

Muslinger som virkemiddel

Et pilotstudie

Titel:	Muslinger som virkemiddel - Et pilotstudie
Emneord:	Virkemiddel, muslinger, model, nærings-stoffer, fiskeri, opdræt, effekter
Resume:	Brug af produktion af muslinger som virkemiddel for at opnå miljømål er analy-seret. Fiskeri og opdræt, deres effekter og konsekvenser er vurderet teoretisk, gen-nem 1D modellering og ved sammenstilling af kendt viden for Skive Fjord. Sammenfattende har muslinger potentiale som virkemiddel, men miljøkonsekvenser vil afhænge af produktionsform.
Projektmidler:	Projektet er gennemført med støtte fra tilskudsmidlerne i forbindelse med den miljøteknologiske handleplan
Forfatter:	Jens Kjerulf Petersen, Marie Maar, Marianne Holmer
URL:	www.blst.dk
ISBN:	978-87-92617-96-5 (pdf)
Udgiver:	By- og Landskabsstyrelsen
Udgiverkategori:	Statslig
År:	2010
Sprog:	Dansk
Copyright©	Må citeres med kildeangivelse. By- og landskabstyrelsen, Miljøministeriet

By- og Landsskabsstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter inden for miljøsektoren, finansieret af By- og Landskabsstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for By- og Landskabsstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at By- og Landskabsstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik

Indhold

1. Indledning	2
2. Produktionspotentiale og næringssaltfjernelse	4
2.1 Opdræt af muslinger	4
2.2 Fiskeri efter muslinger.....	5
2.3 Næringsstoffjernelse ved produktion af muslinger	8
3. Effekter af produktion af muslinger.....	10
3.1 Modelopsætning	10
3.2 Modelscenarier	11
4. Miljøkonsekvenser af produktion af muslinger	19
4.1 Miljøkonsekvenser af opdræt af muslinger	19
4.2 Regenerering af sedimenter under opdrætsanlæg.....	29
5. Sammenfatning	33
6. Referencer.....	36

1. Indledning

Med implementeringen af Miljømålsloven skal der fra 2010 iværksættes vand- og naturplaner med det formål at opnå god økologisk tilstand eller gunstig bevaringsstatus i vore kystnære områder. På baggrund af de offentliggjorte basisanalyser (http://www.vandognatur.dk/Emner/Vandplaner/Vandomraaderne/l_2_limfjorden.htm) kan det konkluderes, at tilførsel af næringsalte er det største miljøproblem i kystnære farvande som fx Limfjorden (empiriske analyser). Der er flere kilder til tilførsel af næringsalte, men der er generel konsensus om, at landbrugsproduktion udgør den dominerende kilde til specielt tilførsel af kvælstof. En indfrielse af intentionerne i direktiverne om at reducere tilførslerne af næringsalte med det formål at opnå en bedre økologisk tilstand i fjordene vil således kræve en indsats for at reducere tilførslerne fra landbruget.

Forpligtelserne i medfør af Miljømålsloven er koblet politisk til et ønske om, at de nødvendige indsatser for at nå målene skal være omkostningseffektive. Det har resulteret i analyser af forskellige virkemidler (se fx 1). De fleste analyserede virkemidler er koncentreret omkring arealanvendelse på land, andre former for landbrugspraksis samt enkelte miljøtekniske tiltag fx i relation til vandløbsforvaltning eller omsætning af husdyrgødning. For specielt den store del af virkemidlerne, der relaterer til arealanvendelse, vil mange af disse være omkostningstunge og have en vis forsinkelse før de virker, da de bygger på et indgreb i transporten fra land gennem afstrømningsarealerne til de kystnære områder (2). Et alternativ til de kendte virkemidler er at rense i recipienten, det vil sige fjerne næringsalte i de berørte vandområder. Rensning i recipienten kan foregå ved at fjerne biomasse, hvori næringsaltene er blevet bundet. Rensning i recipienten vil udover at kunne rense for de næringsalte, der aktuelt tilføres områderne, også kunne bruges til at reducere de puljer af næringsalte, som fx er lagret i sedimenterne.

En af de mest velafprøvede metoder til opbygning af biomasse er ved produktion af blåmuslinger. Fjernelse af næringsalte gennem dyrkning af muslinger har yderligere den fordel, at muslingerne optager næringsaltene gennem at filtrere vandet for mikroalger, fytoplankton. Derved sker der en betydelig rensning af vandet for partikulært materiale, hvilket medfører, at sigtdybden i vandet øges og sedimentationen reduceres, hvorved udbredelse af bundlevende blomsterplanter, makroalger og bentiske mikroalger kan øges og dermed føre til større iltproduktion på bunden og potentielt reducere forekomsten af iltvind i et fjordområde. Der er imidlertid også negative implikationer af produktion af blåmuslinger enten frit i vandsøjlen eller på bunden. Opdræt i vandfasen medfører en kraftigt forøget sedimentation af organisk materiale af høj kvalitet under opdrætsanlæggene (3), som leder til forøget iltopta-

gelse, forøget frigivelse af kvælstof og ændring af sulfidzonen i bunden samt påvirkning af dyrelivet under dyrkningsanlæggene. Undersøgelserne af effekter af opdræt giver imidlertid ikke et entydigt billede af effekterne og specielt i eutrofierede områder (4), som danske fjorde, er effekterne mere vanskelige at kvantificere. Alternativt kan produktionen af muslinger foregå ved de forskellige former for bundkulturer, rækkende fra fiskeri på vilde bestande til kulturbankedyrkning, hvor juvenile muslinger flyttes til egnede vækstlokaliteter. Alle former for bundkulturer af muslinger har dog også negative miljømæssige implikationer i kraft af de ødelæggelser, som brugen af skrabende redskaber medfører (se fx 5) på især bundens dyre- og planteliv. Som for opdræt, er effekterne af brug af skrabende redskaber i eutrofierede områder som Limfjorden ikke helt entydige som følge af effekterne af især iltsvind.

I denne rapport vil vi belyse potentialer og begrænsninger i forhold til miljøpåvirkning ved brug af muslinger som virkemiddel til opnåelse af miljømål. I den forbindelse er det et særligt formål at sammenligne opdræt af muslinger i vandfasen med fiskeri på vilde bestande med henblik på fjernelse af næringsalte og i relation til de miljømæssige konsekvenser af produktionsformen. Et særligt fokus vil være på effekter af sedimenterende materiale på bunden under opdrætsanlæg, herunder tid for regenerering af bunden.

Undersøgelserne er primært gennemført som dataanalyser og modellering og kun i begrænset omfang er der indsamlet data til kalibrering af modellen. Som værkstedsområde for analyserne er anvendt Skive Fjord.

2. Produktionspotentiale og næringsstoffjernelse

Blåmuslinger kan produceres på min. 2 forskellige måder: 1) Ved opdræt i vandsøjlen på såkaldte langline-anlæg eller ved fiskeri på vilde bestande. Begge produktionsformer bruges til kommercielle formål i Skive Fjord.

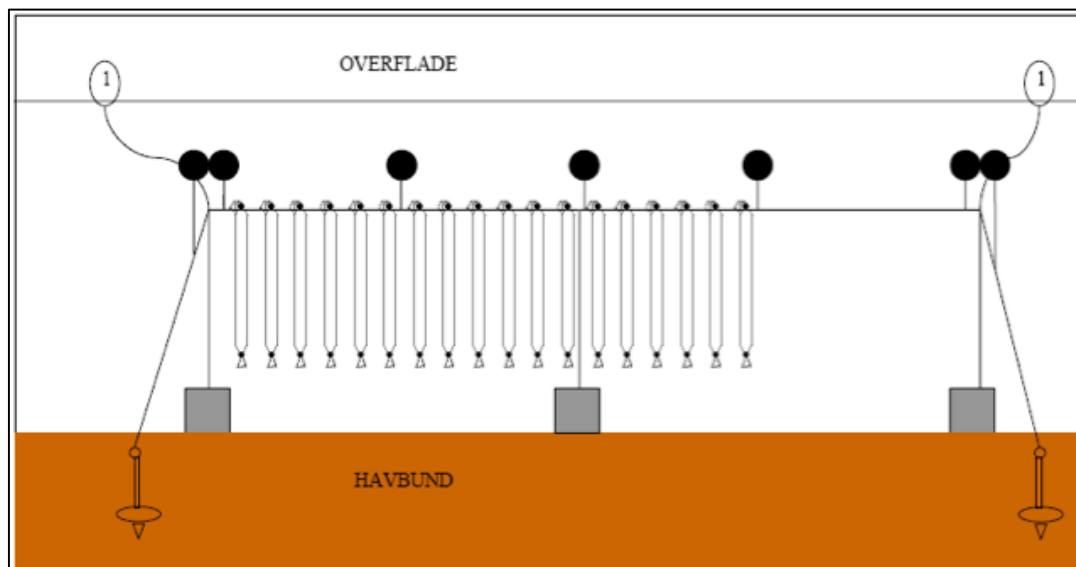
2.1 Opdræt af muslinger

Den overordnede ide i opdræt af blåmuslinger med hele processen i vandsøjlen bygger på at have et substrat hængende i vandet, hvorpå muslingelarver kan fæstne sig. Dette substrat kan være liner, bændler, net eller et andet egnet og håndterbart materiale og er ophængt fra langliner, flydende rør, platforme eller stativer. Den efterfølgende vækst til høstmoden størrelse kan foregå på yngelfang, eller der kan være en eller flere mellemliggende håndteringer af muslingerne. De principielle forskelle mellem de mange former for opdræt i vandsøjlen er, hvorvidt anlæggene er overfladebaserede eller undersænkede, og om der foretages en mellemhåndtering af muslingerne. Til opdræt med henblik på næringsstoffjernelse er mellemhåndtering ikke hensigtsmæssig, da det er en meget arbejdskrævende proces, som ikke i sig selv øger den potentielle produktionsmængde. Ligeledes er det i danske farvande hensigtsmæssigt af hensyn til bølgepåvirkning og isdække og lovpligtigt at undersænke anlæggene i dele af året.

Et egnet anlæg med forholdsvis lave etableringsomkostninger er opbygget ved, at der mellem 2 ankre med en indbyrdes afstand på ca. 250 m udspændes en langline af 14-16 mm nylonreb (figur 2.1.1). Langlinen løftes op i vandsøjlen af bøjer placeret i enderne samt med jævne intervaller i linens udstrækning. Ligeledes placeres et antal tyngder med jævne intervaller for at holde linen udspændt i samme dybde. Fra langlinerne hænger der vævede nylonbændler (eller andre typer yngelfang) som enkelt liner eller fortrinsvis i kontinuerlige guirlander med en afstand på 40-60 cm mellem hver drop-down eller fold. Hele processen fra larvens fasthæftning til høst af den voksne musling foregår på bændlet/yngelfanget.

På et standardanlæg, der i henhold til Fiskeridirektoratets retningslinier er på 250 x 750 m, kan der udlægges 90 langliner af hver ca. 200 m. I lavvandede områder som Skive Fjord og under hensyntagen til krav om undersænkning kan der produceres i ca. 2 m af vandsøjlen og med en tæthed mellem opdrætsmediernes svarende til 5 m opdrætsmedium pr m langline, hvilket resulterer i samlet 90 km opdrætsmedium pr. standardanlæg. Konservativt kan man opnå et udbytte på 7,5 kg pr. m

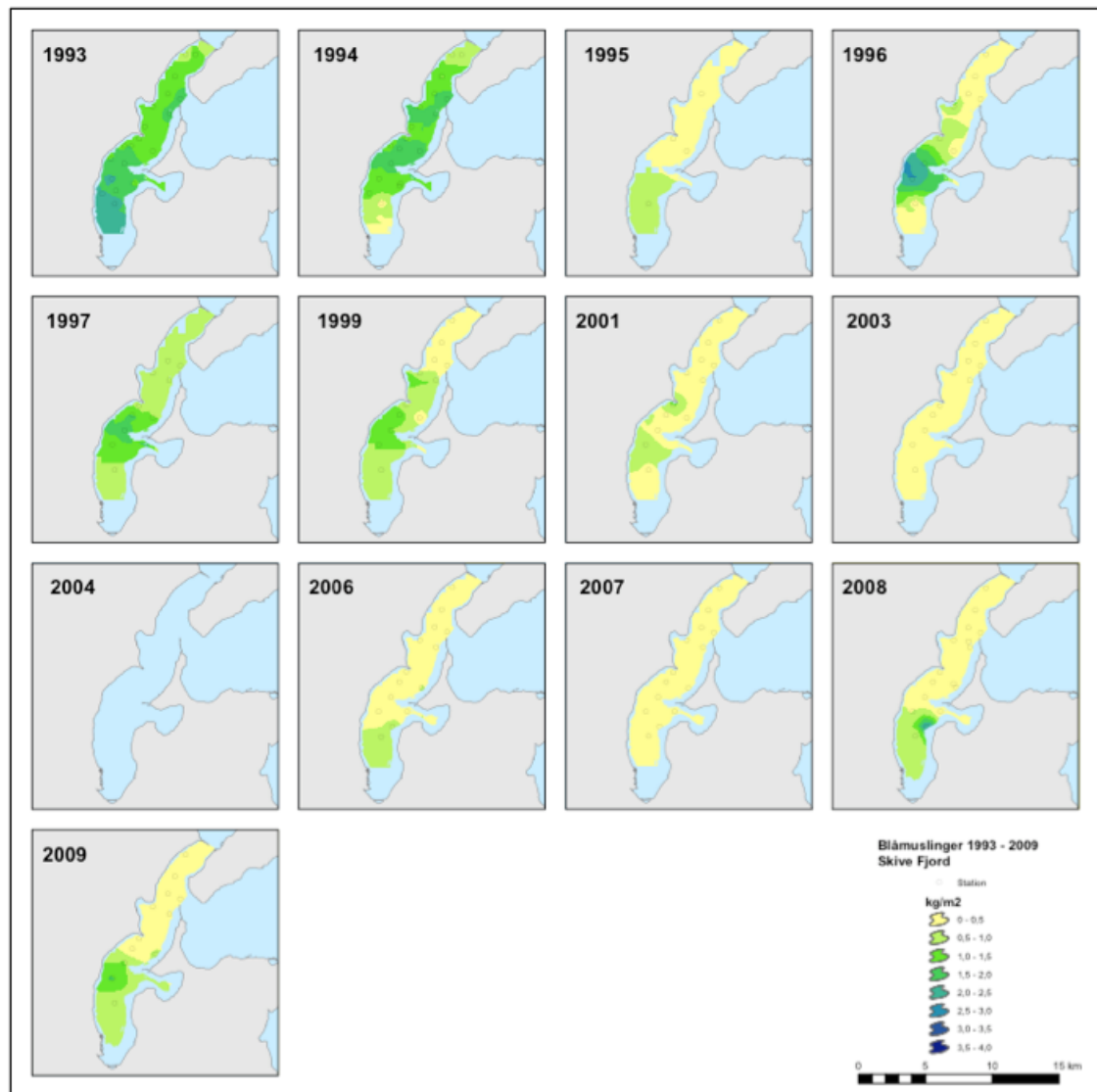
og mere realistisk op til 15 kg pr. m eller mellem 675-1.350 t muslinger pr. anlæg.
Omsat til arealspecifik produktion giver det 3,6-7,2 kg (vådvægt) m⁻².



Figur 2.1.1. Principskitse af anlæg til opdræt af muslinger i vandfasen på langliner.

2.2 Fiskeri efter muslinger

Fiskeri efter blåmuslinger foregår med et skrabbende redskab, der oprindeligt er udviklet i Holland. Muslingeskraberen er udformet lidt forskelligt med hensyn til fangstposen, men skraberammen er den samme, uanset posens udformning og størrelse, og må ifølge reglerne maksimalt veje 100 kg. Rammen kan være forsynet med et gitter, som skal forhindre fangst af store sten. Ved fiskeri på blød bund påmonteres en ekstra skinne, som sørger for, at rammen ikke graver sig ned i muddet men kun indfanger blåmuslingerne på overfladen. Generelt består posen nederst af en ringbrynje af stålringe til beskyttelse mod slitage, og op ad til af et kraftigt net med en maskestørrelse på 90 mm. På de fleste både i Limfjorden har posen et volumen svarende til 2-3 t muslinger. Skraberen betjenes via hydrauliske spil og bom. Et enkelt skrab tager fra få sekunder op til 20 minutter afhængig af tætheden af blåmuslinger på fiskepladsen. Fangsten skylles flere gange ud over siden inden den tømmes ned i lasten.



Figur 2.2.1. Bestandstætheder af blåmuslinger på vanddybder >3 m i perioden 1993-2009.

Data og grafer er stillet til rådighed af K. Gertner, DTU-Aqua.

Tætheden af muslingebankerne var i perioden 1993-2009 på maksimalt 2,5 kg (vådvægt) m⁻² og med store områder med tætheder mindre end 0,5 kg m⁻² (se figur 2.2.1) for området fra bunden af Skive Fjord til en linje mellem Sundsøre og Hvalpsund på dybder >3 m. Middel tætheder for hele området varierede mellem 0-1,7 kg m⁻² i perioden. Den estimerede samlede biomasse har i perioden varieret fra ca. 0-53.500 t i områder >3 m (tabel 2.2.1). Der er derudover en betydelig bestand på

lavt vand (<3m, (6)), men denne er af miljømæssige årsager ikke realistisk tilgængelig for optagning med kendte redskaber som muslingeskraberen, og er derfor ikke operationel som middel til fjernelse af næringssalte. Data for bestandstæthed, samlet biomasse på vanddybder >3 m og de samlede årlige landinger er vist i tabel 2.2.1. I nogle år er landingerne større end den estimerede bestand, hvilket skyldes særlige omstændigheder ved bestemmelse af bestandens størrelse. DTU-Aqua foretager bestandsestimater ind til en vanddybde på 3 m, svarende til de generelle dybdegrænse for fiskeri efter muslinger i Limfjorden. Imidlertid gælder der særlige vilkår i Skive Fjord, hvor dybdegrænsen er 2 m. Grundet de hyppige iltsvind i fjorden, fanges en stor del af muslinger på fjordens skrænter på mellem 2-3 m. Derfor kan landingerne i nogle år overstige estimerne af bestandens størrelse (P. S. Kristensen, DTU-Aqua). Baseret på de sidste års landinger vil en muslingeproduktion i form af fiskeri realistisk kunne estimeres til mellem 2-8.000 t årligt.

Tablet 2.2.1. Estimer af middel bestandstæthed og total biomasse af blåmuslinger på vanddybder >3 m i Skive Fjord i perioden 1993-2009 samt landinger af blåmuslinger fra Skive Fjord i samme periode. Bemærk, at frem til 1999 er indsamling af data foregået om foråret, mens det efter 2000 er foregået i sensommeren. Data er stillet til rådighed af P. S. Kristensen, DTU-Aqua.

År	Bestandstæthed kg m ⁻²	Bestand (>3 m) t	Landinger t
1993	1,65	46.136	18.465
1994	1,18	32.984	11.353
1995	0,36	10.126	3.836
1996	0,78	24.568	6.068
1997	0,82	22.672	3.621
1998			2.213
1999	0,39	10.892	2.488
2000			8.609
2001	0,30	8.421	14.043
2002			7.352
2003	0,08	2.276	4.752
2004	0	0	1.938
2005			1.333
2006	0,18	4.900	4.394
2007	0,04	1.221	5.151
2008	0,27	7.489	2.345
2009	0,33	9.239	2.484

2.3 Næringsstoffjernelse ved produktion af muslinger

Udgangspunktet for enhver form for muslingeproduktion er vægten af levende muslinger inklusive skal, som er den afregningsenhed som sammen med kødindhold

bruges af såvel producenter som opkøbere, og er desuden et praktisk mål i produktionssammenhænge. Dette mål er imidlertid ikke hensigtsmæssigt til beregning af næringsstoffjernelse, da den totale vådvægt varierer med en række forhold.

Fjernelse af næringsalte ved høst/fiskeri er hovedsageligt bundet til muslingekødets indhold af næringsalte, da skallens indhold kun udgør en lille del af det samlede indhold. Vægten af kødet varierer betydeligt i løbet af året og kan i vilde bestande variere med op til 100% og noget lignende gør sig gældende for opdrættede muslinger (3). Forholdet mellem tørvægt af kødet og vådvægt af levende, intakte muslinger inkl. skal varierer i vilde bestande mellem 2-7% og i opdrættede muslinger mellem 6-15% (3). Ligeledes varierer indholdet af næringsalte i kødet gennem året. Således varierer indholdet af kvælstof (N) mellem 7-11% og fosfor (P) mellem 0,4-0,6% af tørvægten af kødet (3). Ved at bruge ovennævnte data kan høst eller fiskeri af muslinger målt i total vådvægt omsættes til fjernelse af næringsalte som vist i tabel 2.3.1.

Estimaterne af indhold af N og P i muslinger bygger på forholdsvis få observationer (3) og hvis det i stedet antages, at Redfield-forholdet gælder for kødets indhold af N og P vil det betyde ca. en fordobling af fjernelsen af P og 20% mindre fjernelse af N i forhold til det anvendte middelestimat i tabel 2.3.1.

Tabel 2.3.1. Ved produktion af 1 t levende muslinger fjernes følgende mængder (i kg) af organisk kulstof (C), kvælstof (N) og fosfor (P).

	Muslingekød				Skaller			
	TV _{kød}	C	N	P	TV _{skal}	C	N	P
Muslinger dyrket på langliner								
Estimat	90	39	8,5	0,5	173	5,7	1,7	0,1
Min.	60	19	4,2	0,4	154	5,1	1,5	0,1
Max.	150	65	16,5	0,9	192	6,3	1,9	0,1
Fiskede muslinger								
Estimat	50	22	4,7	0,3	173	5,7	1,7	0,1
Min.	35	11	2,5	0,2	154	5,1	1,5	0,1
Max.	70	35	7,7	0,4	192	6,3	1,9	0,1

3. Effekter af produktion af muslinger

Til at estimere effekter af produktion af muslinger på miljøtilstand er brugt 1D modellering, hvor dyrkning af muslinger i vandfasen er sammenlignet med produktion på bunden. Miljøtilstanden er udtrykt ved indikatorerne sigtdybde og koncentrationer af hhv. klorofyl a (Chl. a) i vandsøjlen og ilt ved bunden.

3.1 Modelopsætning

Den anvendte hydrodynamiske model er COHERENS koblet til en biogeokemisk model, en sediment model og en populations model for blåmuslinger (7). Modelopsætningen er 1D, det vil sige at modellen portrætterer en repræsentativ vandkolonne på et givet punkt i det valgte vandområde, i dette tilfælde Skive Fjord. Vanddybden i modelkørslen var 5 m med en vertikal opløsning på 0,33 m. Modellen blev kalibreret mod data fra en overvågningsstation (3727-1) i Skive fjord indsamlet i en periode på 5 år fra 1999-2003. Den meteorologiske forcering dvs. vind, lufttemperatur, skydække og luftfugtighed blev leveret af en operationel atmosfærisk model fra DMU. Horisontale transporter af salt og temperatur blev inkluderet i modellen ved at tilnærme den til ugentlige målte værdier.

Den biogeokemiske model beskriver omsætning af C, N og P gennem mikroplankton, vandløpper og detritus og vandkoncentrationer af NO_3 , NH_4 , PO_4 , P bundet til partikler og O_2 . Sigtdybden i vandsøjlen afhænger af en baggrundskoncentration (vand og opløst materiale), mikroplankton og detritus. Detritus og mikroplankton sedimenterer på bunden, hvorefter det gradvist bliver omdannet til uorganiske næringssalte under forbrug af ilt. Udvekslingen af næringssalte og ilt mellem sedimentet og det nederste lag i vandsøjlen sker ved diffusion. PO_4 i sedimentet er absorberet til Fe eller Mn under iltede forhold og frigives kun til vandsøjlen under iltfrie forhold.

Populationsmodellen af blåmuslinger består af en dynamisk energibudget model som beskriver økofysiologien af den enkelte musling og en kohorte model som beskriver rekrutteringen og dødeligheden af individer i de enkelte kohorter. Rekrutteringen antages at ske 2 gange om året (forår og efterår) for bundkulturer (i alt 12 kohorter) og om foråret for langliner (6 kohorter). Dødeligheden skyldes enten prædation (kun bundkulturer), iltmangel, sult eller høst. Muslingemodellen er koblet til den biogeokemiske model gennem filtration af mikroplankton, detritus og vandløpper, biodeposition, ekskretion og respiration og blev kalibreret mod observationer

(7). Filtrationen blev hæmmet ved lave fødekonzentrationer eller lave iltkoncentrationer i modellen. Langliner med muslinger hænger i modellen fra 0,33-3 m under vandoverfladen.

I følgende scenarier testes der for effekter af:

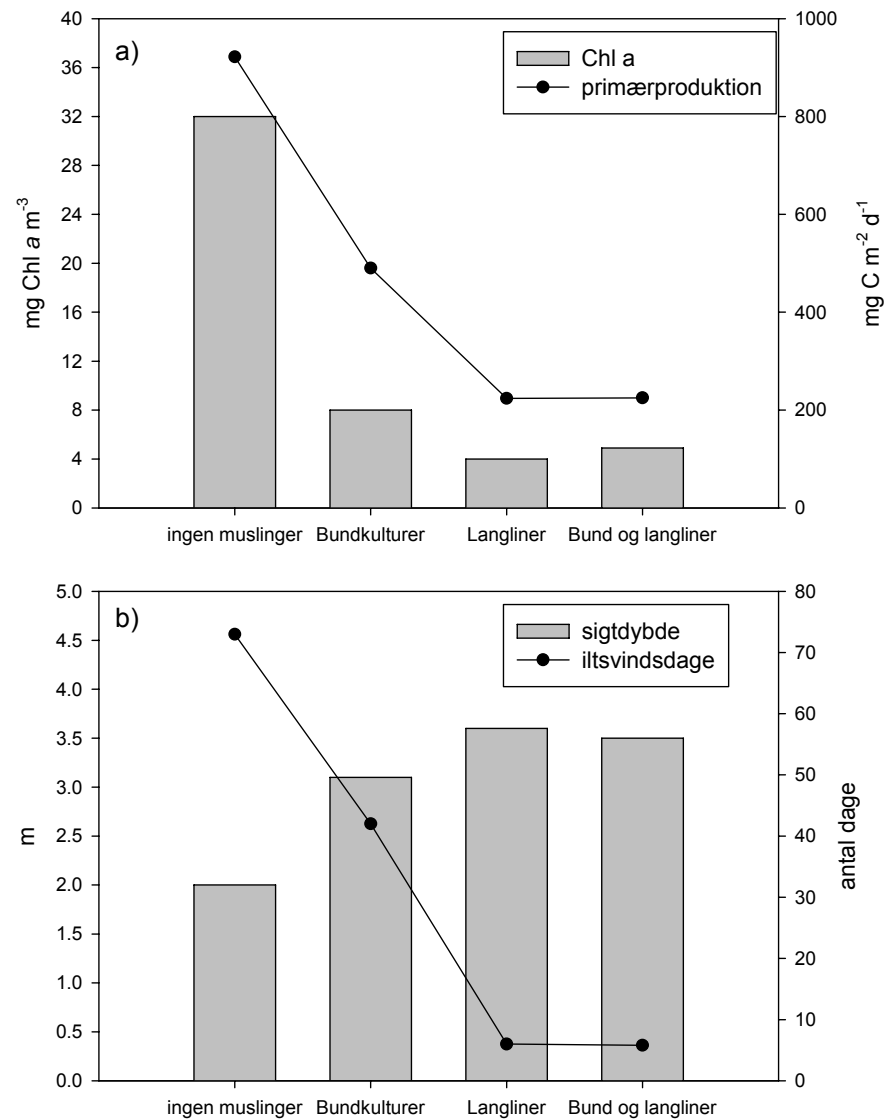
1. ingen muslinger
2. kun muslinger på bunden (kalibrering)
3. kun muslinger på langliner
4. muslinger på bunden og på langliner

på sigtddyben, Chl *a* koncentrationen i overfladen, iltforhold ved bunden og den realiserede muslingefiltration som % af primærproduktionen der fjernes. Resultaterne er årsgennemsnit for en 5 års periode.

3.2 Modelscenarier

Muslinger er generelt set effektive vandrensere og derfor vigtige organismer i eutrofierede havområder. Naturligt forekommende bestande af blåmuslinger på bunden, som også beskrevet for Skive Fjord (se afsnit 2.2), er med til at forbedre miljøforholdene ved at filtrere vandet for plankton og detritus og dermed forøge sigtddyben og forbedre iltforholdene. Hvis der ikke var muslinger i fjorden, vil vi følgelig forvente en kraftig forværring af miljøforholdene (8). I modelkørslerne er der inkluderet et scenario, hvor muslingerne er fjernet fra økosystemet (#1) til illustration af deres betydning i eutrofierede lavvandede fjordområder. I dette scenario må miljøforholdene i Skive fjord beskrives som meget dårlige med en høj gennemsnitlig, årlig Chl *a* koncentration på 32 mg m^{-3} i overfladen og maksimale koncentrationer på $>200 \text{ mg m}^{-3}$ i overfladen i sommerperioder (figur 3.2.1 a, 3.2.2) samt en lav gennemsnitlig, årlig sigtdybde på 2 m og i sommerperioder på $<0,75 \text{ m}$ (figur 3.2.1 b, 3.2.3). Iltsvind forekommer i dette scenario i gennemsnit 73 dage om året (figur 3.2.4).

Muslinger som virkemiddel



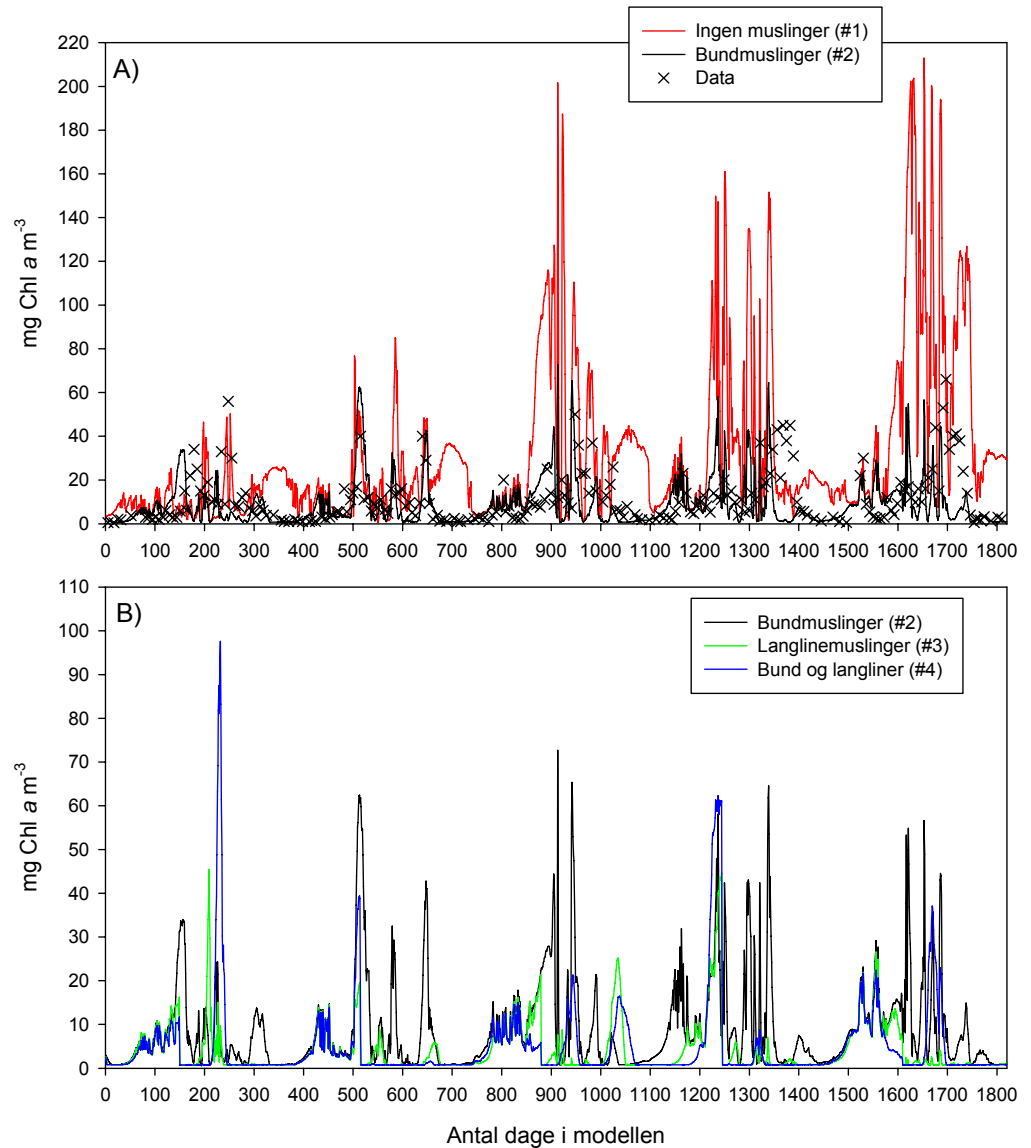
Figur 3.2.1. Årligt gennemsnit af a) Chl a koncentrationen og primærproduktionen og b) sigtdybde og dage med iltsvind for de 4 scenarier.

For den kalibrerede modelperiode 1999-2003 med muslinger på bunden svarende til de målte biomasser på 4-5 m dybde i Skive fjord (scenario #2), var afvigelsen mellem modelværdier og observationer for indikatorerne på under 40% og de lineære regressionser var signifikante (7). Forklaringsgraden for sigtdybden var dog

forholdsvis lav. Ved at inkludere blåmuslinger på bunden i modellen introduceres der gennem muslingernes filtration et græsningstryk svarende til 32% af primærproduktionen (figur 3.2.5 B). Dette påvirker miljøtilstanden signifikant med en reduktion i den årlige, gennemsnitlige Chl *a* koncentration til 8 mg m^{-3} og maksimale værdier i sommerperioden på 73 mg m^{-3} samt en forøgelse af sigtddybden til et årligt gennemsnit på 3,1 m og med minimale sigtddybder i sommerperioden på omkring 1,2 m. Med tilstedeværelse af muslinger blev det gennemsnitlige antal dage pr år med iltsvind reduceret til 42 dage. Det betyder, at uden forekomst af effektive filteratorer i Skive fjord, ville miljøforholdene sandsynligvis være meget værre end de faktiske forhold som beskrevet af indikatorerne.

Hvis muslingerne flyttes op i vandsøjlen (#3) med en biomasse m^{-2} svarende til bestanden på bunden bliver resultatet en yderligere forbedring af miljøforholdene. Den årlige, gennemsnitlige koncentration af Chl *a* blev reduceret til 4 mg m^{-3} og maksimale værdier i sommerperioder på 50 mg m^{-3} samt en forøgelse af sigtddybden til et årligt gennemsnit på 3,6 m og med minimale sigtddybder i sommerperioden på omkring 1,7 m. Antallet af dage med iltsvind blev reduceret til 6 om året. Det vil sige, at selvom biomassen per m^{-2} stort set var uændret i modellen (figur 3.2.5 a), så var græsningstrykket højere for muslinger på langliner (62% af primærproduktionen) end for bundkulturer (figur 3.2.5 b). Dette skyldes, at muslingerne i vandsøjlen var i umiddelbar kontakt med primærproducenter i overfladen og ikke adskilt fra føden pga. lagdeling eller koncentrations-grænselag ved bunden. Til gengæld betød den effektive og konstante græsning på mikroplankton i overfladen, at den gennemsnitlige fødekonzentration var lavere og dette resulterede i en muslingebiomasse som i sidste ende var magen til den for bundkulturer. Der er i scenario 3 taget højde for øget iltforbrug ved bunden som følge af øget biodeposition. Alligevel er det gennemsnitlige antal dage med iltsvind kraftigt reduceret som følge af, at muslingernes respiration er flyttet op i vandsøjlen og den reducerede mængde af detritus fra døde planktonalger. 1D modellen beskriver gennemsnitforholdene i fjorden og tager derfor ikke forbehold for den rumlige fordeling af sedimentation og iltsvind som er observeret i feltforsøg (se nedenfor).

Muslinger som virkemiddel



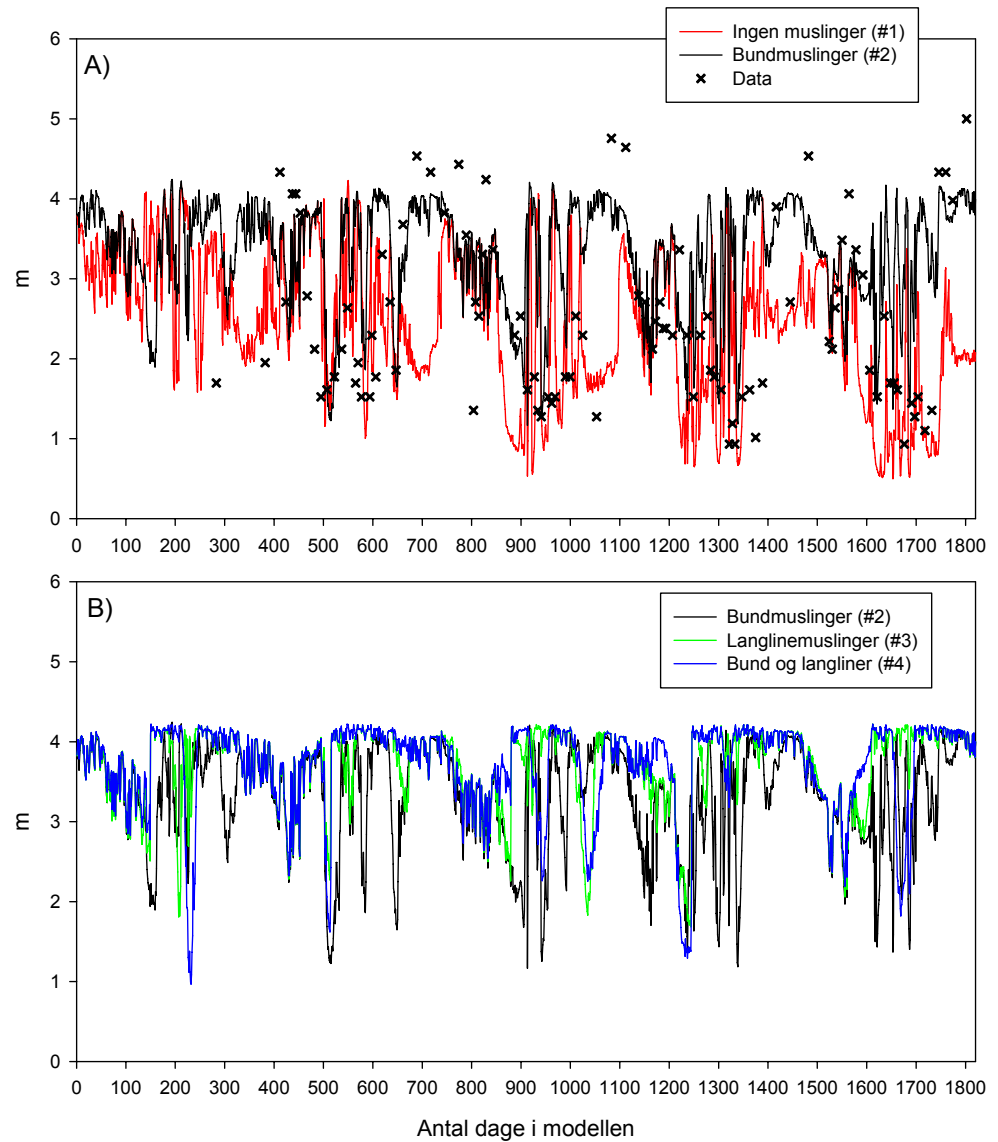
Figur 3.2.2. Udviklingen i Chl a koncentrationen i overfladen for de 4 scenarier og observationer 1999-2003.

Den modellerede sigtddybde er forbundet med en vis usikkerhed, idet sigtddybden afhænger af mængden af stof i vandsøjlen, som absorberer lyset. Baseret på målinger (9) kan lyssvækkelsen i Limfjorden forklares med primært koncentrationen af Chl a (0-49% i Limfjorden generelt, 25% i Skive Fjord) og mængden af detritus (0-22 %, 14% i Skive Fjord). Dertil kommer uorganiske partikler, som ikke er medtaget

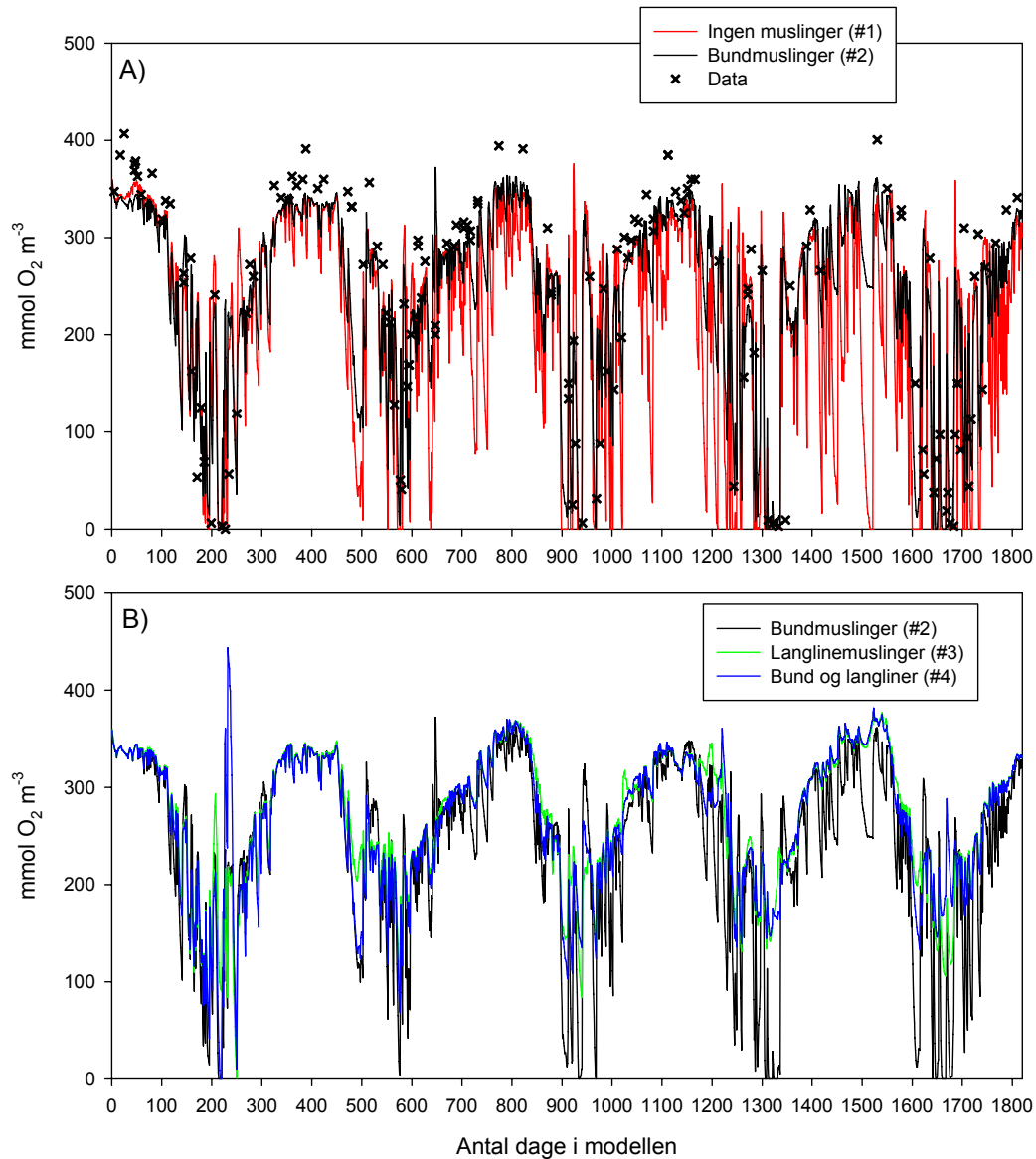
i modellen, men kan have en tilsvarende betydning. Baggrundslyssvækkelsen fra vandet og opløst materiale (DOM) svarer i modellen til en sigtdybde på 4.3 m. Men mængden af DOM afhænger ofte af primærproduktionen dvs. der vil være en sæsonvariation. Dette medfører bl.a. at DOM-mængden sandsynligvis vil være lavere i scenario 3 end antaget i modellen og sigtdybden dermed yderligere øget. Fremtidige studier bør derfor belyse sammenhængen mellem lyssvækkelse og opløst stof og partikler i vandet i Limfjorden for at kunne forbedre modelbeskrivelsen.

I dette studie er der kun taget højde for de vertikale processer, men både langlinekulturer og især bundmuslinger vil også kunne drage fordel af horisontal transport af føde fra nærliggende områder, som kun kan beskrives ved hjælp af en 3D model. I scenariet med både bundkulturer og langliner (#4) blev den totale biomasse af blåmuslinger forøget, fordi en del af mikroplanktonet sank ned på bunden uden for langlinemuslingernes rækkevidde og herefter blev filtreret af bundkulturerne. Den største del af blåmuslingebiomassen fandtes dog stadig i overfladen og der var mindre føde til rådighed for de bundlevende blåmuslinger end i scenario 2. Den kombinerede effekt af langlinemuslinger og bundkulturer gav en tilsvarende lav Chl a koncentration i overfladen, sigtdybde og antal dage med iltvind som for scenario 3.

Muslinger som virkemiddel



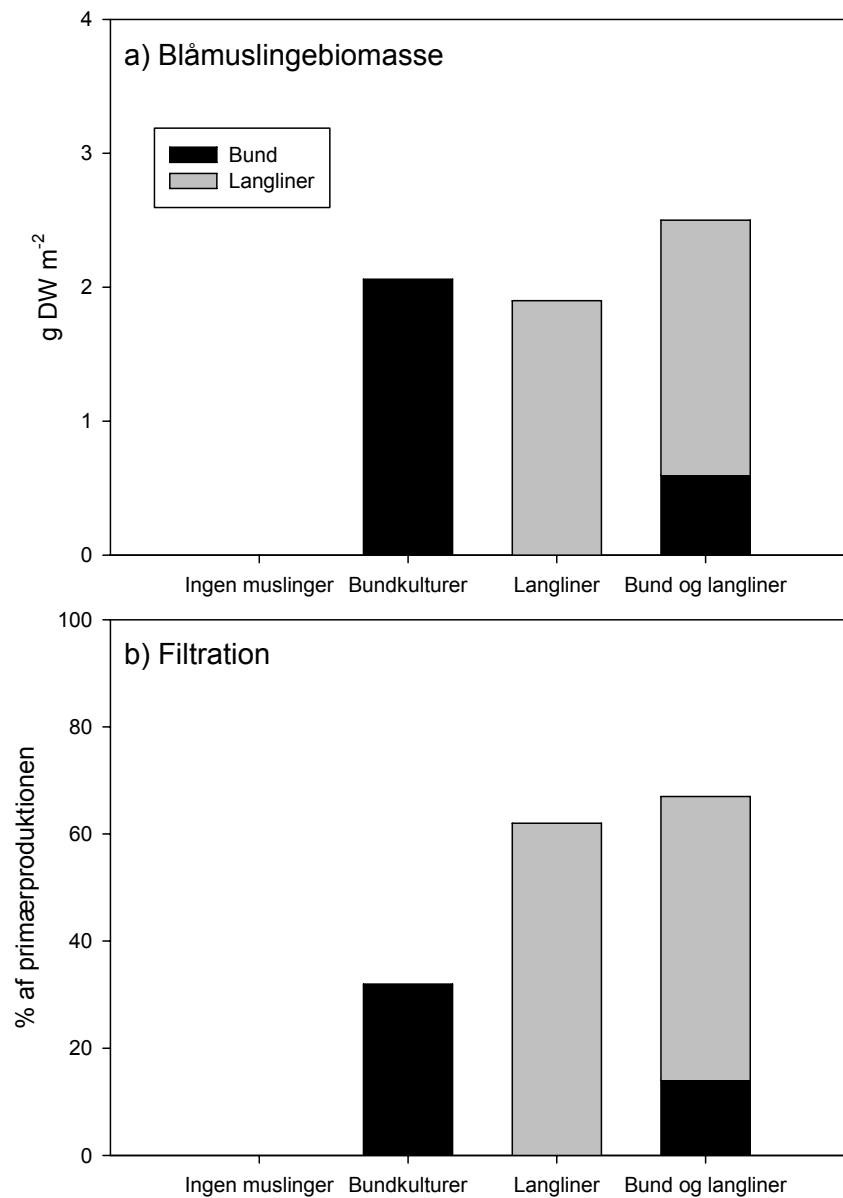
Figur 3.2.3. Sigtdybden (m) over en 5 års periode for de 4 modelscenarier og observationer 1999-2003.



Figur 3.2.4. Bundkoncentrationen af ilt for de 4 scenarier og observationer 1999-2003.

Samlet viser modelleringen, at den største effekt på de valgte indikatorer opnås ved at løfte muslingerne op i vandsøjlen. Selvom modellen kun er én-dimensional og der derved ikke tages højde for horisontale transporter kan det antages, at den relative forskel på placeringen af muslingerne for udviklingen i indikatorerne er

retvisende for fjordområder med lave strømhastigheder og dermed forholdsvis ringe horisontal udveksling.



Figur 3.2.5. Årligt gennemsnit af a) blåmuslingebiomassen og b) den realiserede filtration for de 4 scenarier.

4. Miljøkonsekvenser af produktion af muslinger

Produktion af muslinger har en række konsekvenser for miljøet udover de elementer, der er relateret til muslingernes filtration af fytoplankton og fjernelse af næringsalte ved høst eller fiskeri.

Konsekvenser af fiskeri eller kulturbankedyrkning er primært forbundet med brugen af skrabende redskaber og er detaljeret beskrevet fx i forbindelse med konsekvensvurdering af fiskeri i Natura 2000 områder (5). De primære konsekvenser relaterer til de skader redskabet påfører fjordbunden samt dens dyre- og planteliv, herunder betydningen for fjernelse af hårdt substrat, som kan være habitat for epifaunale organismer som makroalger og hårbundsfauna. Dertil kommer den fjernelse af potentielle fødeemner for fugle samt forstyrrelser over vand i forbindelse med fiskeriet.

Konsekvenser af opdræt af muslinger i vandsøjlen har tidligere været beskrevet på baggrund af udenlandske undersøgelser (3), som indtil for ganske nylig har været meget spredte og med langt fra entydige resultater. I områder, som Limfjorden, der i forvejen er stærkt eutrofierede, har der ikke været studeret konsekvenser for miljøet af muslingebrug og der har ikke været dokumenteret entydige effekter i disse områder. Nedenfor er samlet resultater fra en række forskellige, kun delvist publicerede, studier gennemført fra forskellige områder af Limfjorden, og med fokus på Skive Fjord. Desuden er der foretaget en analyse af regenereringstid for områder, der har været påvirket af opdræt af muslinger i vandfasen

4.1 Miljøkonsekvenser af opdræt af muslinger

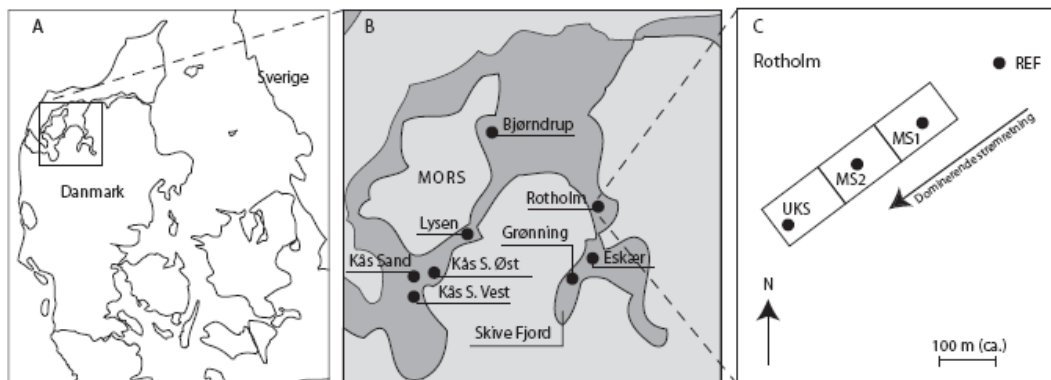
Opdræt af muslinger i vandfasen fører som beskrevet ovenfor til en forøget biomasse af muslinger pr. arealenhed. Muslingernes filtration og efterfølgende optagelse af suspenderet materiale vil resultere i en forøget arealspecifik fækaliproduktion. Dermed kan det forudsiges, at muslingeproduktion i vandfasen vil føre til lokalt (under opdrætsanlæggene) forøget sedimentation af materiale med et højt organisk indhold. Dette vil forventeligt resultere i en organisk berigelse af sedimentet med deraf følgende ændringer i sedimentets omsætningshastigheder, frigivelse af næringsalte og forbrug af ilt samt kemiske sammensætning. Størrelsen af den lokalt forøgede arealspecifikke sedimentation vil teoretisk afhænge af muslingeproduktionens størrelse og den potentielle spredning af de sedimenterende fækalier, som vil være bestemt af sedimentationshastigheden samt vanddybden og strømhastigheden i opdrætsområdet.

I eksperimentelle studier af fækalier fra danske blåmuslinger, er der fundet faldhastigheder varierede mellem 0,5 og 4,5 mm s⁻¹ med en gennemsnitlige hastighed på ca. 2 mm s⁻¹. Faldhastigheden var uafhængig af fækaliernes alder og den koncentration af alger muslingerne var blevet fodret med. Ligeledes blev det vist, at en lagdelt vandsøjle med et øvre lag på ca. 20 PSU og et nedre lag på ca. 30 PSU ingen signifikant effekt havde på faldhastigheden, og selve skillefladen påvirkede ikke eller kun i mindre grad fækaliernes faldhastighed (24). De målte faldhastigheder svarer til resultater fra studier fra New Zealand på fækalier fra *Perna canaliculus* (10). De fleste opdrætsanlæg i Limfjorden er placeret på vanddybder mellem 5-10 m. Fratrækkes undersænkning af strømperne og en strømpelængde på 2-3 m er der i de fleste brug mellem min. 1 m og max. 8 m faldedybde for fækalierne. Med en gennemsnitlig faldhastighed på 2 mm s⁻¹ vil det tage ca. 10-70 min for en fækalie at nå bunden fra den har sluppet muslingen. De fleste muslinger befinder sig på de fleste anlæg fra ca. 3-6 m dybde svarende til, at fækalierne opholder sig frit i vandsøjlen i ca. 15-40 min. I områder med middel strømhastighed på 4 cm s⁻¹ vil fækalierne kunne spredes 36-160 m. Med en middel strømhastighed på 10 cm s⁻¹ vil fækalierne kunne spredes 90-240 m. Det betyder, at for langt de fleste brug vil konsekvenserne af opdræt af muslinger i vandsøjlen i Limfjorden være begrænset til et forholdsvis lille nærområde omkring hvert enkelt anlæg. Dertil kommer, at vandsøjlen i mange af opdrætsområderne er lagdelt og at strømmen i de enkelte lag ofte ikke har samme retning og endda er modsat rettede (11). Sådanne forhold vil yderligere reducere spredningen af fækalier udenfor et snævert nærområde omkring opdrætsanlæggene. Modsat vil fragmentering af fækalierne som følge af fysisk påvirkning fra fx bølger lede til ændret sedimentationshastighed og kan dermed resultere i en større spredningsradius.

Undersøgelserne: I perioden 2005-07 er der i forskelligt regi foretaget en række feltundersøgelser under aktive opdrætsanlæg med forskellig produktionsvolumen, suppleret med 2 eksperimentelle studier af omsætningen af fækaliepiller i vandfasen og denitrifikationen i bunden. Feltundersøgelserne faldt i to dele:

1. En undersøgelse af årstidsvariation i sedimentationen og bentiske forhold ved et fuld skala produktionsanlæg i Riisgårde Bredning (figur 4.1.1 B, Rotholmen), hvor der blev målt både på stationer under forskellige afsnit af anlægget, hver især med forskellig biomasse af muslinger, samt på en referencestation udenfor anlægget (figur 4.1.1 C). Anlægget blev besøgt 5 gange fra 2005 til 2006.

2. En undersøgelse af geografiske forskelle i de bentiske forhold på 8 forskellige anlæg i foråret 2007 (figur 4.1.1 B) med en station under hvert anlæg og en referencestation udenfor anlægget.



Figur 4.1.1. Kort over Limfjorden (A), placeringer af de 8 opdrætsanlæg ved den geografiske undersøgelse i foråret 2007 (B) og skitse over opdrætsanlægget ved Rotholm med placeringer af de målestationer (C).

I Tabel 4.1.1 er vist de parametre, der blev analyseret for i feltundersøgelserne.

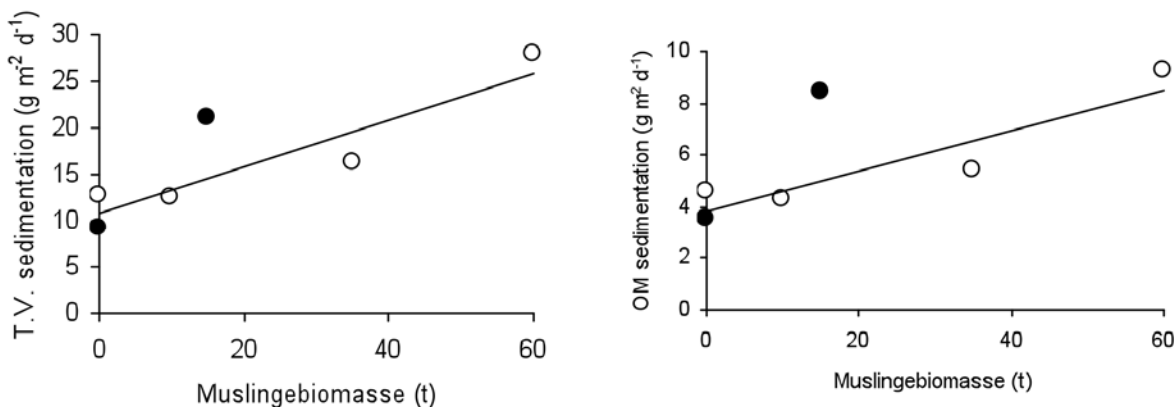
De eksperimentelle studier omfattede laboratoriestudier af omsætning af fækaliopiller frit suspenderet i vandsøjlen, samt betydningen af berigelse af sedimentet i Limfjorden med fækaliopiller for denitrifikationsprocesser.

Tabel 4.1.1. Oversigt over de parametre som blev målt i årstidsundersøgelsen (1) og den geografiske undersøgelse (2)

1: Årstidsvariation	Anlæg nr.: placering	Parametre
	65 Rotholmen, Riisgårde Bredning	Sedimentation: tørvægt (T.V.), organisk materiale (OM), partikulært organisk kulstof (POC), partikulært organisk nitrogen (PON), Total fosfor (TP) Sediment: organisk indhold (OM), partikulært organisk kulstof (POC), partikulært organisk nitrogen (PON), Total fosfor (TP), sulfidfront Fluxe: O_2 , NH_4^+ , $NO_3^- + NO_2^-$, PO_4^{3-} Denitrifikation
2: Geografiske variationer	Anlæg	Parametre
	65: Rotholm 91N: Bjørndrup 99: Eskær 102L: Lysen Bredning 102: Kås Bredning 112: Grønning strand 124: Kås Bredning 126: Kås Sand	Sedimentation: tørvægt (T.V.), organisk materiale (O.M.), partikulært organisk kulstof (POC), partikulært organisk nitrogen (PON), Total fosfor (TP) Sediment: Organisk indhold (OM), partikulært organisk kulstof (POC), partikulært organisk indhold (PON), total fosfor (TP), sulfidfront Fluxe: O_2 , NH_4^+ , PO_4^{3-}

Sedimentation: Sedimentationen blev fulgt intensivt i Riisgårde Bredning, og ekstensivt i den geografiske undersøgelse. I den intensive undersøgelse i Riisgårde Bredning under et anlæg - med fuld eller tilnærmelsesvis fuld udnyttelse af produktionskapaciteten - blev det påvist, at sedimentationsraten er påvirket af muslinge-produktionen og dennes variation over året og korrelerede positivt med muslinge-biomassen i anlægget (figur 4.1.2). Korrelationen mellem biomassen og sedimentationsrater indikerer, at biomassen kan bruges som en god tilnærmelse til at forudsige sedimentationen. Samtidig var der en høj sedimentation af identificerbare muslingefækalier under brugene. Hermed er det vist, at fækalierne sedimenterer hurtigt under brugene og at forøget samlet sedimentation kan tilskrives opdrætsanlægget. Sedimentationsraten varierede med årstiden og fulgte fødetilgængelighed hos muslingerne. Således var der om sommeren en højere sedimentation i forhold til muslinge-biomassen, sandsynligvis betinget af højere tilgængelighed af føde og større filtrations-hastighed om sommeren. I den geografiske undersøgelse var sedimenta-

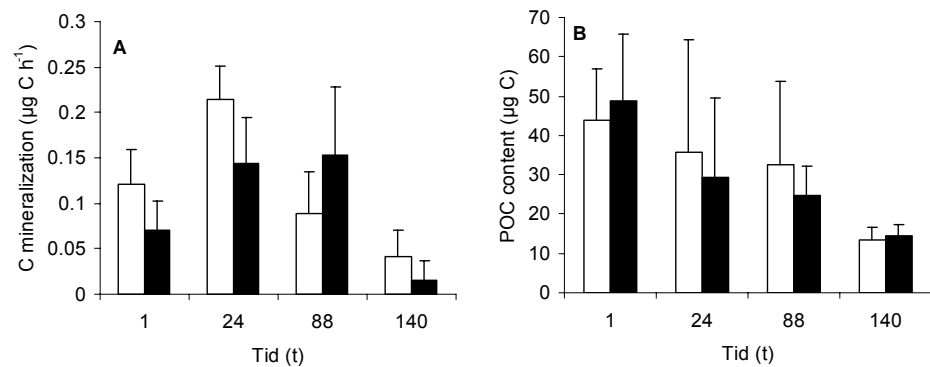
tionen under brugene højere sammenlignet med reference-stationer, men forskellen var kun i to tilfælde signifikant forskellige fra sedimentation på referencestationerne (4). Der er flere årsager til den manglende signifikante forskel mellem reference og opdrætsanlæg, hvoraf især den generelt lavere muslingeproduktion (sammenlignet med fuld produktion) på mange af de undersøgte anlæg samt den høje baggrundssedimentation i Limfjorden er betydende. Der er endvidere i undersøgelsen ikke taget højde for resuspension, ligesom varierende strømforhold også vil spille ind. Sammenfattende viser undersøgelserne, at opdræt af muslinger vil medføre forøget sedimentation under opdrætsanlæg og at denne vil være direkte relateret til produktionens størrelse. Sedimentationsrater er imidlertid ikke i sig selv tilstrækkelig følsomme til at detektere miljøpåvirkning som følge af den eutrofieringsbetingede høje baggrundssedimentation i Limfjorden samt hyppige tilfælde af resuspension.



Figur 4.1.2. Total og organisk materiale sedimentation i efteråret 05 (o) og sommeren 06 (●) som funktion af muslingebiomassen på linerne på opdrætsanlæg i Riisgårde Bredning. Data indikerer middel af 3 replikater.

Fækaliens iltforbrug i vandsøjlen og sediment: I et eksperimentelt studium af fækalielipiller (24) ses et højt iltforbrug af enkelt fækalier i vandsøjlen (figur 4.1.3), men med de målte faldhastigheder for fækalier og den relativt lave vanddybde i Limfjorden, vil lave opholdstider i vandsøjlen føre til en betydeligt mindre påvirkning af vandsøjlen sammenlignet med sedimentet. Beregninger af den totale omsætning i vandfasen og sedimentfasen viser, at vandfasen kun udsættes for ca. 5 % af den samlede påvirkning. Fragmentering af fækalier ved synkning i det naturlige miljø kan dog forlænge opholdstiden væsentligt. Det er således påvist (12), at fragmente-

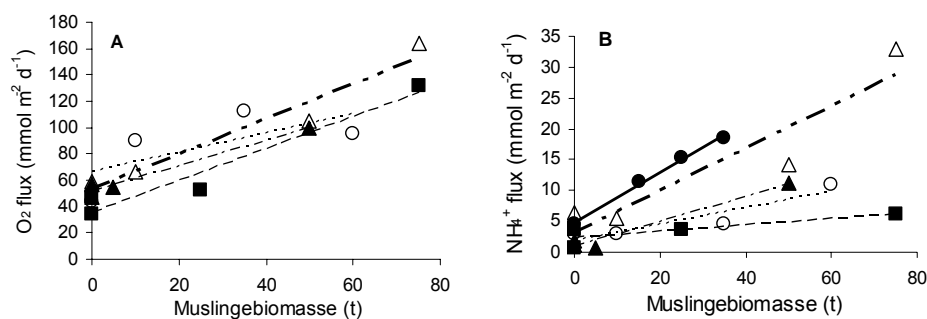
ring til mindre og langsomt faldende fækalier var den vigtigste reguleringsfaktor i den vertikale frigivelsesrate for copepodfækalier. Derfor må de laboriebaserede faldhastigheder betragtes som maksimum hastigheder (fx 13). Fækalierne gennemgik en lag-fase på 24 timer inden maksimal kulstofmineraliseringsrate blev opnået. Det kan skyldes en gradvis stigning i proteinindhold og bakterieantal indenfor de første timer, som er set hos muslingefækalier (14). Det efterfølgende fald efter 24 timer indikerer en gradvis frigivelse af labilt kulstof.



Figur 4.1.3. A: Kulstofmineralisering i vandfasen af fækalier beregnet ud fra iltoptaget, og B: POC indhold af enkelte fækalier (middel start vægt = 45 µg) med tiden fra 1 til 140 timer udskillelse. Hvide og sorte søjler indikerer hhv. *R. baltica* diæt og naturlig diæt. Hver søjle indikerer et gennemsnit af 8 – 13 fækalier ± SD.

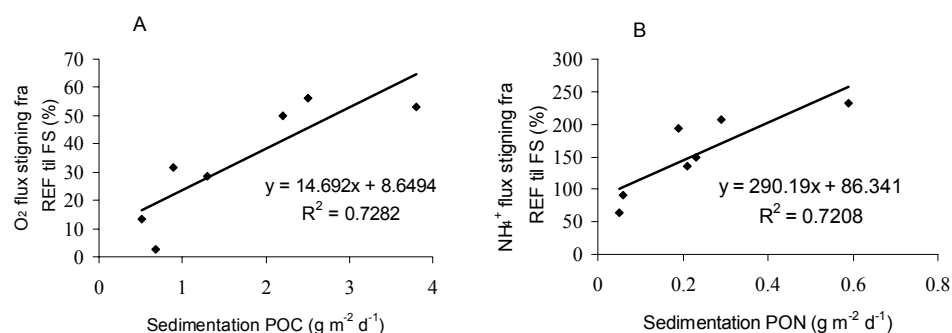
Sedimentets indhold af organisk materiale og sulfid: Såvel studier af årstidsvariation på et enkelt anlæg og den geografiske undersøgelse viste, at sedimentets organiske indhold (kulstof, kvælstof og total fosfor) ikke er følsomme parameter for måling af effekter af muslingeopdræt. Analyser af data fra opdrætternes lovpligtige egenkontrol udviser ligeledes manglende entydighed i resultaterne. Dette kan delvis tilskrives de varierende produktionsmængder på de enkelte anlæg, som kun i få tilfælde udnyttes fuldt ud, men ikke mindst det høje indhold af organisk materiale i Limfjordens sedimenter, gør det vanskeligt at bruge denne parameter. Derimod var sulfidfronten i sedimentet, målt ved sortfarvning af sølvpinde, generelt signifikant påvirket af muslingebrugene, og kan derfor betragtes som en god indikator for effekten af berigelse af sedimentet. Samtidig er sulfidfrontens placering en nem, hurtig og billig måde at monitorere sedimentets tilstand på (4).

Udveksling af stoffer mellem sediment og vandfase: Målinger af sedimentets iltoptagelse og udveksling med den ovenstående vandfase af næringsalte viste en tydelig og signifikant effekt af muslingeopdræt. Der var således tydelige indikationer på at sedimentets iltoptagelse var påvirket af muslingeopdræt (figur 4.1.4 A), hvilket er i overensstemmelse med de eksperimentelle studier af betydningen af tilførsel af fækalier til sedimentet på dets iltforbrug. Der var en positiv sammenhæng mellem muslingebiomassen og sedimentets iltoptagelse i Riisgårde Bredning. Dette betyder, at iltforholdene ved høj produktionsaktivitet forværres og evt. fører til iltsvind. Især i sommerperioden, hvor iltforholdene ofte er dårlige, kan situationen forværres under opdrætsanlæg. Der var også positive sammenhænge mellem muslingebiomassen og frigivelsen af ammonium (figur 4.1.4 B) og fosfat (data ikke vist). Opdræt forårsager således en stimulering af omsætningen i sedimentet og dermed en øget tilførsel af næringsalte til vandfasen ved stigende muslingeproduktion. Den forøgede frigivelse fra bunden under opdrætsanlæg vil kunne stimulere primærproduktionen i perioder, hvor denne er næringssaltbegrænset, hvilket den generelt er i sommerperioden (15).



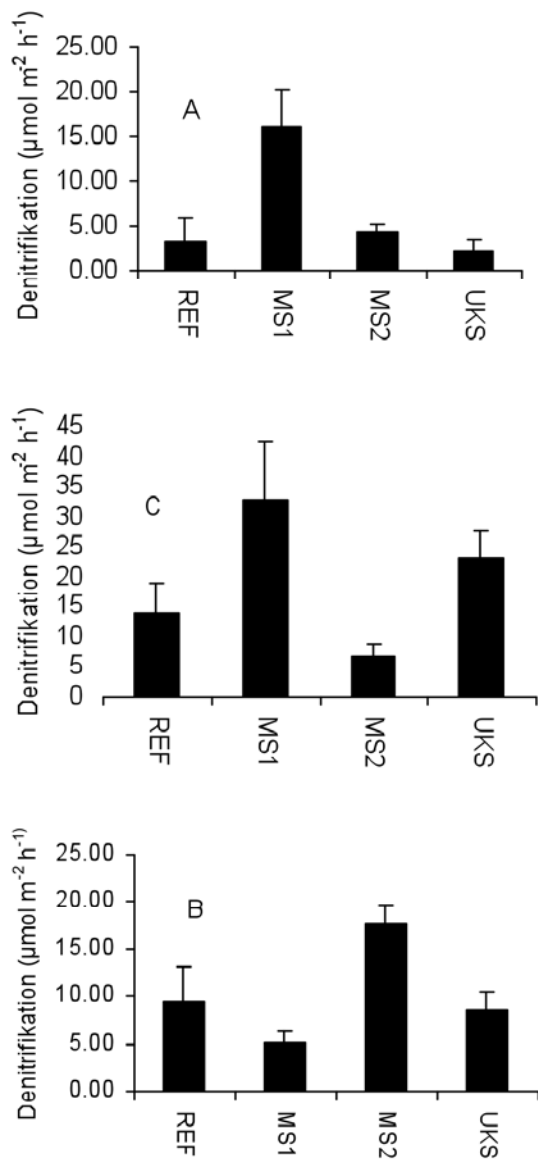
Figur 4.1.4. A: O₂ optag og B: NH₄⁺ fluxe målt om sommeren 2005 (Δ), efteråret 2005 (○), vinter 2005 (■), foråret 2006 (▲) og sommeren 2006 (●) som funktion af muslingebiomasse på linerne i Riisgårde Bredning. Data indikerer et gennemsnit af 3 replikater.

Den geografiske undersøgelse viste positive sammenhænge mellem sedimentationsrater og sedimentets iltoptagelse (sedimentation organisk kulstof, figur 4.1.5 A) og frigivelse af ammonium (sedimentation organisk kvælstof, figur 4.1.5 B). Frigivelsen af ammonium var den mest følsomme parameter og frigivelsesrater var højere end observeret i tilsvarende udenlandske undersøgelser fra fx Canada og New Zealand (16, 17), hvilket hænger sammen de eutrofierede forhold i Limfjorden med ofte ringe iltforhold om sommeren, der forhindrer fjernelse af ammonium via denitrifikation.



Figur 4.1.5. A: Stigning i optag af O₂ under bruget sammenlignet med referencestation som funktion af den partikulære organiske kulstof (POC) sedimentation ved 8 muslingebrug i Limfjorden. B: Stigning i ammonium (NH₄⁺) fluxen under bruget sammenlignet med referencestation som funktion af den partikulære organiske nitrogen (PON) sedimentation. Data indikerer et gennemsnit af 3 replikater.

Denitrifikation: Undersøgelser af denitrifikation i sedimentet bekræfter, at denitrifikationen påvirkes af øget belastning med organisk materiale. Denitrifikationen er således højest under muslingebruget i alle perioder, dog med en variation mellem de forskellige stationer (figur 4.1.6). Der er således ingen klar sammenhæng mellem sedimentationsrater og denitrifikationen, eller nogle af de andre statistiske parametre. Det kan skyldes, at de biogeokemiske målinger afhænger af forholdene over en længere periode frem for at være et øjebliksbillede indenfor et døgn eller to. At denitrifikationen bliver stimuleret ved tilførsel af muslingefækalier blev understøttet af en laboratorieundersøgelse, hvor tilsætning af fækalier, der svarer til ca. 1 dag og 2 dages sedimentation, førte til en kraftig forøget denitrifikation (resultater ikke vist).



Figur 4.1.6. Denitrifikation målt ved opdrætsanlægget i Riisgårde Bredning om A) sommeren 2006, B) efteråret 2006 og C) foråret 2007. Data indikerer middel af 5 replikater \pm standardafvigelse.

Sammenfattende viser feltundersøgelserne og eksperimenterne, at miljøeffekter af muslingeopdræt varierer med årstid og lokale forhold, som igen påvirkes af komplekse interaktioner mellem bl.a. opdrætspraksis, årstidsbaseret fødetilgængelighed for muslingerne, den naturlige sedimentation og vandtemperatur som påvirker de biogeokemiske processer. Sedimentet, som er muslingefækaliernes "endestation", påvirkes mest af muslingeopdræt. Den høje faldhastighed af muslingefækalier og fundet af intakte muslingefækalier i sedimentfælderne tyder på, at miljøeffekter er lokale, lige under eller tæt på selve opdrætsanlægget. Dog må de laboratoriebaserede faldhastigheder betragtes som maksimale, og turbulens og fragmentering af fækalierne under naturlige forhold kan forsinke sedimentationen, og øge betydningen af omsætning i vandfasen og sprede fækalierne over større områder. Sammenlignet med udenlandske undersøgelser i Canada (16), Italien (18), Sverige og New Zealand (17) giver undersøgelserne i Limfjorden generelt sammenlignelige resultater, dog med nogle væsentlige forskelle. Sammenlignet med de nævnte undersøgelser er påvirkningerne i Limfjorden mere afhængige af årstiden, og især for frigivelse af næringssalte om sommeren. Dette forhold kan sandsynligvis tilskrives den lave vanddybde og forholdsvis lave udskiftning af vandet, som forøger årstidsvariationen i vandtemperaturen sammenlignet med andre studier. Det fører også til lave iltkoncentrationer i bundvandet, som har betydning for frigivelsen af næringssalte. Målt i rater er de i Limfjorden målte rater om sommeren nogle af de højest målte, mens de i vinterperioden er sammenlignelige med resultater fra de øvrige studier.

Limfjorden er eutrofieret og konsekvenser af muslingeopdræt på det benthiske system kan bedst påvises ved at kvantificere ved procesmålinger (fluxe) af ilt og næringssalte under et opdrætsanlæg sammenlignet med en referencestation ca. 200 m væk fra anlægget. Effekterne er størst om sommeren. Den øgede frigivelse af næringssalte under opdrætsanlæggene kan bidrage til en øget primærproduktion, fx om sommeren hvor dele af Limfjorden er N-begrænset, og påvirke økosystemet i en negativ retning, fx gennem en opblomstring af giftige alger. Derudover kan en ophobning af sulfid, som er giftig for levende organismer, i sedimentet føre til tab af bunddyr. Endelig kan øget iltoptagelse evt. førende til iltsvind under brug, betyde negative effekter på muslingerne på opdrætsanlægget. De observerede effekter på sedimentet er begrænset til området lige omkring brugene og frigivelsen af næringssaltene N og P skal sammenlignes med lignende events i forbindelse med iltsvind, hvor der ses en stor frigivelse af N og P til vandfasen (19). Frigivelsen af N og P ved etablering af 6-12 muslingebrug i Skive fjord vil være begrænset sammenlignet med den del af fjorden, som rammes af iltsvind hvert år. Frigivelsen af næ-

ringssalte vil således være af mindre betydning for den samlede bentiske-pelagiske kobling i fjorden.

Effekterne under anlæggene er således entydige, men skal ikke desto mindre ses i relation til, at sedimentationen i de bassiner, som opdrætsanlæg er placeret i, generelt vil blive reduceret udenfor anlæggene som følge af muslingernes filtration af partikulært materiale. Dermed tilføres der for størstedelen af bassinet mindre iltforbrugende materiale til bunden og dermed mindskes risikoen for iltvind og de andre dokumenterede effekter af organisk berigelse. Størrelsen af den reducerede risiko vil afhænge af mange forhold som anlæggenes placering, advektiv transport til og fra området, primærproduktionens størrelse og antal og størrelse af opdrætsanlæggene.

4.2 Regenerering af sedimenter under opdrætsanlæg

Som beskrevet ovenfor er det svært at dokumentere en berigelse af sedimenterne i Limfjorden, specielt i de finkornede organisk rige sedimenter. Det kan skyldes den store pulje af organisk stof i disse sedimenter, som skygger for bidraget fra muslingedyrkning. Dette understøttes af en stimulering af sedimentets mineralisering, som tydeligt viser en påvirkning af sedimenterne. Flere studier har vist, at sedimentets organiske indhold ikke er en særlig følsom parameter til måling af påvirkning fra havbrug og muslingebrug (16, Holmer et 2007), mens sedimentationen er en væsentligt mere følsom parameter, idet den repræsenterer det labile materiale, som giver ophav til forøget mineralisering i sedimentet. Således er der set sammenhæng med procesrater i sedimentet (iltoptagelse, næringssaltregenerering og sulfatreduktion) (21) og sedimentationsrater og tilsvarende mellem mortalitet af havgræsser og sedimentationsrater (22). Ved beregning af tid til regenerering af sedimenter efter muslingedrift er vi derfor gået ud fra målte sedimentationsrater og sedimentets kapacitet til at omsætte organisk stof, og har set bort fra sedimentets (manglende) akkumulering af organisk stof. Der er en del forbehold ved disse beregninger, som vi vil komme nærmere ind på herunder, men vi vurderer, at der er tale om langt bedre estimater end der ellers eksisterer i litteraturen p.t.

Målinger af sedimentationshastigheder er forbundet med en række usikkerheder såsom vejrforholdene umiddelbart før og under prøvetagning, hvor fx en kraftig storm kan betyde forøget resuspension af sediment, og dermed forøge sedimentationen, men omvendt kan det også forøge strømhastigheder og transportere mate-

rialet bort fra lokaliteten. Sedimentationshastigheder fra detaljerede studier af sedimentation i Riisgårde Bredning under et fuld skala kommercielt anlæg beregnet på produktion af ferske muslinger til det hollandske marked og med en stående biomasse op til 300 tons viste en positiv korrelation med muslingebiomassen, og følger dermed et forventet forløb. Vi har til de videre beregninger valgt et konservativt estimat og har anvendt efterårsmålingerne til beregningerne. Flere sedimentationsmålinger er nødvendige for at afdække årstidsvariationer. Sedimentets iltoptagelse er målt 4 gange i løbet af året i 3 sektioner under muslingebruget. Sedimentets iltoptagelse går dels til bundfaunaens respiration (sedimentet er inkuberet med eksisterende, om end sparsom fauna), den mikrobielle respiration samt reoxidation af reducerede forbindelser (mangan, jern og sulfid). Under opbygning af iltgæld i sedimentet vil sedimentets iltoptagelse underestimere iltforbruget til oxidation af kulstof, mens der er i perioder med indfrielse af iltgælden vil være et større iltforbrug. Da iltoptagelsesmålingerne er jævnt fordelt over året og dækker såvel perioder med opbygning og indfrielse af iltgæld vurderer vi, at fejlen ved at anvende iltoptagelsen til estimat af omsætningen af organisk materiale er begrænset. Der er stor forskel i iltoptagelsen mellem de 3 sektioner med højt iltforbrug under midten af bruget (op til 3 gange højere) og af aftagende mod yderkanterne. Sæsonvariation i de 3 sektioner var mindre end forventet ud fra de observerede ændringer i vandtemperaturen, hvilket tilskrives det generelt høje organiske indhold i Limfjordssedimenter, som stimulerer den mikrobielle omsætning året rundt.

Ud fra resultaterne for sedimentationen og sedimentets iltforbrug samt kendskab til biomassen af muslinger over året har vi beregnet den årlige sedimentation og det årlige iltforbrug i de 3 omtalte sektioner af muslingebruget (se Figur 4.1.1). Sedimentationen er estimeret på baggrund af muslingebiomassen i de enkelte sektioner. Akkumuleringen af fækalier i sedimentet er herefter beregnet som forskellen mellem sedimentationsraten på en referencestation og under anlægget fratrukket den del som omsættes i sedimentet ved bakteriel og fauna aktivitet, målt som det totale iltforbrug. Den del af sedimentationen som omsættes, er beregnet ud fra antagelsen at 1 mol kulstof oxideret kræver 1 mol ilt samt, at 50% af det organiske indhold i sedimentationen består af organisk kulstof. Ud fra disse målinger er akkumuleringen af organisk stof pr. års drift af muslingebruget beregnet, og vi har lavet et scenario med op til 10 års produktion. Herefter er tiden for regenerering af sedimentet under bruget beregnet som funktion af produktionsperioden på lokaliteten. Fuld regenerering af sedimentet sættes til tiden, hvor det organiske stof er omsat. Her er det antaget, at iltoptagelsen forbliver på et niveau, som målt i de 3 sektioner ved aktiv produktion, hvilket med stor sandsynlighed er et overestimat, idet

iltoptagelsen vil afhænge af kvaliteten af det organiske materiale. Da fækaler er mere labile, og dermed har højere kvalitet end naturlig sedimentation, vil iltoptagelsen falde over tid efterhånden som labiliteten af det organiske materiale falder. Der er dog en række parametre som kan forøge omsætningen, bl.a. ved en reetablering af den bentiske fauna, og en øget erosion af sedimentet, når bruget fjernes, kan ligeledes mindske akkumuleringen.

Disse beregninger viser, at det tager 2,4 år at opnå referencetilstande efter 1 års produktion og 10 gange så lang tid efter 10 års produktion. Andre undersøgelser af regenerering af havbrugssedimenter viser langt hurtigere fjernelse af sedimentets organiske puljer – typisk under 1 år. Bundfaunaen vil dog ofte være påvirket i op til flere år, specielt i områder, der kun i mindre grad er udsat for andre belastninger, som for eksempel eutrofiering, idet en følsom bentisk fauna vil blive kraftigt påvirket af den organiske berigelse. Problemet med disse undersøgelser er, at de udelukkende baserer deres konklusioner på observationer af det organiske indhold i sedimentet, og ikke på processer og rater. De længerevarende modifikationer af bundfaunaen tyder på at sedimenterne stadig er påvirkede. Vi finder ingen signifikante effekter på sedimentets organiske indhold, og det er kun fordi vi måler på mere følsomme parametre som sedimentation og iltoptagelse er der kan måles effekter af muslingebruget. Sammenholdes sedimentation og iltoptagelse under muslingebruget med referencestationen er de beregnede regenereringstider knapt så overraskende. Vores beregninger viser, at der akkumuleres en betragtelig mængde af organisk stof i sedimentet med den nuværende produktion i vandfasen. Sedimentet omsætter "kun" omkring 20% af det tilførte organiske materiale, mens resten akkumuleres og dermed bidrager til det høje organiske indhold i disse sedimenter. Den naturlige akkumulering er i samme størrelsesorden som sedimentationen af fækaler under Sektion 2, og vores beregninger viser således, at det vil tage 2 år at omsætte dette organiske materiale som sedimenterer naturligt, hvis produktionen i vandfasen og dermed sedimentationen ophørte.

Den afgørende forskel i regenereringen af sedimentet under muslingebrug afhænger derfor i langt højere grad af ændringer i labilitet i materialet over tid sammenlignet med naturlige forhold på en reference station. Så længe materialet har en høj labilitet vil det give ophav til en stimuleret iltoptagelse og mineralisering i sedimentet med risiko for iltsvind og reducerede forhold i sedimentet og evt. overliggende vandsøjle. Forsøgene med fækaliepiller viser, at labiliteten af fækaler aftager meget hurtigt ved nedbrydning i vandfasen. Der ses en eksponentiel aftagen i hastigheden af mineraliseringen indenfor den første uge, og tilsvarende reduceres ind-

holdet af organisk kulstof i fækaliopillerne med 70% i samme periode. Hvis vi antager, at disse ændringer i labilitet sker efter samme model i sedimentet og samtidig antager at den beregnede akkumulering af organisk stof udelukkende består af fækaliopiller, vil sedimenterne være regenereret på mindre end 20 dage ved 1 års produktion og på mindre end 34 dage ved 10 års produktion. Disse tal er dog med stor sandsynlighed underestimerede, idet hastigheden af mineraliseringen vil være mindre i sedimentet som følge af lavere ilttilgængelighed og mindre diffusion. Forsøgene viser tillige, at der er en rest fraktion af organisk stof i fækaliopillerne, som omsættes væsentligt langsommere. I fækaliopillerne var den mikrobielle aktivitet meget lav, nær detektionsgrænsen, efter 7 dage, hvor der stadig var 30% af det organiske kulstof tilbage. Hvis vi herefter går tilbage til de oprindelige beregninger og i stedet for de aktuelle sedimentationsrater antager at de første 70% af sedimentation omsættes umiddelbart ved sedimentation, og antager at de 30% begravnes i sedimentet og omsættes ved de målte iltoptagelsesrater fås regenereringstider på 0,7 og 8 år for henholdsvis 1 og 10 års produktion på lokaliteten. Selvom disse beregninger er foretaget på baggrund af kommerciel produktion af muslinger, der har lavere høstet biomasse pr anlæg sammenlignet med, hvad der forventes på kompensationsanlæg, så er muslingernes opholdstid på anlæggene længere til kommerciel produktion og i højere grad gennem sommermånedene, så de beregnede regenereringstider antages at være dækkende også for kompensationsopdræt.

5. Sammenfatning

Med Miljømålsloven er der sket et paradigmeskift i dansk marin naturforvaltning fra effektmonitoring i relation til opnåelse af intentionerne i vandmiljøplanerne til tilstandsmonitoring i vandrammedirektivet og habitatdirektivet. Dette paradigmeskift er indtil videre kun operationaliseret i form af nogle få indikatorer som ålegræssets dybdegrænse og koncentrationer af klorofyl. Som vist i modelleringen af Skive Fjord kan tilstedeværelse i danske fjorde af filtrerende organismer som muslinger dermed få stor betydning for om den ønskede tilstand opnås. Massiv fjernelse af muslingebiomassen, fx i form af omfattende iltsvind, vil således lede til forværrede forhold for betydende indikatorer som koncentrationen af klorofyl og vandets klarhed. Ligeledes kan tilstanden forbedres yderligere ved at løfte biomassen op i vandsøjlen, hvor muslingerne i højere grad vil være i kontakt med det suspendede partikulære materiale.

Omfanget af muslingeproduktion i Skive Fjord som eneste virkemiddel kan ikke endeligt bestemmes, da de specifikke reduktionskrav ikke pt. er kendte, men muslingeproduktion er under alle omstændigheder primært tænkt som et supplerende virkemiddel. Hvis der arbitrært og som illustration tages udgangspunkt i en produktion på 8.000 t muslinger svarer det til en fjernelse på ca. 52-80 t kvælstof og ca. 4,8 t fosfor i afhængighed af produktionsform. De praktiske implikationer vil afhænge af valg af produktionsform. Fiskeri er allerede kendt fra Skive Fjord og vil ikke kræve yderligere tiltag eller investeringer for at kunne blive effektueret. Imidlertid har fiskeriudbyttet været meget variabelt i den seneste dekade og hyppige forekomster af omfattende iltsvind gør det vanskeligt at planlægge en produktion og dermed en næringssaltfjernelse. Endvidere vil fiskeriet skulle tilrettelægges således, at det ikke reducerer bestanden i Skive Fjord udover dens bæreevne. Opdræt på kompensationsanlæg af 8.000 t muslinger vil forventeligt fordrø etablering af i størrelsesordenen 6-12 anlæg. Omkostningerne herved er ikke kendte for nærværende og der vil ligeledes skulle etableres faciliteter til anvendelse af de kompensationsopdrættede muslinger.

Miljøkonsekvenserne af kompensationsproduktion af muslinger vil ligeledes variere med produktionsform. For begge former må det antages, at produktionsformen ikke kan finde sted i områder med forekomst af ålegræs, idet begge produktionsformer kan forventes at have skadelige effekt på ålegræssets overlevelse. I Skive Fjord er der udenfor de laveste vanddybder kun i begrænset omfang hårdt substrat og det kan antages, at begge produktionsformer vil påvirke evt. makroalgeproduktion negativt, men denne forventes lille som følge af begrænset substrat. Fiskeri vil påvirke bunden i kraft af det slæbende redskab. Skader på selve bunden og sedimentets

struktur såvel som betydningen af skrabning for frigivelse af næringsalte i lavvandede områder med hyppig resuspension af sedimentet kan antages at være af mindre betydning (23). Derimod vil skrabningen have betydelig effekt på både den epifaunale og infaunale fauna (ref, notat). Varigheden af effekten på bundfaunaen er svær entydig at fastslå for eutrofierede områder som Skive Fjord, men det kan antages, at der vil være regenereringstider på >4 år. Opdrætsanlæg vil medføre påvirkning af sedimenterne og føre til øgede remineraliseringshastigheder, øget denitrifikation, øget iltforbrug lokalt, og ændringer i sedimentets kemiske sammensætning. Dertil kommer dokumenterede effekter på bundfaunaen i form af reduktion i både artsrigdom og biomasse (11). Regenerering af sedimentet efter opdræt vil afhænge af gennem hvor lang tid, og hvor store biomasser der er blevet produceret på anlægget. Det kan antages at bundfaunaen regenereres forholdsvis hurtigt som følge af den sparsomme diversitet i Skive Fjord generelt, mens det tager længere tid at få den organiske pulje omsat, i størrelsesordenen samme antal år, som der har været muslingeproduktion. En sådan sammenligning af effekter og potentielle regenereringstider er ikke nødvendigvis ligefrem, fordi påvirkningen er vidt forskellige i natur og økosystemet i fx Skive Fjord i forvejen er forstyrret. Dertil kommer, at et langt mindre areal vil blive berørt af opdræt sammenlignet med fiskeri, både som følge af den 4-8 gange større arealspecifikke produktion i opdrætsanlæg sammenlignet med fiskeri og fordi fiskeriet ikke kan fiske på samme arealer hvert år, men vil skulle rotere mellem forskellige arealer med intervaller af 2-3 år i afhængighed af rekrutteringen og graden af udtynding. Optimering af fiskeri gennem et planlagt udtyndingsfiskeri vil muligvis kunne reducere behovet for rotation, men dette vil skulle udvikles før det er operativt.

Konklusionerne i denne rapport er forbundet med nogen usikkerhed, da modelresultaterne er fremkommet ved 1D-modellering. Dermed er der ikke taget højde for de advektive transporter, som er betydende for tilførsel af bundvand til Skive Fjord. Ligeledes vil interaktionen med bestande af muslinger på lavt vand ikke være repræsenteret i modelforudsigelsen. Den relative betydning af tilstedeværelse af muslinger og deres placering i vandsøjlen kan dog konceptuelt og kvalitativt anses for dækkende uanset om de kvantitative forudsigelse er entydigt dækkende.

På en række punkter mangler der derudover viden for at kunne operationalisere produktion af muslinger til at være et virkemiddel. For opdræt vil det være nødvendigt med udvikling af en lavintensiv produktionsform med et mindre personaleforbrug i forhold til kommerciel opdræt for at virkemidlet er økonomisk bæredygtigt, herunder skal anvendelse af de kompensationsopdrættede muslinger indgå i udvik-

lingen. For produktion på bunden vil skrabningen muligvis kunne reduceres gennem udvikling af en egentlig produktionsstyring baseret på en tæt overvågning af den naturlige bestands udvikling, evt. suppleret med genudlægning eller omplantning af muslinger fra iltvindsramte områder. Under alle omstændigheder vil mere omfattende studier, herunder udvikling af økonomiske beregninger og managementmodeller, være nødvendige for, at produktion af muslinger kan indgå som virkemiddel til opnåelse af god økologisk tilstand.

6. Referencer


1. Schou, J.S., B. Kronvang, K. Birr-Pedersen, P.L. Jensen, G.H. Rubæk, U. Jørgensen & B. Jacobsen 2007. Virkemidler til realisering af målene i EUs Vandrammedirektiv - Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. Faglig rapport fra DMU nr. 625. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 129 pp.
2. Hart, R. 2003. Dynamic pollution control—time lags and optimal restoration of marine eco-systems. *Ecol. Econ.* 47: 79-93.
3. Fødevareministeriet 2004. Muslingeudvalget. Rapport II. Beskrivende afsnit samt bilag.
4. Carlsson, M.S. M. Holmer & J.K. Petersen 2009. Seasonal and spatial variation of benthic impacts of mussel long-line farming in a eutrophicated Danish fjord, Limfjorden. *J. Shellfish Res.* 28 (4): 791-801.
5. Dolmer, P., L.K. Poulsen, M. Blæsbjerg, P.S. Kristensen, K. Gertner, M. Christoffersen & N. Holm 2009. Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger i Lovns Bredning 2009/2010. Notat DTU-Aqua
http://www.aqua.dtu.dk/upload/dfu/muslinger/konsekvensvurdering_lovns_bredning_2009_2010_final.pdf
6. Lissner, J., M. Laursen, J. Deding, B. Jensen, F. Larsen, E.-M. Platz, S.Å. Bendtsen, F. Andersen, M. Pécseli & C. Jensen 2004. Vandmiljø i Limfjorden 2003. Limfjordsovervågningen
<http://www.limfjord.dk/rapporter/vandmiljo2003/Limfjorden%202003.pdf>
7. Maar, M., K. Timmermann, J.K., Petersen, K. Gustafsson & L.M. Storm 2010. A model study of the regulation of blue mussels by nutrient loadings and water column stability in a shallow estuary, the Limfjorden. *J. Sea Res.* in press.
8. Petersen, J.K., J.W. Hansen, M.B. Laursen, P. Clausen, J. Carstensen & D.J. Conley 2008: Regime shift in a coastal marine ecosystem. *Ecol. Appl.* 18 (2): 497-510.
9. Olesen, B. 1996. Light attenuation and eelgrass depth distribution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 134: 187-194.
10. Giles, H. & C.A. Pilditch 2004. Effects of diet on sinking rates and erosion thresholds of mussel *Perna canaliculus* biodeposits. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 282: 205–219.
11. Tørring, D., M. Gramkow, C. Fomsgaard, S. Redeker, L.E. Holtegaard, A.S. Freudendahl, J.K. Petersen, M.S. Carlsson, P. Dolmer, H.T. Christensen & P.S. Kristensen 2008. Blåmuslingeprojekt fase 3 - Integration og op-

timering af produktionsformer. Rapport fra DSC.

<http://www.skaldyrcenter.dk/idd277.asp>

12. Iversen, M.H. & L. Poulsen 2007. Coprorhexy, coprophagy, and coprochaly in the copepods *Calanus Helgolandicus*, *Pseudocalanus elongates*, and *Oithona similis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 350: 79-89.
13. Ploug, H., M.H. Iversen & G. Fischer 2008. Ballast, sinking velocity, and apparent diffusivity within marine snow and zooplankton fecal pellets: Implications for substrate turnover by attached bacteria. Limnol. Oceanogr. 53: 1878-1886.
14. Fabiano, M., R. Danovaro, E. Olivari & C. Misic 1994. Decomposition of faecal matter and somatic tissue of *Mytilus galloprovincialis*: changes in organic matter composition and microbial succession. Mar. Biol. 119: 375–384.
15. Markager, S.S., L.M. Storm & C. Stedmon, 2006, Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003: Sammenhæng mellem næringsstofflørsler, klima og hydrografi belyst ved empiriske modeller, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet (Faglig rapport fra DMU).
16. Grant, J., A. Hatcher, D.B. Scott, P. Pocklington, C.T. Schafer & G.V. Winters 1995. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. Estuaries 18: 124-144.
17. Giles, H., C.A. Pilditch & D.G. Bell 2006. Sedimentation from mussel (*Perna canaliculus*) culture in the Firth of Thames New Zealand: Impacts on sediment oxygen and nutrient fluxes. Aquaculture 261: 125-140.
18. Nizzoli, D., D.T. Welsh, E.A. Fano & P. Viaroli 2006. Impact of clam and mussel farming on benthic metabolism and nitrogen cycling, with emphasis on nitrate reduction pathways. Mar. Ecol. Prog. Ser. 315: 151–165.
19. Holmer, M., N. Ahrensberg & N.P. Jørgensen 2003. Impacts of mussel dredging on sediment dynamics in an eutrophic Danish fjord. Chem. Ecol. 19: 343-362.
20. Holmer, M., N. Marbà, E. Diaz-Almela, C.M. Duarte, M. Tsapakis & R. Danovaro 2007. Sedimentation of organic matter from fish farms in oligotrophic Mediterranean assessed through bulk and stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) analyses. Aquaculture 262:268-280.
21. Holmer, M., M. Argyrou, T. Dalsgaard, R. Danovaro, E. Diaz-Almela, C.M. Duarte, M. Frederiksen, I. Karakassis, N. Marbà, S. Mirto, M. Pérez, A. Pusceddu & M. Tsapakis 2008. Effects of fish farm waste on *Posidonia oceanica* meadows: synthesis and provision of monitoring and management tools. Mar. Pollut. 56:1618-1629.

22. Diaz-Almela, E., E. Alvarez, R. Santiago, N. Marbà, M. Holmer, T. Grau, R. Danovaro, M. Argyrou, Y. Karakassis & C.M. Duarte 2008. Benthic inputs as predictors of seagrass (*Posidonia oceanica*) fish farm-induced decline. *Mar. Pollut.* 56:1332-1342.
23. Petersen, J.K. & P. Dolmer 2008. Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. Notat til By- og Landskabsstyrelsen.
24. Carlsson, M.S., R.N. Glud & J.K. Petersen 2010. Degradation of mussel (*Mytilus edulis*) fecal pellets released from hanging long-lines upon sinking and after settling at the sediment. *Can. J. Aquat. Fish. Sci.*, in press.



Miljøministeriet
By- og Landskabsstyrelsen
Haraldsgade 53
2100 København Ø

Telefon 72 54 47 00
blst@blst.dk
www.blst.dk