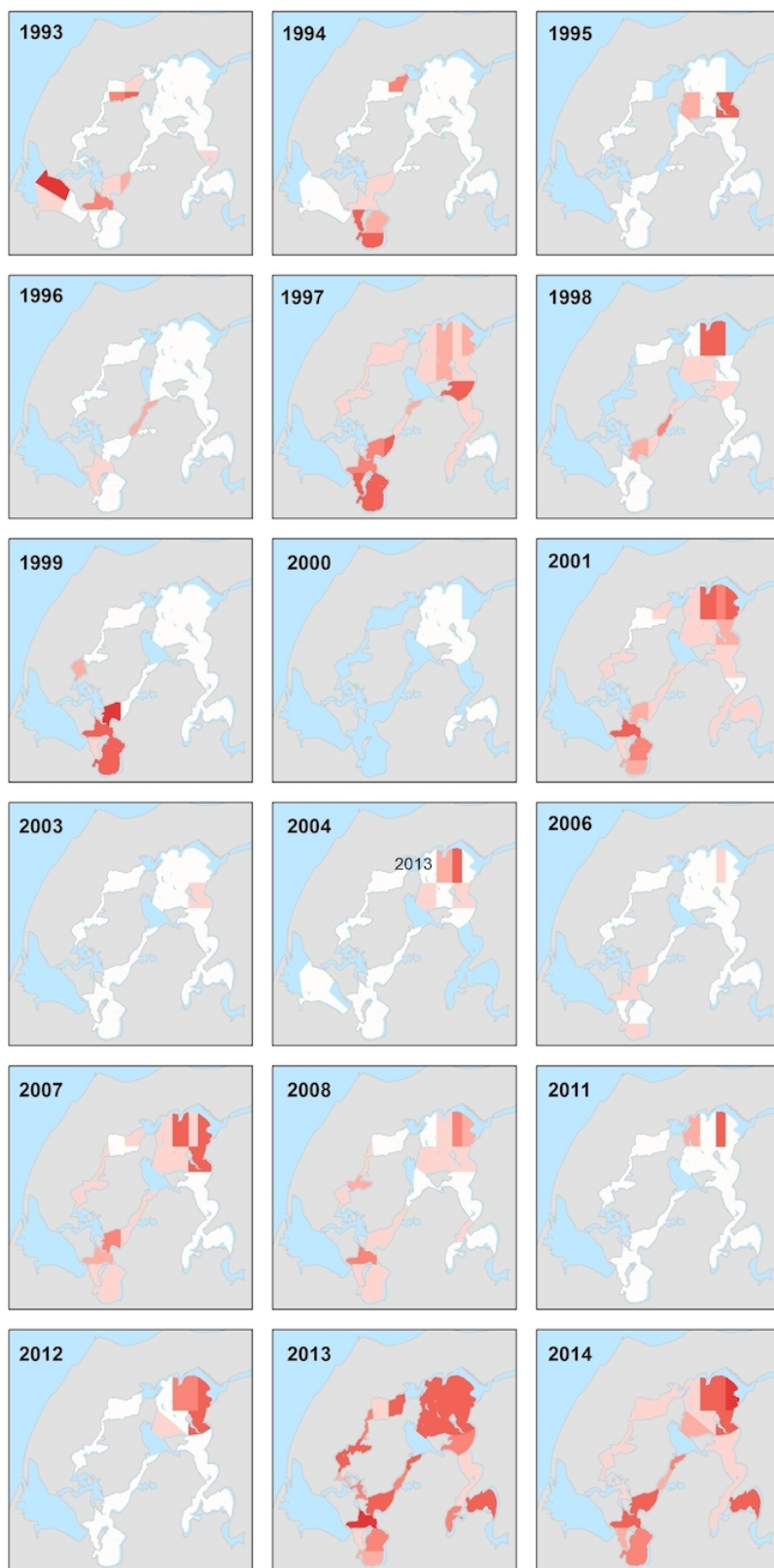
I 2014 har DTU Aqua indsamlet data på 14 punkter i Lovns Bredning. På alle punkterne er søstjerner talt og vejret. Ved at anvende samme metode som bliver brugt til bestemmelse af bestande af blåmuslinger, men med en redskabseffektivitet på 50%, kan bestanden af søstjerner for hele Lovns Bredning bestemmes til ca. 9.500 t i marts 2014. Tætheden af søstjerner i undersøgelsen i 2014 var 1.2 ind. m<sup>-2</sup>. Fordelingen af søstjerneerne i 2014 er vist i Figur 19. Der skal i forståelsen af både estimatet af biomassen af søstjerner i Lovns Bredning og fordelingen tages højde for, at metoden til bestemmelse af søstjerner ikke på samme måde er valideret og dokumenteret som for blåmuslinger. Derfor er estimaterne behæftet med en større usikkerhed end estimaterne af muslinger.



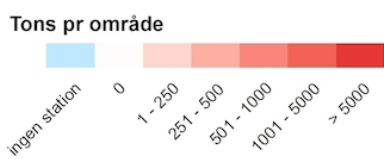


**Figur 19.** Udbredelseskort for søstjerner i Lovns Bredning i marts 2014 med fordeling og tæthed af søstjerner på vanddybder >3 m.

Under brug af denne metode er variationen i biomasse og fordelingen af søstjerner i Limfjorden vist for perioden 1993-2014 i Figur 20. Udover usikkerhederne beskrevet ovenfor ved selve metoden er der lagt forskellig intensitet i indsamlingen af søstjerne-data mellem årene. I forhold til DMU's analyse af tæthed og biomasse er der kun begrænset sammenhæng med data fra DTU Aquas monitoring af søstjerner.

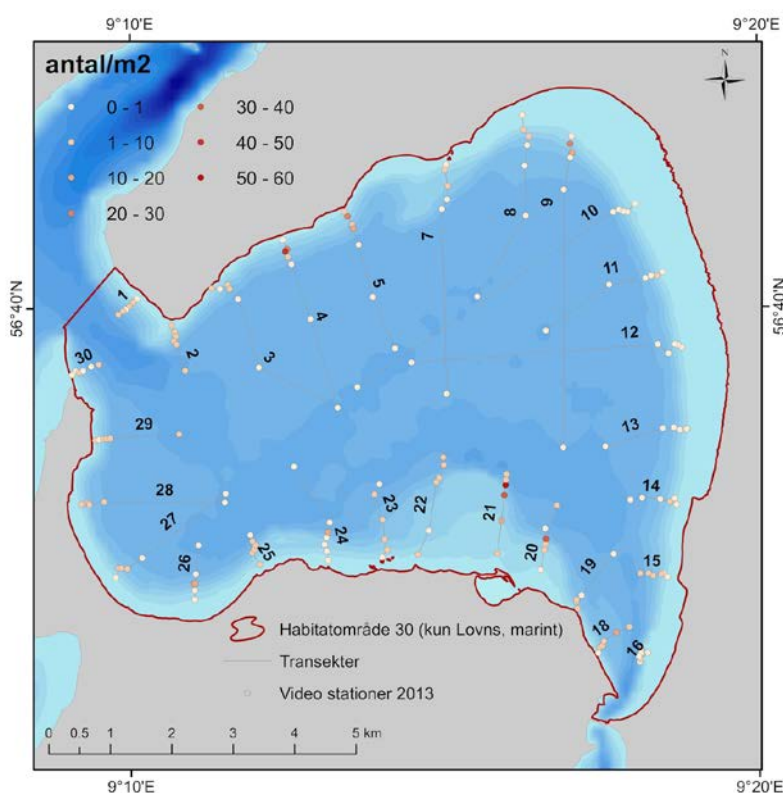


**Figur 20.** Fordeling af biomasse af søstjerner i den vestlige del af Limfjorden i perioden 1993-2014 på vanddybder >3 m. Biomassen er estimeret pr muslingeproduktionsområde.

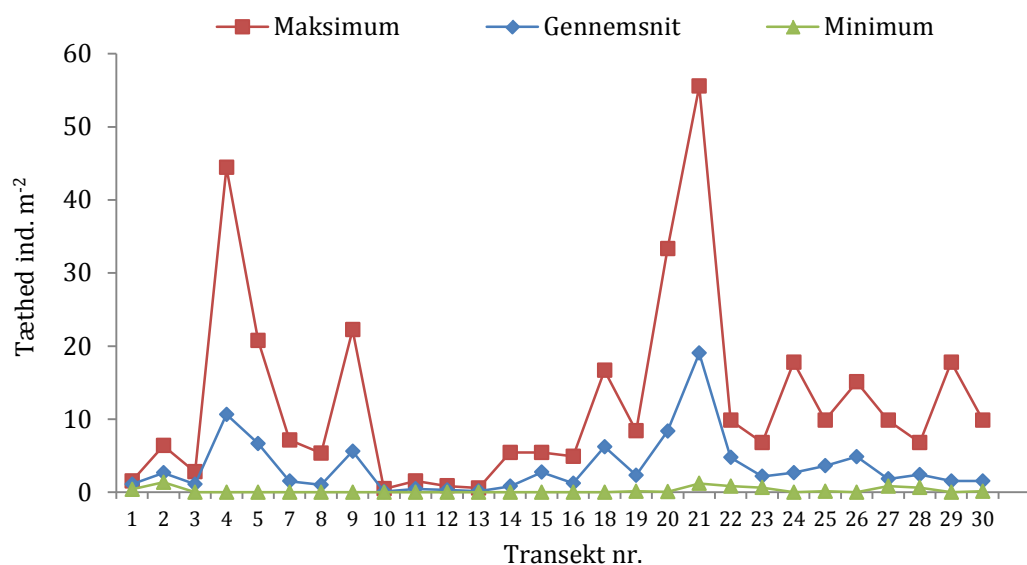


Dansk Skaldyrcenter, DTU Aqua har derudover gennemført transektundersøgelse med videoslæde i 2013, som beskrevet i afsnit 5.3 og 6.3. På de samme transekter blev videooptagelserne analyseret for tæthed af søstjerner ved at bruge en billedbredde på 50 cm. Videomoniteringerne giver et præcist billede af tætheder, men skal kalibreres for størrelse og dermed biomasse af søstjerner, hvilket ikke er gjort i denne undersøgelse. Estimerne af biomasse er derfor forbundet med en vis usikkerhed, men DTU Aqua vurderer, at tæthederne er retvisende for måletidspunktet.

I 2013 blev der fundet søstjerner på 100% af transekterne (Figur 21 og Figur 22) og den gennemsnitlige tæthed var 3,5 ind. m<sup>-2</sup> (min-max: 0-56 ind. m<sup>-2</sup>). Tæthederne blev omregnet til biomasse ved at bruge en vægt af søstjernerne på 77 g, hvilket er den gennemsnitlige vægt af søstjerner i DTU Aquas undersøgelser i 2013. Samlet beregnes biomassen for hele Lovns Bredning til ca. 18.500 t.



**Figur 21.** Udbredelsen af søstjerner i Lovns Bredning i juli-september 2013. Farvekoden angiver dækningsgrader i intervaller på punkter ved 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m dybde langs 28 transekter. Figuren er lavet på baggrund af observationer fra videomoniteringen i Lovns Bredning. Dybdekurverne er angivet med blå nuancer med skift for hver meter. For hver punkt blev der monitoreret ca. 90 m havbund parallelt med kysten. Der er brugt en billedbredde på 50 cm til beregning af tæthederne.



**Figur 22.** Tætheden af søstjerner i Lovns Bredning i juni-september 2013 på 28 transekter. Hvert transekt består af 6 punkter på 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m dybde. Der er brugt en billedbredde på 50 cm til beregning af tætheder.

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

#### 8.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner

Et fiskeri på 2.000 t søstjerner i perioden 2014/2015, som foreslået i fiskeplanen, vil udgøre 11-21% af bestanden af søstjerner i habitatområde H30, Lovns Bredning, afhængigt af hvilken metode, der anvendes til bestemmelse af bestandens samlede størrelse. I forhold til den samlede bestand af søstjerner i Limfjorden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri på 2.000 t plus et evt. fiskeri i Løgstør Bredning på op til 7.000 t er bæredygtigt i forhold til søstjernebestanden. Estimatet af bestandens størrelse er forbundet med en betydelig usikkerhed, fordi der ikke er veldokumenterede data for bestanden i Limfjorden, men alene den relative stigning i bestandens størrelse gennem de senere år bevirker, at vurderingen af betydning af et fiskeri for hele bestanden af søstjerner ikke er forbundet med betydende usikkerhed.

Arealpåvirkning af søstjernevoddet vil afhænge af tætheden af søstjerner i det fiskede område og redskabets effektivitet. Der findes ingen videnskabelig dokumentation af redskabets effektivitet og biomasseestimerne er forbundet med betydelig usikkerhed. Usikkerheden i biomasseestimerne vedrører både tætheden af søstjerner og deres individuelle vægt. Således er der i denne analyse brugt en gennemsnitlig størrelse af søstjerner på 77 g, men observationer i foråret 2013 i forbindelse med M/S Limfjordens prøvefiskeri har vist middelstørrelser af søstjerner på >140 g og der er tidligere rapporteret om individuelle vægte af søstjerner i Limfjorden på >300 g (Holtegaard et al. 2008). Det kan antages, at fiskeri efter søstjerner dels vil foregå på de største tætheder af søstjerner, dels vil finde sted på tætte forekomster af muslinger, da muslinger er søstjernernes primære fødeobjekt. DTU Aqua har endvidere i mangel på andre informationer antaget, at søstjernevoddet har en effektivitet på 65% svarende til muslingeskraberen. Estimer af maksimale tætheder af

søstjerner varierer afhængigt af metode mellem 0,3-4,3 kg m<sup>-2</sup>, hvilket vil give en arealpåvirkning på henholdsvis 1,2-14,9% af arealet af Lovns Bredning ved et fiskeri på 2.000 t søstjerner. Dette estimat er behæftet med en meget betydelig usikkerhed. Der er i estimatet taget højde for data både fra skrabetogter og video-transektter. Desuden har fiskernes egne data i forbindelse med prøvefiskeri efter søstjerner i Limfjorden givet meget større individuelle vægte af søstjerner. Derfor er et estimat på 1,5 kg m<sup>-2</sup> sandsynligvis et konservativt estimat af tætte forekomster. Arealpåvirkningen ved denne biomasse vil være på 2,1 km<sup>2</sup> svarende til 3,0%. Dette estimat er forbundet med meget store usikkerheder, men afspejler, at der generelt er fundet større tætheder i Lovns sammenlignet med Løgstør Bredning. Det skal bemærkes, at fiskeri ved meget lavere tætheder næppe vil være økonomisk bæredygtigt.

Søstjernefiskeriet er bæredygtigt i forhold til bestanden i Limfjorden. Fjernelse af søstjerner fra Natura 2000 områder kan potentielt være et middel til bevarelse af biogene rev. På baggrund af den eksisterende viden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter 2.000 t søstjerner vil påvirke 3,0% af arealet af Lovns Bredning H30. Estimerne er forbundet med en meget betydelig usikkerhed. Der er meget stort behov for yderligere viden om effekter af søstjernefiskeri og metoder til bestandsestimering, hvis et vedvarende fiskeri i en længerevarende årrække skal kunne konsekvensvurderes.

## 9 BUNDFAUNA

### 9.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna

Brugen af skrabende redskaber som fx en muslingeskraber, har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings 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 fx roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse. DTU Aqua har gennemført en række undersøgelser af fiskeriets effekt på bundfauna i Limfjorden, og de vil sammen med udenlandske undersøgelser danne grundlag for nærværende vurdering.

### 9.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna

I vurderingen af den effekt de skrabende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2-2,0 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al. 1998) (Tabel 4). Ved råstofindvinding vil havbunden dog påvirkes i større dybde og effekterne vil derfor være større i forhold til ved muslingefiskeri. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring 6 måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning.

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

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

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

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

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

Den lette muslingeskraber påvirker ligesom hollænderskraberen bunden. Den lette skraber mindre fangst af mudder samt redskabets reducerede bundmodstand i forhold til det tidligere anvendte redskab (Eigaard et al. 2011) kan indikere, at den lette skraber ikke skraber helt så dybt i bunden. Videnskabelige undersøgelser omkring den lette skraberens påvirkning på bunddyr gav ikke brugbare data pga. iltsvind i området. Skraberens effekt på bunden må derfor anses for at svare til den tidligere anvendte hollænderskraberens effekt, som er beskrevet ovenover.

### **9.3 Konsekvensvurdering af fiskeriets effekt på bundfauna**

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

## 10 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

### 10.1 Black box

#### 10.1.1 Baggrund og principper/fremgangsmåde

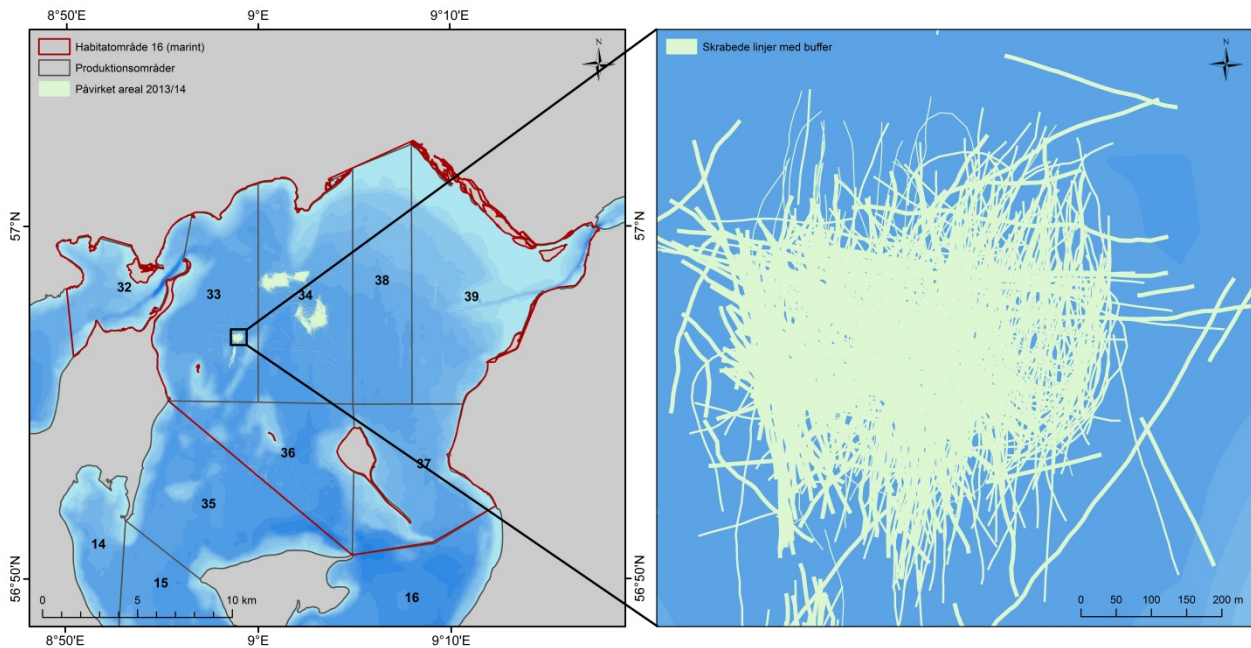
Fiskeriet har siden sæsonen 2012/13 haft black boxe påmonteret fartøjerne, der logger informationer om position, sejlhastighed og evt. bevægelse i spillet hvert 10. sek. Dette resulterer i endog meget store datamængder, idet loggerne også samler under sejlads til og fra fiskepladserne og mens fartøjerne ligger i havn. For at vurdere hvilke datapunkter, der er omfattet af faktisk fiskeri og ikke fx sejlads, bliver fiskeriaktiviteter vurderet gennem en analyse af de retningsbestemte bevægelser der registreres i data for skibets spil. Hvis data for spillet indikerer bevægelse i den samme retning (med eller mod uret) i et foruddefineret tidsrum (som standard er dette sat til 30 sek.) bliver dette brugt som en indikation for forberedelse til fiskeri. Denne information anvendes i kombination med den nuværende fiskeristatus for at afgøre, om en fiskeriaktivitet lige er begyndt eller er blevet afsluttet. Fundne fiskeriaktiviteter filtreres baseret på to generelle kriterier:

1. Fartøjet sejler med en hastighed i intervallet 1,5-4 knob. I NaturErhvervstyrelsen arbejdes der i øjeblikket på at forfine hastighedskriterierne, idet det har vist sig, at det er forskellige hastighedsgrænser for de forskellige fartøjer.
2. Aktiviteten skal have en minimumslængde (fisketid) større end 80 sekunder. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give et enkelt sæt af fiskeriaktiviteter.

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

Ud fra de modtagne punkter genereres linjer ved at forbinde punkterne der tilhører samme skrab med en lige linje. Tilhørsforhold afgøres ud fra trækid kolonnen der er en del af punkt data sættet. I Figur 23 ses et eksempel på oparbejdede black box data. De viste data er resultatet af 8634 linjer der blev registreret som skrab ud fra blackbox data i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i fiskesæsonen 2013/14. Samlet giver disse data et betydelig mere præcist billede af fiskeriets arealpåvirkning end det tidligere har været muligt.





**Figur 23.** Nærbillede af skrabet areal genereret ud fra blackbox data i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i fiske-sæsonen 2013/14. Kortet til venstre viser placeringen af kortet til højre i bredningen.

De fremkomne linjer fra black box data anvendes til at generere arealer ved at lægge en buffer omkring dem. Bredden af bufferne er sat individuelt for hvert træk. På baggrund af fartøjets-id samt antallet og bredden af skraberne i de forskellige typer fiskerier (blåmuslinger, østers og søstjerner) beregnes bredden af bufferen. I de indeværende to sæsoner har der kun været tale om fiskeri efter blåmuslinger og omplantning af disse i Natura 2000 områderne i Løgstør og Lovns Bredning. Det har derfor ikke været nødvendigt, at koble blackbox data til logbogsdata for at afgøre hvilken type fiskeri der er foretaget. Hvis det i fremtiden bliver nødvendigt at skelne mellem de forskellige typer fiskerier i blackbox data, vil dette kunne gøres på baggrund af logbogsdata.

I de data, der på nuværende tidspunkt er til rådighed (juli 2012 - maj 2014) optræder der 51 forskellige fartøjer. Bredden af bufferen spænder fra 1,5 m (1 skraber af 1,5 m bredde) til 6 m (4 skraber af 1,5 m bredde). Når disse buffere er genereret beregnes nettoarealet for at komme frem til det påvirkede areal. Det vil sige at man kun medtager arealet af et område én gang i løbet af en fiskesæson, selvom der har været skrabet henover samme sted to eller flere gange.

Bufferen er genereret direkte på begge sider af linjen der er tegnet ud fra GPS punkterne. I praksis vil der være en afstand mellem de anvendte skraber i vandet, hvis fartøjet fisker med mere end én skraber. Det er derfor blevet undersøgt hvorvidt en afstand mellem skraberne vil have indflydelse på det beregnede areal. Det er teknisk vanskeligt og tidskrævende at generere afstand mellem buffere for større datamængder i det anvendte GIS program (ArcGIS 10.2). Der er derfor lavet et forsøg med et begrænset dataset af 26 linjer i Løgstør Bredning for en enkel dag. Der blev beregnet et skrabet netto areal for 2 x 1,5 m skraber med ingen afstand, 0,5, 1 og 2 m afstand. Som det ses af nedenstående tabel, var der ikke stor difference imellem de beregnede arealer, den største difference var på 0,63%. Det konkluderes derfor, at der ikke introduceres en nævneværdig fejl ved at anvende en buffer uden afstand. Buffer uden afstand er således an-

vendt i alle øvrige beregninger med blackbox data, også ud fra den betragtning, at skraberne i praksis har varierende afstand i løbet af fiskeriet.

**Tabel 5.** Forsøg med beregning af netto skrabet areal ud fra 26 linjer blackbox data med varierende afstand mellem bufferne.

	Netto areal (m <sup>2</sup> )	Difference (%)
2 x 1,5 m buffer	16840	
2 x 1,5 m buffer m 0,5 m afstand	16855	0.09
2 x 1,5 m buffer m 1 m afstand	16851	0.07
2 x 1,5 m buffer m 2 m afstand	16947	0.63

### 10.1.2 Fejkilder/udfordringer

Selvom blackbox data giver et utroligt præcist billede af fiskeriet i Limfjorden, er der stadigvæk udfordringer med data. Der er gjort en stor indsats for at minimere fejlkilder, men de kan ikke elimineres fuldstændig.

GPS modtageren ”hænger” fra tid til anden, dvs. at selvom fartøjet flytter sig, så ændrer den position som bliver logget fra GPS’en sig ikke. Der er til fremtidigt brug blevet etableret en algoritme, der gør, at disse dobbelte punkter bliver fjernet, men det er ikke muligt at rekonstruere, hvor fartøjet nøjagtig har befundet sig på det pågældende tidspunkt. I nogle tilfælde resulterer dette i, at der bliver registreret meget korte skrab på eksempelvis 9 meter (november 2013), eller at der kun findes et enkelt punkt som bliver registreret som skrab. I den nuværende bearbejdning af data er linjer, der har en længde på 0 meter blevet fjernet manuelt. For de 23 undersøgte måneder (juli 2012-maj 2014) drejer det sig dog kun om 0,3% af skraberne, der har en længde på 0 meter, så den introducerede fejl til det samlede skrabe linje længde må siges at være meget lille. I forhold til skraberne der bliver registreret for korte er det svært at sætte en præcis grænse for, hvornår en linje har en realistisk længde for et skrab, så denne usikkerhed er ikke kvantificeret.

Et andet problem er, at sensoren, der registrerer de retningsbestemte bevægelser af skibets spil, kan sætte ud. Sker det, mens et skrab er i gang, vil det ikke blive registreret når skrabet bliver afsluttet. Fartøjets videre sejlads vil derfor stadig blive registreret som igangværende skrab og først når det næste skrab afsluttes (hvis sensorerne igen virker på dette tidspunkt) bliver den samlede linje afsluttet. Ved visuel kontrol optræder der få tilfælde med linjer, hvor skibet åbenlyst sejler mod havn. Disse er fjernet manuelt. Det er svært at bedømme, hvor grænsen for skrabe-længden præcist skal sættes, men sætter man den ved 1 km, er godt 10% af linjerne for lange.

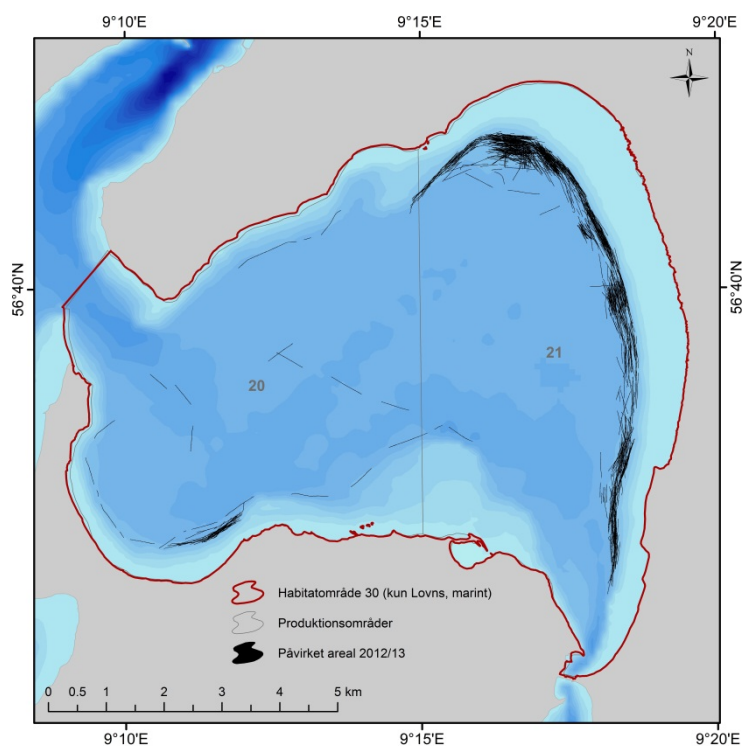
Ind imellem optræder der også fejlskud i GPS koordinaterne. Der bliver således registreret koordinater, men disse er åbenlyst forkerte. Disse fejlregistreringer udgør dog en forsvindende lille andel af data idet de kun optræder i 0,02% af linjerne i de undersøgte måneder. Fejlskuddene er for indeværende data rettet manuelt, men til fremtidig brug er der udviklet en algoritme, der fjerner disse punkter.

For at udvikle algoritmer til fejlfinding i fremtidige data blev alle skrab i en enkel måned (november 2013) gennemgået manuelt af NaturErhvervstyrelsen. November 2013 blev valgt da det dels drejer sig om en måned med stor fiskeriaktivitet og dels fordi november 2013 viste sig at indeholde eksempler på de forskellige udfordringer. Det påvirkede areal for alle fartøjer i de danske farvande blev beregnet for de automatisk generede data og for de manuelt rettede data. Der blev brugt en standard buffer på 3 m omkring skrabe-linjerne,

svarende til to skrabere af 1,5 m bredde. Denne undersøgelse viste et samlet areal der var ca. 5% større for det manuelt rettede data end for de oprindelige data.

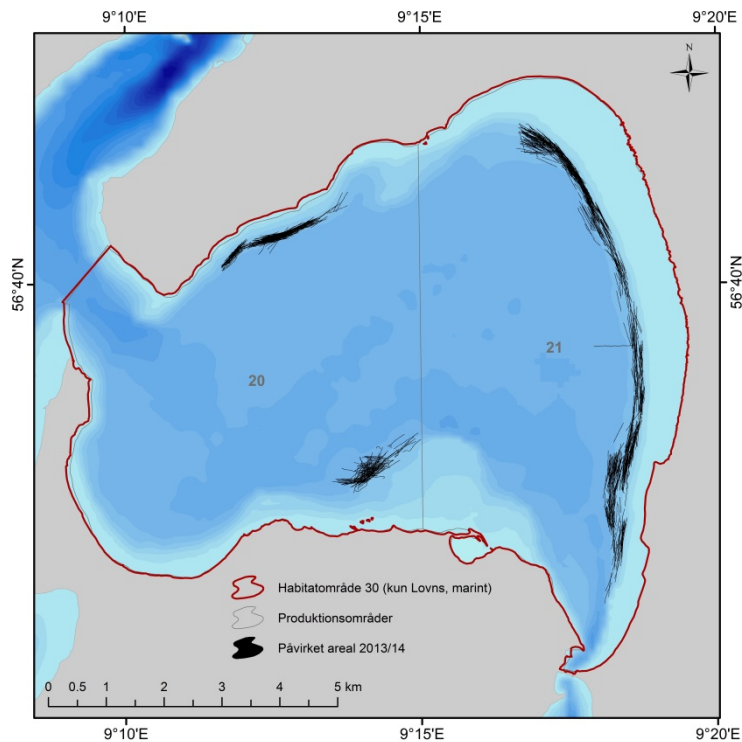
### 10.1.3 Resultater

Resultaterne i dette afsnit baserer sig på black box data fra fiskerisæsonerne 2012/2013 og 2013/2014. Black box data er ikke endeligt kvalitetssikrede, hvorfor det må forventes, at der kan forekomme mindre ændringer i de endelige arealberegninger i fremtidige konsekvensvurderinger, når alle data er blevet endeligt kvalitetssikrede. I sæsonen 2012/2013 (september 2012 til august 2013, begge måneder inklusive) blev der kun fisket af et omplantningsfartøj i Lovns Bredning. Den gennemsnitlige længde for hvert skrab var 422 m med et minimum på 53 m og maksimum på 1128 m. Der er registreret 1004 skrab. Det samlede påvirkede areal blev beregnet til 1,54 km<sup>2</sup>, hvilket udgør 2,2% af arealet i Lovns Bredning.



**Figur 24.** Areal påvirket af skrab i fiskerisæsonen 2012/13 i Lovns Bredning. Arealet er genereret ud fra blackbox data.

I sæsonen 2013/2014 (september 2013 til maj 2014, begge måneder inklusive) blev der kun fisket af et omplantningsfartøj i Lovns Bredning. Den gennemsnitlige længde for hvert skrab var 378 m med et minimum på 73 m og maksimum på 758 m. Der blev registreret 1136 skrab. Det samlede påvirkede areal blev beregnet til 1,39 km<sup>2</sup>, hvilket udgør 2,0% af arealet i Lovns Bredning.



**Figur 25.** Areal påvirket af skrab i fiskerisæsonen 2013/14 i Lovns Bredning. Arealet er genereret ud fra blackbox data.

Lægges arealet for alle måneder i de to sæsoner sammen (september 2012 til maj 2014), er det påvirkede areal  $2,57 \text{ km}^2$ , hvilket udgør 3,7% af arealet i Lovns Bredning. Dette areal er mindre end arealet for begge sæsoner sammenlagt, da der er overlappende områder.

## 10.2 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

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

På baggrund af de faktisk landede mængder og gennemsnitlige tætheder af muslinger i de fiskede områder fra Lovns Bredning i perioden 2010-12, har det været muligt at estimere, hvor store arealer der blev påvirket ved gennemførelsen af det tilladte fiskeri. Fra sæsonen 2012-13 er det påvirkede areal beregnet på baggrund af det automatiske black box system til måling af fiskeriintensiteten (se afsnit 10.1). Fiskeriet har i den samlede periode påvirket 0,1-2,2% af den marine del af Natura 2000 området (Tabel 6).

Et fiskeri på 10.000 t i 2014/2015 (inkl. omplantningsfiskeri) vil påvirke maksimalt 6,6% af den marine del af Natura 2000 området. Der blev i sæsonen 2013/14 opfisket ca. 5.000 t muslinger, hvilket påvirkede 2,0% af arealet, så et estimat af arealpåvirkning er således konservativt. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 2.000 t søstjerner er estimeret til 3,0%

**Tabel 6.** Arealpåvirkning beregnet fra landede/omplantede mængder i Lovns Bredning 2010-12 eller black box data i fiskerisæsonen 2012/2013 og 2013/2014. De landede mængder i 2010/2011 og 2011/2012 er baseret på landingsstatistik fra NaturErhvervstyrelsen. Omplantningsfiskeri i disse to perioder er ikke indeholdt i landingsstatistik idet det ikke var muligt at få data for dette. I sæsonerne 2012/2013 og 2013/2014 er der kun tale om omplantningsfiskeri. Det har ikke været muligt at få data for sæsonen 2012/2013. Scenarierne viser påvirkningen ved et fiskeri i sæsonen 2014/2015 på hhv. 15.000 eller 10.000 t blåmuslinger og 2.000 t søstjerner. Begge scenarier er inklusiv 5.000 t omplantningsmuslinger. Der er til beregningerne anvendt et areal for habitatområde H30 på 68,9 km<sup>2</sup> og en effektivitet af muslingeskraberen på 65%. I fiskerisæsonerne 2012/2013 og 2013/2014 er arealpåvirkningen af omplantningsfiskeriet beregnet på baggrund af black box data. \*Samlet for 2012-14 var det påvirkede areal 3,7% da der var overlap i påvirkede områder i de to fiskerisæsoner.

Fiskerisæson	Mængde ton	Biomasse i fisket område (kg m <sup>-2</sup> )	Arealpåvirkning (konsum + omplantning)	
			km <sup>2</sup>	%
2010/2011	430	2,1	0,3	0,5
2011/2012	84	2,46	0,1	0,1
2012/2013	-	-	1,54	2,2*
2013/2014	5.000	-	1,39	2,0*
2013/2014 - Scenarie 1	15.000	3,39	6,81	9,9
2013/2014 - Scenarie 2	10.000	3,39	4,54	6,6
2013/2014 - Søstjerner	2.000	1,5	2,1	3,0

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

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

Gendannelse af makroalger, blåmuslinger og bundfauna er vurderet til at være henholdsvis 5, 3 og 2 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. På baggrund af primært black box data og fra før 2012/13 sæsonen af biomasse af blåmuslinger, landede mængder og gendannelsestiderne er det muligt at beregne hvor store områder, der vil blive påvirket, eller vil være i en tilstand af gendannelse i forhold til de senere års fiskeri, og det fiskeri der konsekvensvurderes for fiskeriperioden 2014/2015. De meget grundige undersøgelser af udbredelse af makroalger i de senere års transektundersøgelser og især i 2012 og 2013 har tilvejebragt et fagligt grundlag, der ikke tidligere har været tilgængeligt, og har vist, at makroalgerne ikke er homogent fordelt i Lovns Bredning. Ved en beregning af de kumulative

effekter skal der tages højde for den ikke homogene fordeling. I denne konsekvensvurdering er det gjort ved, at beregne andelen af punkter på de enkelte transekter, hvor der på videooptagelsen er observeret makroalger i forhold til samtlige punkter. Der er i denne andel ikke sondret mellem opportunistiske og ikke-opportunistiske makroalger, da denne skelnen ikke er analyseret i 2009 og 2010. Der er heller ikke taget højde for dækningsgrader. Det betyder at en dækningsgrad på 1% eller mindre tæller lige så meget som en dækningsgrad på fx 30%. Endelig er der ikke skelnet mellem dybder, og punkter på fx 2 m dybde med høj sandsynlighed for forekomst af makroalger tæller lige så meget som punkter på fx 6 m. Dermed er der sikret forsigtighed i estimatet. På alle målepunkter af hver 90-100 m for årene 2009, 2010, 2012 og 2013 var der i gennemsnit makroalger på 44% af punkterne. For beregningen af kumulative effekter betyder det, at arealpåvirkning i et enkelt år på makroalger er = arealpåvirkningen på blåmuslinger x 0,44.

Arealberegningerne baserer sig kun delvist på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning, men for visse år også på en kombination af skøn over biomassen i de tætte forekomster og den landede mængde. Beregninger på skrubespor fremkommet fra fiskeriets obligatoriske logbogsindberetninger indikerer, at fiskeriet i de år rent faktisk er foregået på meget tættere bestande, end de data, der bruges til konsekvensvurderingen. Ved beregninger (modsat målinger med black box) af påvirket areal af muslingefiskeri antages det, at kun 65% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrubes en gang. Endvidere antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold overestimere den kumulative effekt.

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

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

For beregningerne nedenfor betyder det, at arealpåvirkningen af søstjernevoddet for økosystemkomponenten blåmuslinger = arealvirkningen af søstjernevoddet x 0,1 (3,0% x 0,1), for økosystemkomponenten bundfauna = arealpåvirkningen af søstjernevoddet x 0,5 (3,0% x 0,5) og for makroalger er arealpåvirkningen af søstjernevoddet x 1 dog således, at der skal korrigeres for makroalgernes ikke homogene fordeling (3,0% x 1 x 0,44).

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

De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i Tabel 7. Den samlede kumulerede påvirkning ved både blåmusling- og søstjernefiskeri i henhold til Fiske-

planen fremkommer ved at lægge arealpåvirkningen ved søstjernefiskeriet til arealpåvirkningen for de enkelte økosystemkomponenter til de respektive scenarier for blåmuslingefiskeriet. Pga. af overlap i områder, der er blevet fisket i både fiskerisæson 2012/2013 og 2013/2014, så er det samlede påvirkede areal for de to fiskerisæsoner en andelse mindre (3,7%) end for det samlede areal for begge sæsoner (4,2%). I de kumulative beregninger er der medtaget det reducerede areal.

**Tabel 7.** Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H30. Kumuleret arealpåvirkning for blåmuslinger, makroalger og bundfauna angivet som procentdel af arealet der påvirkes. Til beregningerne er brugt gendannelsesestider på hhv. 3, 5 og 2 år. Den kumulerede effekt er beregnet de foregående år i henhold til gendannelsesetid + påvirkning ved to forskellige scenarier for 2014/15 (15.000 eller 10.000 t, se tabel 6). Begge scenarier inkluderer 5.000 t omplantningsmuslinger. For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skrabeareal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 44% af arealet af blåmuslinger (se tekst). Til arealpåvirkning af hver enkelt økosystemkomponent ved muslingefiskeri skal lægges arealpåvirkningen ved et søstjernefiskeri på 2.000 t (se tekst).

	Gendannelsesetid (år)	2010/11	2011/12	2012/13 + 2013/14 (Black box data)		Kumuleret + 2014/15		Søstjerner
						sc 1	sc 2	
<b>Blåmusling</b>	3			3,7		13,6	10,3	0,3
<b>Makroalger</b>	>5	0,2	0,04	1,6		6,2	4,8	1,3
<b>Bundfauna</b>	2				2,0	11,9	8,6	1,5
<b>Ålegræs*</b>	>20	0	0	0	0	0	0	0

Beregningen af de kumulerede effekter er i meget høj grad påvirket af både målet for biomasse i de fiskede områder og estimatet af påvirkningsgraden for den enkelte økosystemkomponent, og begge elementer er behæftet med en betydelig usikkerhed. Hvis det fx antages, at makroalgerne er homogent fordelt og der ikke korrigeres for makroalgerne forekomst og den kumulerede effekt beregnes som arealpåvirkningen af økosystemkomponenten blåmuslinger for 5 år, vil den kumulerede effekt ved scenarie 2 for makroalger være 10,9% (0,5 + 0,1 + 3,7 + 6,6), hvortil skal lægges 3,0% påvirkning ved et søstjernefiskeri. Med et nyt og fuldstændigt datasæt for makroalger i Lovns Bredning i 2013 samt adgang til black box data for sæsonerne 2012/14 er datagrundlaget for analysen yderligere styrket og sikkerheden af estimatet af påvirkningen er dermed yderligere blevet styrket.

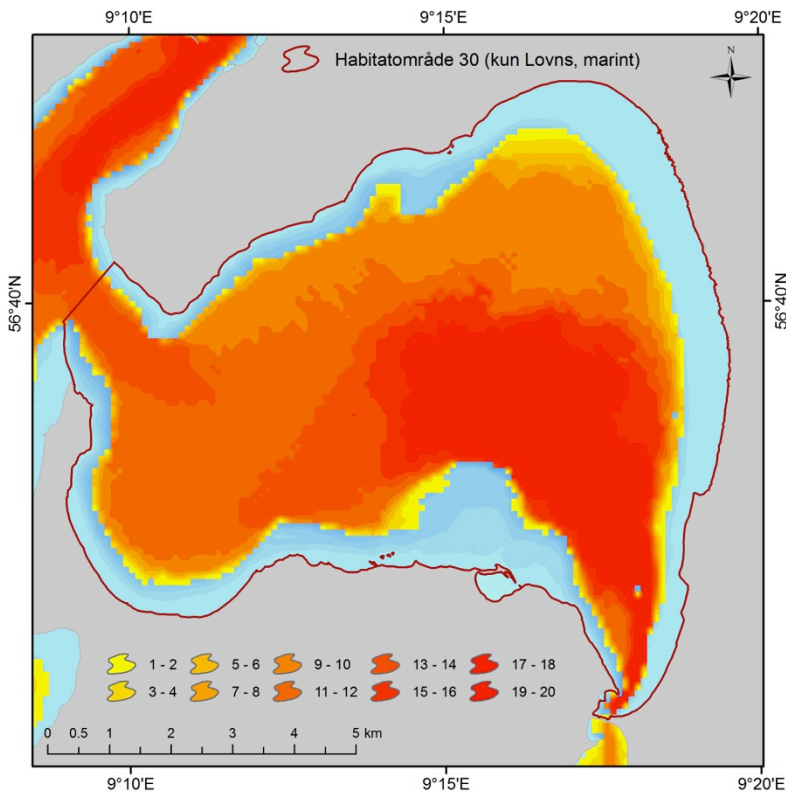
### 10.3 Iltforhold

Reducerede iltkoncentrationer fx i forbindelse med iltsvind kan påvirke en række af de centrale økosystemkomponenter i muslingepolitikken. Fx er iltsvindshændelser med massedød af blåmuslinger rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Lovns Bredning. I forbindelse med disse hændelser er der registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3-4 (Dolmer et al. 1999, Kristensen og Hoffmann 2000).

Iltindholdet i Limfjorden er siden 1988 blevet målt af miljøcentrene nu naturstyrelsen i Ringkøbing og Aalborg på en række faste stationer, herunder også i Lovns Bredning. I Figur 26 er den gennemsnitslige hyppig-



heden af kraftigt iltsvind i Lovens for perioden 1993-2012 vist. Som det fremgår af figuren, rammes store dele af den centrale del af området hvert år af kraftigt iltsvind, hvilket kan forventes at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt. I sommeren 2014 er der indtil videre blevet målt iltsvind eller kraftigt iltsvind i hele eller dele af Lovns Bredning i ugerne 22, 24 samt 26-31. Det betyder, at sæsonen 2014 er ekstra hårdt ramt af et meget forlænget iltsvind, som forventeligt primært har ramt de dybere dele af bredningen.



**Figur 26.** Hyppigheden af kraftigt iltsvind, der kan forventes at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt, i Lovns Bredning i årene 1993-2012. Data baserer sig på Naturstyrelsens observationer på deres iltsvindstogter. Kraftigt iltsvind er defineret som <20% iltmætning i 2 uger eller <10% iltmætning i 1 uge.

#### 10.4 Konklusion for kumulative effekter

Kumulative effekter af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusiv den kommende sæsons fiskeri, er beregnet for to scenarier på hhv. 10.000 og 15.000 t fiskede blåmuslinger, og er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Hertil skal lægges effekten af et fiskeri på 2.000 t søstjerner. I beregningen er gendannelsestiden efter et fiskeri for de tre økosystemkomponenter anvendt til at vurdere, hvor langt tilbage i tiden fiskeriets påvirkning skal kumuleres over.

Der er ved beregningerne af påvirket areal foretaget antagelser om effektivitet af redskaberne, tæthed af bestandene mm. som vil resultere i usikkerheder. Generelt er estimerne konservative i forhold til den faktiske påvirkning.



## 11 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

### 11.1 Beskyttede fugle

#### 11.1.1 Muslingespisende fugle

Hele Lovns Bredning og dermed produktionsområde 20-21 er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde (Bilag 2). I udpegningsgrundlag indgår to arter: Hvinand og sangsvane. De to fuglearter er trækfugle der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

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

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

DMU har beregnet, at den mængde blåmuslinger, der skal være til rådighed i Natura 2000 området i Lovns Bredning for hvinand ved en bestand på 4.735 individer (jf. mål i udpegningsgrundlag) er ca. 6.580 t blåmuslinger årligt (Clausen et al. 2008). Heri er indregnet, at ikke alle muslinger vil være tilgængelige som føde for hvinanden (Goss-Custard et al. 2004). DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i 2014 angiver en bestand på ca. 47.000 t i Fuglebeskyttelsesområde F14 i Lovns Bredning på dybder >3 m. Derudover vil der være en bestand af blåmuslinger på lavere vanddybde, der ikke er medregnet. Et muslingefiskeri på 10.000 t vil fjerne ca. 21% af muslingebestanden >3 m, og forventes derfor ikke at have betydning for fuglenes fødebehov, idet fuglenes fødebehov maksimalt udgør 14% af muslingebestanden på vanddybder >3 m i 2014. Søstjernefiskeri med søstjernevod har ikke betydning fødemulighederne for muslingespisende fugle i Lovns Bredning.

#### 11.1.2 Påvirkning af fødegrundlag for planteædende fugle

Forekomster af ålegræs forventes ikke at blive påvirket af det planlagte fiskeri (afsnit 5.5). Et muslingefiskeri på totalt 10.000 t forventes derfor ikke at påvirke fødegrundlaget for sangsvane i Lovns Bredning.

#### 11.1.3 Forstyrrelse af fugle

Basisanalysen angiver i trusselsvurderingen for hvinand at forstyrrelse, herunder specifikt surfing, som trussel mod gunstig bevaringsstatus. For hvinand er forstyrrelsen kritisk under fældning. I fiskeriet vil der maksimalt forekomme 10 fartøjer, og under fiskeri sejles der med en hastighed på maks. 4 knob. Fiskeriets for-

styrrelse vil således være af en anden karakter end forstyrrelse af hurtigt sejlene surfere. I forhold til at fiskeriet starter i september forventes konflikten med fældende hvinænder at være minimeret. Et fiskeri hvor 10 fartøjer forekommer i samme produktionsområde vil sandsynligvis ikke virke forstyrrende for hvinanden. Arealet fiskeriet kan foregå på er desuden blevet begrænset, i forhold til tidligere års fiskeri, til fire fiskekasser.

#### **11.1.4 Kumulative effekter**

Muslingefiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med jagtaktiviteter på hvinand samt øvrige aktiviteter i Lovns have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse fra muslingefiskeri.

Arten hvinand æder muslinger og skal have en mængde blåmuslinger på 6.580 t til rådighed svarende til 14% af den totale biomasse på vanddybder > 3 m. For sangsvane vil fødegrundlaget heller ikke blive påvirket, da der ikke forekommer fiskeri i ålegræsbede, hvor sangsvanen ofte fouragerer. DTU Aqua vurderer derfor, at muslingefiskeriet ikke vil bidrage negativt til bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget.

### **11.2 Bilag IV-arter**

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

#### **11.2.1 Fisk**

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

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

**Stavsild:** Stavsild vandrer mellem fourageringsområder i havet og gydepladser i fersk- og brakvand. Stavsild fanges jævnligt langs de danske kyster, og siden 1970 er arten registreret i Vadehavet, Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Limfjorden og Randers Fjord ([www.naturstyrelsen.dk](http://www.naturstyrelsen.dk)).

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

Muslingefiskeriet kan påvirke fødegrundlaget eller habitatet for de fisk der søger føde på havbunden eller lever på eller i havbunden. Et muslingefiskeri på 10.000 t, kan ved den nuværende biomasse af muslinger i Lovns Bredning fiskes på 6,6% og et søstjernefiskeri på 2.000 t kan fiskes på 3,0% af habitatområdet. Fiskeriet er normalt fordelt over flere måneder. DTU Aqua vurderer derfor, at et muslingefiskeri på 15.000 t muslinger og et søstjernefiskeri på 2.000 t ikke vil have en betydende effekt på fødegrundlaget for flodlampret og stavsild i Lovns Bredning (H30).

## 11.2.2 Havpattedyr

**Marsvin:** Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV-arter), herunder marsvin. Marsvin observeres sjældent i Limfjorden, og der findes pt. meget lidt viden om forekomsten af marsvin i Limfjorden. Den viden vi har om marsvins forekomst i danske farvande er baseret dels på satellitsporinger (Sveegaard et al. 2011) og dels på optællinger fra skibe og fly, og her forekommer der ikke observationer af marsvin i Limfjorden. Limfjorden har dog ikke været dækket af optællingerne. Basisanalysen for Lovns Bredning indeholder ikke data for arten marsvin i Limfjorden (Miljøministeriet 2007) og marsvin er ikke en del af udpegningsgrundlaget (Bilag 1). På baggrund af ovenstående, konsekvensvurderer DTU Aqua derfor ikke effekterne af et muslingefiskeri på marsvin.

**Sæler:** Basisanalysen angiver, at Statsskovdistriktet har registreret 14 sæler ved Lundø i august 2002, 1 i 2003 og ingen i 2005. Der er af og til set spættet sæl langt oppe i vandløbssystemerne i Lovns Bredning.

**Spættet sæl:** er Danmarks almindeligste sæl (samlet antal var 16.100 i 2012 (Härkonen et al. 2013)), og de forskellige bestande er samlet vokset med 6-13% om året siden 1988. Denne samlede vækst er sket selvom man har set en faldende vækst i flere bestande gennem de senere år. Der er specielt sket et drastisk fald på ca. 50% i bestanden af spættet sæl i den centrale del af Limfjorden, herunder Lovns Bredning. Da der ikke er observeret flere døde dyr end sædvanligt, må de manglende dyr formodes at være svømmet ud af området. DMU formoder, at dette skyldes mangel på føde i området ([www.dmu.dk/foralle/dyr\\_og\\_planter/spaettetsael](http://www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael)).

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

Spættet sæl er følsom over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni-juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning ([www.dmu.dk/foralle/dyr\\_og\\_planter/spaettetsael](http://www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael)). Spættet sæl yngler ikke i Lovns Bredning, og muslingefiskeriet i Limfjorden holder sommerpause, og vil derfor ikke forstyrre i denne periode.

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

Skibstrafik kan forstyrre sælerne, men generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al. 2010). Dette er påvist i studier i forbindelse med opførelsen af Øresundsbroen. De 10 fartøjer der maksimalt vil være i et produktionsområde af gangen vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker fødegrundlaget for sæler i Lovns Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser, at sæler spiser mange forskellige fiskearter, hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Det er kun, når bestandene for alle fiskearter falder eller forsvinder, som det er set i Limfjorden i de senere år, at sælerne er nødt til at søge væk ([www.dmu.dk/foralle/dyr\\_og\\_planter/spaettetsael](http://www.dmu.dk/foralle/dyr_og_planter/spaettetsael)). Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå i et meget begrænset område af H30 (6,6 + 3,0%) fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Lovns Bredning.

Skibstrafik er hyppig i habitatområdet Lovns Bredning, og der er en risiko for at dette stresser sæler i Lovns Bredning. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området. Generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al. 2010). Omfanget af garnfiskeri er ukendt i området. Forstyrrelser fra skibstrafik i området og bifangst fra garn- og rusefiskeri kan samlet set forstyrre og stresser sæler i habitatområdet i Lovns Bredning.

## 12 REFERENCER

- Agüera A, Trommelen M, Burrows F, Jansen JM, Sechellekens T, Smaal A (2012). Winterfeeding activity of the common starfish (*Asteria rubens* L.): The role of temperature and shading. *Journal of sea Research* 72:106-112.
- Anonym (2013). Marin habitatnaturtype-kortlægning 2012. Naturstyrelsen, Miljøministeriet.
- Barnette MC (2001). A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.
- Bergamasco A, De Nab L, Flindt MR, Amos CL (2003). Interactions and feedbacks among phytobenthos, hydrodynamics, nutrient cycling and sediment transport in estuarine ecosystems. *Continental Shelf Research* 23: 1715–1741.
- Borum J (1985). Development of epiphytic communities in eelgrass (*Zostera marina*) along nutrient grading in a Danish estuary. *Marine Biology* 87:211-218.
- Britton-Simmons KH (2007). Direct and indirect effects of the introduced algae *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. *Marine Ecology Progress Series* 277: 61-78.
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW(2007). Seagrasses and eutrophication. *Journal of experimental biology and ecology*. 350:46-72.
- Buschbaum C, Chapman AS and Saier B (2006). How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. *Mar. Biol.* 148: 743-754.
- Canal-Vergés P, Vendel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010). Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. *Hydrobiologia* 649:69–76.
- Cardoso PG, Pardal MA, Lillebø AI, Ferreira SM, Raffaelli D, Marques JC (2004). Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 302:233-148.
- Carstensen J, Krause-Jensen D (2009). Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Carstensen J, Krause-Jensen D. (2012). Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34.
- Charlier RH, Morand P, Flinkl CW (2013). How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of environmental studies* 65:2, 191-208.
- Christoffersen M, Poulsen LK, Geitner K, Aabrink M, Kristensen PS, Holm N, Dolmer P (2011). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2011/12. DTU Aqua-rapport nr. 243-2011.
- Churchill, AC (1983) Field studies on seed-germination and seedling development in *Zostera marina* L. *Aquat. Bot.* 16(1):21-29.
- Clausen, P., Laursen, K. 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.
- Cuomo V, Perretti A, Palomba I, Verde A, Cuomo A (1995). Utilisation of *Ulva rigida* biomass in the Venice lagoon (Italy): Biotransformation in compost. *Journal of applied Phycology* 7:479-485.
- Dawes CJ, Andorfer J, Rose C, Uranowski C, Ehringer N (1997). Regrowth of the seagrass *thalassia testidium* into propeller scars. *Aquatic Botany* 58:139-155.

- Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995). Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst* 5:205-232.
- Dolmer, P (2000a). Algal Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. *J sea Res* 43:113-119.
- Dolmer, P (2000b). Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. *J sea Res* 44:221-231.
- Dolmer P (2002). Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *J. Shellfish Res.* 21: 529-537.
- Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML, Petersen MF, Kristensen PS, Hoffmann E (2001). Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiol.* 465: 115-127.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E (1999). Effects of fishery and oxygen depletion on the population abundance of blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in a Danish sound. *Fish. Res.* 40: 73-80.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Bassompierre M, Tørring D, Gramkow M (2009). Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport 212-09.
- Duarte CM (2000). Marine biodiversity and ecosystem services. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:117-131.
- Dyckjær SM, JK Jensen, Hoffmann E (1995). Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Dyckjær S & Hoffmann E (1999). Muslingefiskeri i Limfjorden, *Havmiljøet ved årtusindskiftet*. ed. / B.Å. Lomstein. Fredensborg : Olsen & Olsen, Book chapter – Annual report year: 1999.
- Edrén SMC, Andersen SM, Teilmann J, Carstensen J, Harders PB, Dietz R and Miller LA (2010). The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Marine Mammal Science* 26(3):614-634.
- Eigaard OR, Frandsen RP, Andersen B, Jensen KM, Poulsen LK, Tørring D, Bak F, Dolmer P (2011). Udvikling af skånsomt redskab til muslingefiskeri. DTU Aqua-rapport 238.
- Engelen AH, Primo AL, Cruz T, Santos R (2013). Faunal differences between the invasive Brown macroalgae *Sargassum muticum* and competing native macroalgae. *Biol Invasions* 15:171-183.
- Flindt MR, Pardal MA, Lillebø AI, Martins I, Marques JC (1999). Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: a brief review. *Acta Oecologica* 20 (4), 237–248.
- Frederiksen S, Christie H, Sæthre BA (2005). Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research*, 1:1, 2-19.
- Gallagher T, Richardson CA, Seed R., Jones T (2008). The seasonal movement and abundance of starfish *Asterias Rubens* in relation to mussel farming practice a case study from the Menai strait, Uk. *Journal of Shellfish Research* 27 (5):1209-1215.
- Geertz-Hansen OG, Sand-Jensen K, Hansen DF, Christiansen A (1993). Growth and grazing control of abundance of the marine Macroalga, *Ulva lactuca* L., in a eutrophic Danish estuary. *Aquatic Botany* 46, 101–109.
- Godcharles MF (1971). A study of the effects of a commercial hydraulic clam dredge on benthic communities in estuarine areas. *Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser.* 64:51 p.
- Goodwin L, Shaul W (1980). Studies of mechanical clam harvest on an intertidal beach near Port Townsend, Washington. *WA. Dep. Fish. Prog. Rep.* 119:26 p.
- Goss-Custard JD, Stillman RA, West AD, Caldow RWG, Triplet P, Durell SEA, McCrorty S (2004). When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – *Proc. Royal Soc. Lond. B.* 271: 233-237.

- Greeve TM, Borum J, Pedersen O (2003). Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and oceanography* 48:210-216.
- Hansen JCR, Reidenbach MA (2012). Wave and tidal driven flows in eelgrass beds and their effect on sediment suspension. *Marine Ecology Progress series*. 448:271-287.
- Harrison PG (1993). Variations in demography of *Zostera marina* and *Z. noltii* on an intertidal gradient. *Aquat. Bot.* 45, 63–77.
- Haven DS (1979). A study of hard and soft clam resources of Virginia. US Fish Wildl. Serv., Comm. Fish. Res. Devel. Act Final Report Contract Nos. 3-77-R-1, 3-77-R-2, 3-77-R-3:69 p.
- Hoffmann E, Dolmer P (2000). Effect of closed areas on the distribution of fish and benthos. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1310-1314.
- Holmer M, Wirachwong P, Thomsen MS (2010). Negative effects of stress-resistant drift algae and high temperature on a small ephemeral seagrass species. Conference abstract.
- Holtegaard LE, Gramkow M, Petersen JK, Dolmer P (2008). Biofouling og skadevoldere: Søstjerner. Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Hootsmans MJM, Vermaat JE, & Vierssen Wvan (1987). Seed bank development, germination and early seedling survival of two eelgrass species from the Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. *Aquatic Botany*, 28: 275-285.
- Härkönen T, Galatius A, Bräeger S, Karlsson O. & Ahola M. (2013). Population growth rate, abundance and distribution of marine mammals. HELCOM Core Indicator of Biodiversity. Rapport til HELCOM.
- Höffle H, Wernberg T, Thomsen MS, Holmer M (2012). Drift algae, an invasive snail and elevated temperature reduces the ecological performance of a warm-temperate seagrass through additive effects. *Marine Ecology Progress Series*, 450: 67–80.
- Jennings S, Kaiser M J (1998). The effects of fishery on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34: 201-352.
- Jepsen PU (1976). Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 10 (4): 1-23.
- Johnson KA (2002). A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. NO-AA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-57:72 pp.
- Jolley JW (1972). Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in Northwest Florida. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 67:42 p.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Stjernholm M, Christensen PB, Nielsen SL (2008). Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA. Projekttitle: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse.
- Krause-Jensen, D., Rasmussen, 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>
- Kristensen PS, Hoffmann E (2000). Fiskeri efter blåmuslinger i Danmark 1989-1999. DFU-rapport nr. 72-00. 130 p. + English summary. 12 p.
- Laursen K, Clausen P (2008). Muslingeædende fugle og blåmuslinger i Vadehavet. Notat fra DMU 7. September 2008.
- Lyngby JE, Mortensen SM (1996). Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. *Marine Ecology*, 17(1-3):345-354.
- Madsen FJ (1954). On the food habits of the diving ducks in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 2 (3): 157-266.

- Mai H, Fotedar R, Fewtrell J (2010) Evaluation of *Sargassum* sp as a nutrient sink in an integrated seaweed-prawn (ISP) culture system. *Aquaculture* 310:91-98.
- Maier PP, Wendt PH, Roumillat WA, Steele GH, Levisen MV, Van Dolah R. (1998). Effects of subtidal mechanical clam harvesting on tidal creeks, SCDNR-MRD:38 p.
- Majland P (2005). Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialerapport, Århus Universitet 1-96.
- Manning JH (1957). The Maryland softshell clam industry and its effects on tidewater resources. Md. Dep. Res. Educ. Resour. Study Rep.11:25 p.
- Manzi JJ, Burrell VG, Klemanowicz KJ, Hadley NH, Collier JA (1985). Impacts of a mechanical harvester on intertidal oyster communities in South Carolina. Final Report: Coastal Energy Impact Program Contract # CEIP-83-06. Governor's Office, Columbia (SC):31p. + tables and figures.
- Marbá N, Holmer M, Gacia E, Barrón C (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 6.
- Markager S, Sand-Jensen K (1992). Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. *Mar Ecol Prog Ser* 88(1):83-92.
- Markager S, Storm LM, Stedmon CA (2006). Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstoftilførsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Mazé J, Morand P, Potoky P (1993). Stabilization of "green tides" *Ulva* by method of composting with a view to pollution limitation. *Journal of applied phycology* 5:183-190.
- Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011). Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of molluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K and Krause-Jensen D (1998). Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. *Journal of Phycology*, 34: 457–466.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000). Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. *Phycologia*: May 2000, Vol. 39, No. 3, pp. 245-257.
- Miljøministeriet (2007). Basisanalyse for Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simsted og Nørre Ådal, samt Skravad Bæk – N30.
- Miljøministeriet (2011). Natura 2000-plan 2010-2015. Lovns Bredning, Hjarbæk Fjord og Skals, Simsted, Nørre Ådale samt Skravad Bæk. Natura 2000-område nr. 30, Habitatområde H30, Fuglebeskyttelsesområde F14 og F24. Miljøministeriet, Naturstyrelsen ISBN nr. 978-87-7091-116-0.
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2013). Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingeskab og øvrig muslingeproduktion i Natura 2000 områder. <http://naturerhverv.dk/fiskeri/erhvervsfiskeri/muslinger-og-oesters/muslingepolitikken/#c6898>
- Morgan LE, Chuenpagdee R (2003). Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.
- Møhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008). Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.
- Naturstyrelsen (2011) Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdsrapport fra Miljøministeriets og Fødevarerministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet.



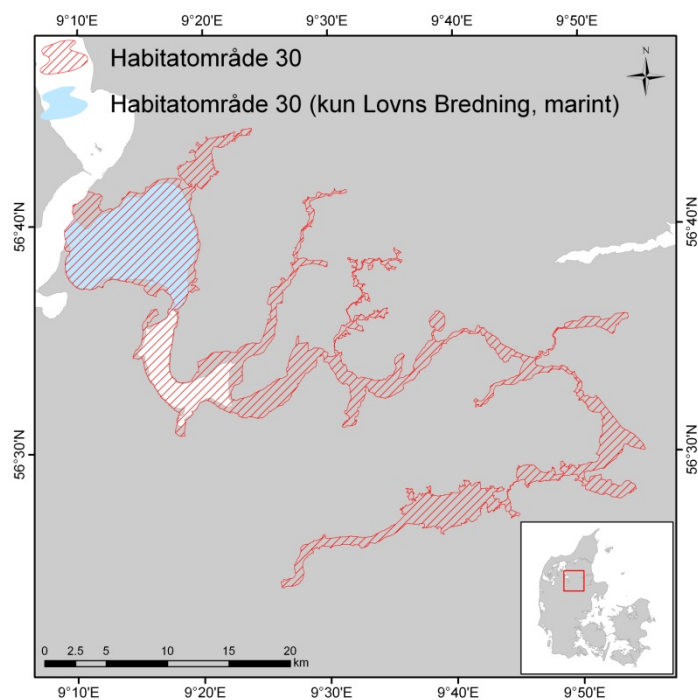
- Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock D R (1998). The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002). Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032.
- Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004). Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.
- Northeast Region EFHSC (Northeast Region Essential Fish Habitat Steering Committee) (2002). Workshop on the effects of fishing gear on marine habitats off the Northeastern United States October 23-25, 2001 Boston, MA. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 02-01:86 p.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994). Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 106:147-156.
- Olesen B (1996). Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. *MEPS* 134: 187-194.
- Olesen B, Krause-Jensen D, Christensen PB (2009) Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*. Abstract from ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters! Nice, Frankrig.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56:12.
- Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999). Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) *Havmiljøet ved årtusindeskiftet*. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004) Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant, cell and environment* 27: 595-602.
- Pehrsson O (1976) Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis scand.* 7: 91-112.
- Petersen CGJ, Jensen P, Boysen (1911). *Havets Bonitering I. Havbundens Dyreliv, dets Næring og Mængde (Kvantitative Studier)*. Beretning til Landbrugsministeriet fra Den danske biologiske Station.
- Petersen JK (2008a). Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtdybde i Limfjorden- DMU notat juni 2008.
- Petersen JK (2008b). Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. – DMU notat september 2008.
- Petersen JK, Maar M, Ysebart T, Hermann PMJ (2013). Near-bed gradients in particles and nutrients above a mussel bed in the Limfjorden: influence of physical mixing and mussel activity. *Marine Ecology Progress Series* 490: 137-146.
- Petersen, IK., 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.
- Petraitis, P.S. & Methratta, E.T. (2006): Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. *Jour Exp Mar Bio Ecol* 338:222-232.
- Polte P and Buschbaum C (2008) Native pipefish *Entelurus aequoratus* are promoted by the introduced seaweed *Sargassum muticum* in the northern Wadden Sea, North Sea. *Aquat.Biol.* 3: 11-18.
- Poulsen LK, Dolmer D, Geitner K, Tørring D, Petersen J-K, Nielsen CF, Christoffersen M, Kristensen PS (2010). Supplerende bestandsundersøgelser af blåmuslinger, ålegræs og makroalger på lavt vand i Lovns og Løgstør Bredning. DTU Aqua-rapport nr. 226-2010.

- Ralph PJ, Tomasko D, Moore K, Seddon S and Macinnis-Ng CMO (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 24.
- Rasheed MA (1999). Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of experimental marine biology and ecology* 235:183-200.
- Rheault RB (2008). Review of the environmental impacts related to the mechanical harvest of cultured shellfish, prepared for Cashin Associates for the Suffolk County Shellfish Aquaculture Environmental Impact Study, 24 p.
- Riemann B, Hoffmann E (1991). Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar Ecol Prog Ser* 69:171-178.
- Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (2005). Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine environmental research* 60: 51-68.
- Rubal M, Veiga P, Vieira R, Sousa-Pinto I (2011). Seasonal patterns of tidepool macroalgal assemblages in the north of Portugal. Consistency between species and functional group approaches. *Journal of Sea Research*, 2011 – Elsevier.
- Ruffin KK (1995). The effects of hydraulic clam dredging on nearshore turbidity and light attenuation in Chesapeake, MD, University of Maryland. MS Thesis:97 p.
- Salomonsen J, Flindt MR & Geertz-Hansen O (1997). Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. *Ecological Modelling*. 102: 129-132.
- Sand-Jensen K, Borum J (1991). Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic botany* 41(1-3):137-176.
- Schubert H, Schygula C (2006): Ansiedlung und Produktion von Makrophyten. Universität Rostock. Projekt: 61403110.
- Spencer BE, Kaiser MJ, Edwards DB (1997). Ecological effects of intertidal Manila clam cultivation: Observations at the end of the cultivation phase. *J. Appl. Ecol.* 34(2):444-452.
- Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005) North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.
- Svane, I, Setyobudiandi, I (1996). Diversity of associated fauna in beds of blue mussel *Mytilus edulis* L.: Effects of location, patch size, and position within a patch. *Ophelia* 45: 39-53.
- Sveegaard S, Teilmann J, Tougaard J, Dietz R, Mouritsen KN, Desportes G, and Siebert U. (2011). High-density areas for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. *Marine Mammal Science*, 27: 230–246. doi: 10.1111/j.1748-7692.2010.00379.
- Tarnowski M (2006). A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. *Fish. Tech. Rep. Ser.* 48:30 p.
- Thomsen MS, Staer PA, Nyberg CD, Schwärter S, Krause-Jensen D, Silliman BR. (2007) *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) Papenfus, 1967 (Rhodophyta Gracilariaceae) in northern Europe, with emphasis on Danish conditions, and what to expect in future. *Aquatic Invasions* (2007) Volume 2, 2:83-94.
- Troell M, Rönnbäck P, Halling C, Kautsky N, Buschman A (1999) Ecological engineering in aquaculture: use of seaweed for removing nutrients from intensive mariculture. *Journal of Applied Phycology* 11:89-97.
- Valdemarsen TB, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series* 418, 119e130.
- Valdemarsen, T. B, Wendelboe, K, Egelund, JT, Kristensen, E. & Flindt, M. (2011). Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 410, s. 45-52.

- Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr PJ, Hersh D, Foreman K (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42, 1105e1118.
- Van Katwijk MM, Van der Welle MEW, Lucassen ECHET, Vonk JA, Christiansen WK, Inayat al Hakim I, Arifin A, Bouma TJ, Roelofs JGM, Lamers LPM (2011). Early warning indicators for river nutrient and sediment loads in tropical seagrass beds: Abenchmark from near-pristine archipelago in Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 62:1512-1520.
- Veiga P, Rubal M, Vieira R, Arenas F, Sousa-Pinto I (2012). Spatial variability to intertidal macroalgal assemblages on the north Portuguese coast: Consistence between species and functional group approaches. *Helgol Mar Res* (2013) 67:191–201.
- Vining R (1978). Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hardshell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour., 55 p.
- Wade PM (1993). The influence of vegetation pre-dredging on the post dredging community. *Journal of Aquatic Plant Management* 31:141–144.
- Walker DI, Kendrick GA and McComb AJ (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 23.
- Watling L, Norse EA (1998). Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clear cutting. *Conserv. Biol.* 12(6):1180-1197.
- Wernberg T, Thomsen MS., Strær PA, Pedersen MF (2000). Comparative phenology of *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* (Phaeophyceae; Fucales) in Limfjorden, Denmark. *Botanica marina*, vol43, s.31-39.
- Williams SL (1988) Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Mar Ecol Prog Ser* 42:63-71. DOI: 10.3354/meps042063
- Ærtebjerg G, Andersen JH and Hansen OS (eds) (2003) Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. National Environmental Research Institute, 126 pp.

## BILAG 1

### Udpegningsgrundlag for Habitatområde 30



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

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

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

3140 Kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger  
3150 Næringsrige søer og vandhuller med flydeplanter eller store vandaks  
3160 Brunvandede søer og vandhuller  
3260 Vandløb med vandplanter  
4010 Våde dværgbusksamfund med klokkelyng  
4030 Tørre dværgbusksamfund (heder)  
5130 Enekrat på heder, overdrev eller skrænter  
6120 \* Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand  
6210 Overdrev og krat på mere eller mindre kalkholdig bund (\* vigtige orkidélokalteter)  
6230 \* Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund  
6410 Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop  
6430 Bræmmer med høje urter langs vandløb eller skyggende skovbryn  
7120 Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse  
7140 Hængesæk og andre kærsmfund dannet flydende i vand  
7150 Plantesamfund med næbfrø, soldug eller ulvefod på vådt sand eller blottet tørv  
7220 \* Kilder og væld med kalkholdigt (hårdt) vand  
7230 Riggær  
9110 Bøgeskove på morbund uden kristtorn  
9130 Bøgeskove på muldbund  
9160 Egeskove og blandskove på mere eller mindre rig jordbund  
9190 Stilkegeskove og -krat på mager sur bund  
91D0 \* Skovbevoksede tørvemoser  
91E0 \* Elle- og askeskove ved vandløb, søer og væld

### **Udpegningsgrundlaget gældende fra 2013**

## BILAG 2

### Udpegningsgrundlag for Fugebeskyttelsesområde 14

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

Y: Ynglende art.

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

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

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

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

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

SPA 14 Lovns Bredning				Vejledning
	Sangsvane		T	F2, F4
	Hvinand		T	F6

#### Udpegningsgrundlaget gældende fra 2013

## BILAG 3

### Fiskeplan for muslingefiskeri i Lovns bredning 2014/2015

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

#### Mængde og områder

På baggrund af DTU Aquas bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Lovns Bredning i 2014 vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO foreslå et fiskeri på 10.000 tons muslinger netto, dvs. fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller i produktionsområde 20 og 21. Der ønskes ligeledes mulighed for et omplantningsfiskeri på 5000 tons, hvor den mængde muslinger der ikke udnyttes til omplantning skal tillægges den samlede mængde der må fiskes i området. Omplantningsfiskeriet skal kunne foregå året rundt, så længe gældende regler overholdes.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. september 2014 – 1. juli 2015. I perioden vil fiskeriet højst sandsynligt holde en vinterlukning i en kortere eller længere periode i tidsintervallet medio december til 1. marts.

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

Med henblik på at minimere området der påvirkes af muslingefiskeri, vil fiskeri af blåmuslinger i Lovns Bredning finde sted i områder, hvor tætheden af muslingerne er over 1 kg/m<sup>2</sup>.

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

#### Fiskeribeskrivelse

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

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

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110 "Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160 "Større lavvandede bugter og vige". Det er afgørende for et fiskeri efter muslinger i Lovns bredning at der åbnes op for at kunne fiske indtil 2 meter, da biomassen af muslinger i Lovns bredning især ligge på lavere vanddybde pga. de ofte optrædende iltsvind i bredningen. For at undgå, at der drives fiskeri i ålegræsområder, bør der etableres ålegræskasse der dækker de områder, hvor ålegræsset optræder. Da alle fartøjer er udstyret med Blackbox systemet kan det nemt kontrolleres at fiskeriet faktisk foregår udenfor områder der indeholder ålegræs. At drage konklusioner omkring en direkte relation mellem sigtddybde og ålegræsset udbredelse har vist sig ikke at kunne bruges (Konklusion fra arbejdsgruppen omkring ålegræsværktøjet). Fiskeri efter muslinger kan ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra Fiskeridirektoratets side for forekomst af ålegræs i fangster.

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

kødprocent i muslingerne (< 14 %) ikke tages åbningsprøver til kontrol af algetoxiner, så områderne ikke åbnes for fiskeri. Ligeledes vil fiskeriet blive indstillet i områder med en iltkoncentration i fiskeområdet på mindre end 4 mg ilt pr. liter i mere end 2 uger. Desuden køres der med rotationsfiskeri i områderne der dels forhindrer, at fiskeriindsatsen bliver samlet i mindre områder af fjorden og dels minimerer den visuelle påvirkning ved at drive muslingefiskeri i Limfjorden. Dette rotationsfiskeri regulerer indsatsen, så der maksimalt kan være 10 fartøjer tilstede i hvert produktionsområde i Lovns Bredning. Fiskerne til- og framelder produktionsområder de fisker i hos Direktoratet, hvilket opretholder maks. 10 fartøjer i hvert produktionsområde.

## **Fiskeplan for søstjernefiskeri i Løgstør, Lovns samt Nissum Bredning 2014-15**

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

### **Mængde og områder**

På baggrund af DTU Aquas estimat samt erfaringer fra det søstjernefiskeri der er gennemført i 2013 og 2014 i Limfjorden vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO gerne foreslå et fiskeri af 7.000 tons søstjerner i Løgstør Bredning i produktionsområderne 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39 samt 2.000 tons søstjerner i Lovns Bredning i produktionsområderne 20 og 21. Der ønskes ligeledes mulighed for at fiske 4.000 tons i Nissum Bredning i produktionsområderne 1, 2, 3, 4 og 5.

Fiskeriet vil finde sted i perioden oktober 2014 – maj 2015. I perioden vil fiskeriet højst sandsynligt holde en vinterlukning i en kortere eller længere periode i tidsintervallet midt december til 1. marts.

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

### **Fiskeribeskrivelse**

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



## **BILAG 4**

### **Relevant uddrag af anmodning fra NaturErhvervstyrelsen for Lovns Bredning**

Til Mynd

NaturErhvervstyrelsen har modtaget vedlagte ansøgninger fra DFPO angående fiskeri efter muslinger i Natura 2000 områder i Limfjorden for den kommende sæson 2014/2015.

DTU Aqua anmodes om, at udarbejde konsekvensvurderinger for det ansøgte fiskeri efter muslinger i hhv. Løgstør Bredning og Lovns Bredning. Muslingepolitikens målsætninger og præmisser skal anvendes i konsekvensvurderingen – særligt niveaue for acceptabel kumulativ arealpåvirkning. Den påvirkning fiskeri efter søstjerner måtte medføre skal medtages i den samlede opgørelse over fiskeriet kumulative påvirkning.

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

Generelle krav til fiskeriet er anvendelse af teknisk udstyr, genudlægning af større sten, max antal fartøjer pr- område og fastsættelse af dybdegrænse så fiskeriet ikke foregå i og nærheden af områder med ålegræs.

#### **Lovns Bredning**

Kvoten fastsættes til 10.000 tons (konsum) og 5.000 tons (omplantning). DTU Aqua anmodes om, at vurdere om denne kvote er bæredygtig for blåmuslingebestanden i området.

DTU Aqua anmodes om, at udlægge ålegræskasser hvor ålegræs er observeret/kan etablere sig.

DTU Aqua anmodes om, at udlægge fiskekasser i de områder hvor blåmuslinger i rette tætheder forekommer – med det formål at sikre adgang til muslingebestande på lavere vand – dog ikke på vanddybder under 3 meter). DTU Aqua anmodes i den forbindelse om, at medtage rådgivning vedrørende fiskeriets påvirkning på biodiversitet og fugles fødegrundlag såfremt der tillades fiskeri på vanddybder indtil 3 meter i visse områder i Lovns Bredning.

#### **Søstjernefiskeri**

Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingerne for hhv. Løgstør Bredning og Lovns Bredning. Dybdegrænserne er de samme som for muslingefiskeriet i de to områder.

Anja Gadgård Boye

## **Kolofon**

### **Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2014/2015**

Af Paula Canal-Vergés, Pernille Nielsen, Carsten Fomsgaard Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

August 2014

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 284-2014

ISBN 978-87-7481-192-3

ISSN 1395-8216

Reference: Canal-Vergés, P., Nielsen, P., Nielsen, C. F., Geitner, K. & Petersen, J. K. Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2014/2015. DTU Aqua-rapport nr. 284-2014. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 71 pp + bilag.

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

Rapporterne kan hentes på DTU Aquas websted [www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk).

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

The reports can be downloaded from [www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk).

DTU Aqua  
Institut for Akvatiske Ressourcer  
Danmarks Tekniske Universitet

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

[www.aqua.dtu.dk](http://www.aqua.dtu.dk)