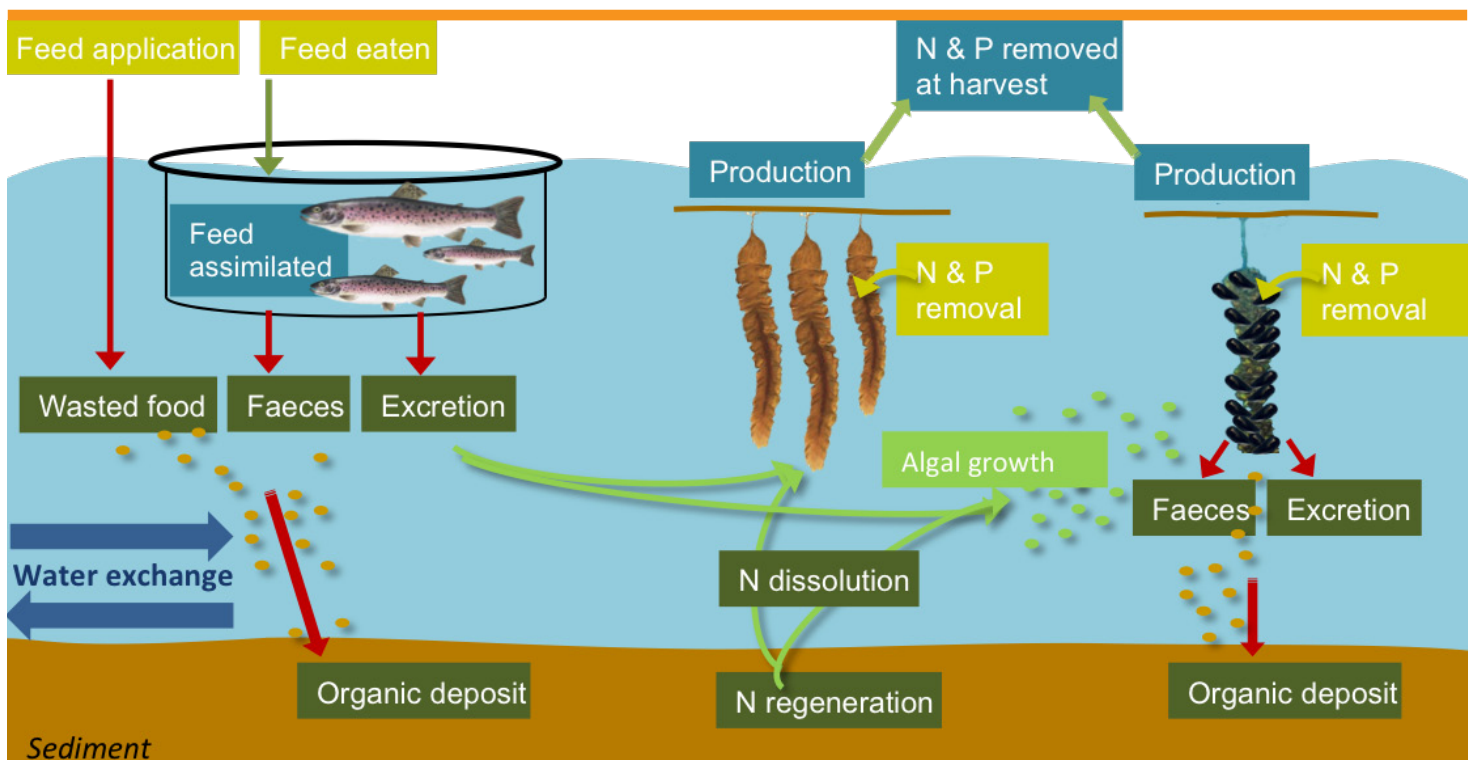


# Samtidigt opdræt af blåmuslinger og tang i forbindelse med havbrug



DTU Aqua-rapport nr. 297-2015  
 Af Pernille Nielsen, Camille Saurel og  
 Anne Johanne Tang Dalsgaard

# Samtidigt opdræt af blåmuslinger og tang i forbindelse med havbrug

**DTU Aqua-rapport nr. 297-2015**

Af Pernille Nielsen, Camille Saurel og Anne Johanne Tang Dalsgaard

Projektet er støttet af Den Europæiske Hav- og Fiskerifond  
og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.



**Den Europæiske Union, Den Europæiske Hav- og Fiskerifond.  
Vi investerer i hav og fisk**

Den Europæiske Hav- og Fiskerifond: [http://ec.europa.eu/fisheries/cfp/emff/index\\_da.htm](http://ec.europa.eu/fisheries/cfp/emff/index_da.htm)

## **Samtidigt opdræt af blåmuslinger og tang i forbindelse med havbrug**

DTU Aqua-rapport nr. 297-2015

December 2014

Af Pernille Nielsen, Camille Saurel og Anne Johanne Tang Dalsgaard

Reference: P. Nielsen, C. Saurel & A.J.T. Dalsgaard. Samtidigt opdræt af blåmuslinger og tang i forbindelse med havbrug. DTU Aqua-rapport nr. 297-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 25 pp.

Forside: Grafik af Camille Saurel.

Udgivet af: Institut for Akvatiske Ressourcer, Jægersborg Allé 1, 2920 Charlottenlund

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

ISSN: 1395-8216

ISBN: 978-87-7481-207-4 (elektronisk udgave)

## Indholdsfortegnelse

1.	Indledning .....	4
2.	Udledninger af næringsstoffer fra havbrug.....	6
3.	De økologiske principper bag muslinge- og tangkompensationsopdræt .....	10
4.	Fjernelse af kvælstof og fosfor ved kompensationsopdræt af muslinger og tang.....	11
5.	Produktionsmængde og arealeffektivitet ved kompensationsopdræt af muslinger .....	14
6.	Effekter af kompensationsopdræt af muslinger og tang.....	16
6.1	State of the art.....	16
6.2	Sedimentation under og omkring muslingekompensationsopdræt.....	16
6.3	Regenerering af næringsstoffer i vandsøjlen .....	17
6.4	Sigtedybde effekter forbundet med muslingekompensationsopdræt .....	17
6.5	Fødefordeling mellem bund- og kompensationsmuslinger .....	19
6.6	Ændringer i algesamfundet.....	20
6.7	Miljøeffekter ved kompensationsopdræt af tang.....	20
6.8	Andre effekter ved kompensationsopdræt af muslinger og tang .....	20
7.	Referencer.....	21

# 1. Indledning

I forbindelse med produktion af fisk i havbrug vil der blive tabt næringssalte, som stammer fra ekskretionsprodukter (fækalier samt metaboliske slutprodukter) fra fiskene samt eventuel ikke-indtaget foder (foderspild). Disse er det ikke umiddelbart muligt at opsamle eller omsætte med direkte rensningsforanstaltninger eller filtre. På den baggrund har der de senere år både nationalt og internationalt været fokus på at minimere miljøbelastningen fra havbrug, og der er gennemført en række tiltag for at gennemføre produktionen ud fra "Best Environmental Practice" principperne. I Danmark omfatter denne praksis fx periodevis braklægninger af produktionsområder, management og monitoringsprogrammer med henblik på løbende regulering af produktionen, forbedring af udnyttelse af foderet og teknologisk udvikling. I andre lande som fx Canada og Kina er "Integrated Multi Trophic Aquaculture" (IMTA) blevet introduceret som en mulighed for at reducere miljøbelastningen ved opdræt af fisk.

Princippet i IMTA er at ved opdræt af muslinger og/eller tang i relation til fiskeopdrættet, så skal muslingerne virke som filtratorer, der opsamler det partikulære materiale fra fiskeopdrættet, mens dyrkning af tang skal opsamle overskydende opløste næringssalte. Det er imidlertid ikke sandsynligt, at IMTA anlæg kan fungere som egentlige fysiske filtre af partikulært organisk materiale (fækalier og foderrester) på trods af, at partiklerne har den rette størrelse og fødekvalitet til at kunne indgå i muslingernes føde (MacDonald *et al.* 2011, Handå *et al.* 2012, Liutkus *et al.* 2012, Lander *et al.* 2013). Årsagen til, at muslingerne ofte ikke vil kunne fungere som et egentlig fysisk filter er, at det partikulære organiske materiale vil synke til bunds indenfor en kort afstand (< 60 m) fra havbrugene (Lander *et al.* 2013 og referencer heri), hvorfor muslingeanlæggene skal placeres i umiddelbar nærhed af havbrugene eller i "udledningsfanen" for at have den ønskede effekt. Derudover har modelberegninger vist, at kompensationsmuslinger dyrket på liner kun er i stand til at optage en lille del (< 4 %) af det partikulært organiske materiale som udledes fra havbrugene (Cranford *et al.* 2013). Dette kan forbedres helt op til 50 %, hvis muslingerne dyrkes under højintensive forhold (15 anlæg med biomassetætheder på 1000 ind m<sup>-2</sup>) samt lav strømhastighed på ~2 cm s<sup>-1</sup>. Stiger strømhastigheden til 8 cm s<sup>-1</sup> vil en tilsvarende reduktion kræve 60 muslingeopdrætsanlæg (Cranford *et al.* 2013).

I forhold til den opløste fraktion af næringssalte er der blevet observeret forhøjede koncentrationer af ammonium omkring netbure med laks (Sanderson *et al.* 2008, Handå *et al.* 2013). De højeste koncentrationer af ammonium blev observeret indenfor en afstand af 50 m fra netburene, men strakte sig også over større afstande (> 200 m) fra havbrugene (Sanderson *et al.* 2008). I forhold til den opløste fraktion af næringssalte, må det forventes at næringssaltene bliver transporteret væk fra havbruget hurtigere end de kan optages fuldstændig i tang og helt sikkert hurtigere end de kan bindes partikulært i form af mikroalger og dermed blive filtreret af muslinger. Dette understøttes af Sanderson *et al.* (2012), som på trods af højere vækst hos tang dyrket i umiddelbar nærhed af netbure anbefaler, at kompensationsopdræt af tang bør ses i størrelsesordenen indenfor mindst bugt-skala pga. strømningsforhold og den deraf følgende transport af kvælstof hydrerende fra fiskeopdræt. Derudover er der ikke altid et direkte genbrug af udledte næringsstoffer fra havbrug som optages i compensationstang (Handå *et al.* 2013). Optagelse af tabte næringssalte i umiddelbar nærhed af havbrug bliver desuden vanskeliggjort af, at havbrugene af hensyn til tilførsel af ilt til fiskene fortrinsvis ligger i strømrigt vand, hvorfor næringssalte (både partikulært bundet og i opløst form) opsamlet i fangkulturer skal forstås som en kompensation for et tab andetsteds og altså ikke nødvendigvis i umiddelbar nærhed af havbruget.

Tilknytning af kompensationsopdræt af musling og/eller tang til et havbrug vil imidlertid altid sikre, at der fjernes næringsstoffer fra vandmiljøet, når muslingerne og tangen høstes. Der er derfor ikke nødvendigvis et behov for en direkte fysisk kobling af havbrug og kompensationsopdræt, hvorfor kompensationsopdræt i realiteten ofte vil skulle foregå indenfor samme hovedvandområde og/eller i nærliggende vandområder afhængig af lokale miljø- og produktionsforhold. Der er desuden en utilsigtet gevinst ved, at havbrug og kompensationsopdræt ikke placeres i umiddelbar nærhed af hinanden, da det herved undgås, at muslinger og tang optager eventuelle medicinrester anvendt i havbruget, som kan forårsage restriktioner for den efterfølgende anvendelse.

## 2. Udledninger af næringsstoffer fra havbrug

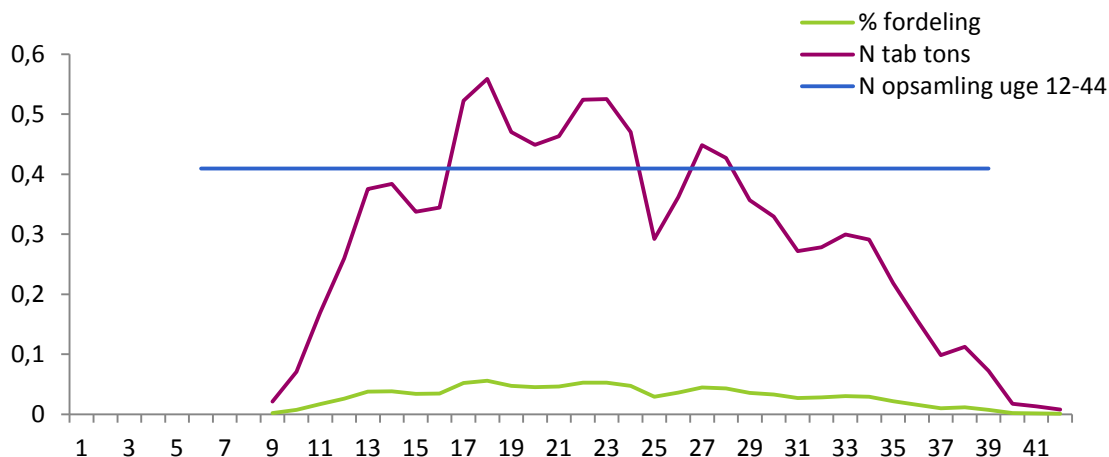
Udledning af næringsstoffer fra en produktion af fisk i havbrug afhænger af en række faktorer, hvor foderforbruget er den direkte årsag til næringsstofbidraget. For en given produktion af fisk fx regnbueørreder afhænger foderforbruget af fodersammensætningen, samt af hvor godt fiskene udnytter foderet til vækst (foderkonverteringen).

I praktisk fiskeproduktion anvendes foderkvotienten, som udtrykker hvor mange tons foder, der skal bruges for at producere et ton fisk, som en driftsparameter, der informerer opdrætteren om, hvor effektivt hans foder omsættes til fisk. I praksis vil et foderspild, derfor blive indregnet i foderkvotienten. Havbrugeren vil efter årets produktion sammenholde mængden af indkøbt foder med mængden af produceret fisk inklusiv de registrerede døde fisk, og herved få et skøn over, om der er anvendt et godt foder, og hvorvidt foderet er disponeret på en effektiv måde. Det direkte spild af foder, som fiskene ikke æder, registreres ikke særskilt og effekten af foderkvalitet og udfodringspraksis kan derfor ikke adskilles.

Næringsstofudledningen er ikke konstant over året, da den danske havbrugsproduktion af regnbueørred er en sæsonbestemt produktion. En produktionscyklus begynder ved at sættefisk med en stykvægt på 700-1000 g overføres fra landbaserede dambrug til havbrugsanlæg i marts-april måned. Fiskene opdrættes på havet gennem sommeren og efteråret, hvorefter de i oktober til december transporteres til land og slagtes med en stykvægt på 3-5 kg.

Foderkvotienten er ved produktion af regnbueørred i havbrug ikke videnskabeligt valideret. Hyppigst anvendes en foderkvotient på 1,1-1,2. Temperaturen har indflydelse på hvor meget foder, der anvendes i produktionen. Tilførslen af ilt til netburene reduceres ved høje temperaturer grundet det varme vands reducerede iltmætning, mens fiskenes forbrug øges. Dette indebærer, at der udfodres mindre i varme perioder gennem sommeren. Varme somre giver derfor reduceret foderforbrug og dermed reduceret vækst og udledning for det pågældende år.

Ud fra det faktiske foderforbrug kan kvælstoftabet ved en ørredproduktion beregnes (grøn linje, Figur 1). Dette er som eksempel gjort for havbruget ved Hundshage i 2011, hvorfor figuren er unik for den konkrete situation. Fælles for danske havbrug er dog, at der ikke er fisk i vandet i perioden fra december til marts, og at udfodringen især afhænger af vandtemperaturen samt fiskenes og bestandens størrelse. Udfodringen og dermed næringsstofudledningen vil derfor alt andet lige være klokkeformet, idet både temperatur og stående bestanden er lav tidligt på sæsonen. Sommer/tidligt efterår er temperaturen høj, bestanden betydelig og fiskene stadig ikke "for store" hvorfor der her er høj udfodring. Sidst på sæsonen falder temperaturen og fiskene er blevet store så der er relativt lav udfodring på trods af en stor stående biomasse i anlæggene.



**Figur 1.** Kvælstoftabet (grøn linje) estimeret ud fra det faktiske foderforbrug på havbruget Hundshage i 2011. Ugenummer er afbildet på x-aksen og N- tab/opsamling (ton/uge) er vist på y-aksen (fra Dansk Akvakultur).

Forudsættes en produktion på 1.000 t fisk som fodres med et "typisk" havbrugsfoder med den nedenfor angivne sammensætning og fordøjeligheder vil det være muligt at estimere den forventede næringsstofudledning (Produktionsbidrag; Dalsgaard & Pedersen, 2011). Der gøres opmærksom på, at den anvendte Produktionsbidragsmodel fra DTU Aqua ([www.aquawaste.dk](http://www.aquawaste.dk)) er valideret for regnbueørred i ferskvand med en størrelse på op til 800 gram og således ikke fuldt repræsenterer en havbrugsproduktion, hvor fiskene er mellem 500-5000 g og opdrættes i havvand i netbure.

**Tablet 1.** Datainput til DTU Aquas Produktionsbidragsmodel ([www.aquawaste.dk](http://www.aquawaste.dk); Dalsgaard & Petersen, 2011). Data i de gule felter afhænger af den enkelte fodersammensætning og indgår i modellens beregninger af produktionsbidraget. Grønne felter indeholder standardindstillede værdier, orange felter indeholder information om fodertype mv., mens hvide felter er beregnet af modellen på baggrund af input. Det konkrete eksempel er baseret på Aller MEP 8 mm som af Aller anbefales til ørreder > 1 kg.

	Foder	Fordøjelighed (%)
Produktnavn	Aller MEP	-
Pillestørrelse	8 mm	-
Anvendelsesperiode		-
Foderforbrug (ton)	1100	-
	Deklaration (% vådvægt (ww))	-
Protein	38,0	90
Fedt	33,0	90
Kulhydrat (NFE uden træstof)	14,0	70
Fibre (træstof)	1,6	0
Aske (inkl. Fosfor)	7,4	-
Fosfor	0,94	65
Vand	6,0	-
Total	100,0	-

For at kunne estimere udledningen, er det nødvendigt at indregne foderkvotienten, som ofte først vil være kendt ved produktionens afslutning. I nærværende regneeksempel er foderkvotienten sat til 1,1 og inkluderer



her et foderspild på 1 %. Foderkvotienten vil i praksis afhænge af en række biologiske og driftsmæssige faktorer. Fx vil produktion af store kønsmodne fisk, som producerer rogn, typisk give forøgede foderkvotienter sammenlignet med landbaseret dambrugsproduktion af portionsfisk. Både lavere og højere foderkvotienter kan givetvis forekomme. Foderspild afhænger ligeledes af en række forhold, og der er ikke foretaget valide undersøgelser af foderspildets omfang på danske havbrug. Et foderspild på 1 % er typisk anvendt ved beregninger i ferskvandsdambrug, og denne ansættelse er derfor ligeledes anvendt i dette eksempel.

**Tabel 2.** Datainput til DTU Aquas Produktionsbidragsmodel ([www.aquawaste.dk](http://www.aquawaste.dk); Dalsgaard & Petersen, 2011). Foderets optag i fisken og eventuelle foderspild indgår som parametre i Produktionsbidragsmodellen. Gule felter indeholder indtastede data, grønne felter indeholder standardindstillede værdier, mens hvide felter er beregnet af modellen på baggrund af input.

Parameter	Inputværdi
Realiseret foderkonvertering (FK)	1,10
Foderspild (estimeret, % af foder)	1,0
Korrigeret (biologisk) foderkonvertering (FKkorr.)	1,09
Foderforbrug (ton)	1100
Produktion af fisk (ton)	1000

Det resulterende produktionsbidrag er sammenfattet i tabellen herunder, hvoraf det fremgår at produktionsbidraget i dette scenarie vil være på 39,4 t N, hvoraf 32,1 t (81 %) vil være på opløst form. For fosfors vedkommende vil 2,4 ud af 6,0 t P (39 %) være på opløst form. De opløste former af næringsstofferne vil kunne optages direkte af både mikroalger (muslingernes primære føde) og tang.

**Tabel 3.** Produktionsbidraget ved produktion af 1.000 t regnbueørred opdelt i hhv. N, P og organisk stof (BI<sub>5</sub> og COD) ved anvendelse af Aller MEP 8 mm foder (tabel 2).

Næringsstof	Fraktion	PRODUKTIONSBI DRAG		
		Kg	Kg/ton prod. fisk	Kg/ton foder
<b>Kvælstof (N)</b>	<b>Total N</b>	<b>39 380</b>	39,4	35,8
	- Heraf partikulært N	7 290	7,3	6,6
	- Heraf opløst & suspenderet N	32 090	32,1	29,2
	- Heraf NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	22 784	22,8	20,7
	- Heraf urea	3 209	3,2	2,9
	- Heraf NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N+NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	0	0,0	0,0
	- Heraf andre N-forbindelser	6 097	6,1	5,5
<b>Fosfor (P)</b>	<b>Total P</b>	<b>6 040</b>	6,0	5,5
	- Heraf partikulært P	3 686	3,7	3,4
	- Heraf opløst P (ortho-P)	2 354	2,4	2,1
<b>BI<sub>5</sub></b>	<b>Total BI<sub>5</sub></b>	<b>110 097</b>	110,1	100,1
	- Heraf partikulært BI <sub>5</sub>	60 015	60,0	54,6
	- Heraf opløst BI <sub>5</sub>	50 081	50,1	45,5
<b>COD</b>	<b>Total COD</b>	<b>370 438</b>	370,4	336,8
	- Heraf partikulært COD	270 275	270,3	245,7
	- Heraf opløst COD	100 163	100,2	91,1

Der er med andre ord en betydelig del af næringsstofferne fra havbrugsproduktionen, som ikke vil kunne optages direkte af muslingerne. For at disse opløste næringsstoffer skal blive tilgængelige for muslinger kræves det, at de optages i mikroalger som efterfølgende ædes af muslinger.

Udviklingen af fiskefoder sker løbende, og der er stor fokus på fordøjeligheden af forskellige komponenter i fiskefoderet. Sammensætningen af fiskefoderet afhænger bl.a. af kvalitet og pris af ingredienser, ligesom det rent teknisk er muligt at øge fordøjeligheden og dermed reducere næringsstofudledningen forudsat at den biologiske værdi af foderet samtidig øges. Nye tiltag til foderoptimering implementeres løbende, og det må forventes, at øget fordøjelighed og øget biologisk værdi fremover kan medføre en reduktion i næringsstofudledningen. Størrelsesordenen af denne reduktion må dog forventes at være af begrænset omfang set i forhold til de forbedringer, der allerede er sket gennem de sidste tre dekaders foderudvikling.

### 3. De økologiske principper bag muslinge- og tangkompensationsopdræt

Princippet i kompensationsopdræt er, at næringsstoffer tabt fra fx havbrug indbygges i marin biomasse (muslinger og tang) og bliver fjernet fra vandmiljøet ved at høste muslingerne og tangen. Direkte fjernelse af næringsstoffer udledt af havbrug vil ofte være vanskeligt at opnå (se ovenfor), da selv en placering af kompensationsopdræt i umiddelbart nærhed af havbrug ikke nødvendigvis vil sikre, at det er de udledte næringsstoffer fra havbruget, der bliver indbygget i muslinge- og tangbiomassen. Afhøstning af muslinge- og/eller tangbiomasse vil imidlertid altid medføre, at der fjernes næringsstoffer fra vandmiljøet. Fjernelsen af næringsstoffer ved tangopdræt baserer sig på, at tangen optager opløste næringsstoffer og indbygger dem i deres væv efterhånden som de vokser. Ved høst af tang fjernes næringsstoffer dermed fra et vandområde. Princippet for kompensationsopdræt af muslinger er, at opløste næringsstoffer bliver bundet i hurtigt voksende mikroalger, som bliver filtreret af muslingerne. I takt med, at muslingerne vokser, bliver der indbygget næringsstoffer i muslingernes væv mm. Udover direkte fjernelse af næringsstoffer ved høst af muslingerne, så kan kompensationsopdræt af muslinger også være med til at forbedre lysgennemtrængningen i vandsøjlen (se nedenfor), da muslingerne gennem filtrering fjerner partikler som fx mikroalger, der gør vandet uklart.

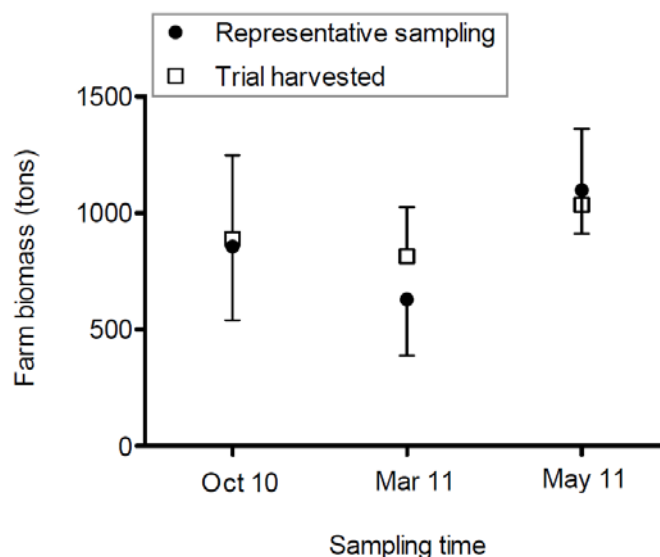
Opdræt af blåmuslinger i vandsøjlen foregår ved at udsætte yngelfang hængende i vandet, hvorpå muslingelarver kan fæstne sig. Yngelfanget kan være liner, bændler, net eller et andet egnet og håndterbart materiale, der er ophængt fra langliner, flydende rør eller platforme. Da kompensationsopdræt af muslinger har fokus på en arealintensiv (biomasse pr. areal) og kosteffektiv (kr. pr. kg N eller P) produktion, er mellemhåndtering af muslingerne med henblik på fx størrelsessortering i løbet af sæsonen ikke hensigtsmæssig, da dette er en arbejdskrævende og fordyrende proces, som ikke i sig selv øger biomassen, men udelukkende kvaliteten af muslingerne. En eventuel mellemhåndtering forekommer normalt heller ikke i en produktionsform baseret på net spændt ud på rør som fx Smartfarm™ eller Easyfarm. Begge typer har været anvendt ved kompensationsopdræt af muslinger i forbindelse med havbrug i Danmark. Muslingerne sætter sig på yngelfanget fra maj-juni og gennem dele af sommeren, afhængigt af lokalitet, og muslingerne kan høstes fra november/december samme år til april-maj året efter. Muslingeopdræt baserer sig udelukkende på naturlige forhold, da hverken muslingelarver, føde eller hjælpestoffer tilføres produktionen.

Tang dyrkes på liner efter næsten samme princip som kompensationsmuslinger. Liner med tangspirer fastgøres til langlinerne. Linerne kan enten være som enkelt liner eller kontinuerte guirlander som hænger i den zone, hvor der er tilstrækkeligt med lys til vækst. Disse så-liner produceres i landbaserede anlæg, hvorfra de bliver sat ud fra tidligt i efteråret til tidligt på foråret. Tangen høstes igen fra sidst i maj, afhængig af om man ønsker en ét-årig eller flerårig afgrøde. Opdræt af tang adskiller sig principielt fra muslingeopdræt ved, at så-linerne produceres på land og altså ikke er baseret på naturlig rekruttering.

## 4. Fjernelse af kvælstof og fosfor ved kompensationsopdræt af muslinger og tang

Kompensationsopdræt af muslinger er tidligere blevet vurderet både nationalt (Bråten *et al.* 2002, Møhlenberg 2007, 2008, Petersen *et al.* 2010) og internationalt (Haamer 1996, Edebo *et al.* 2000, Lindahl *et al.* 2005, Stybel *et al.* 2009, Carmichael *et al.* 2012). Fælles for de omtalte studier er, at de er baseret på teoretiske modelstudier og/eller pilotforsøg. Der er til vores kendskab på nuværende tidspunkt kun gennemført ét fuldskalaforsøg med kompensationsopdræt af muslinger. Forsøget er gennemført i Danmark og i regi af et forskningsprojekt under Det Strategiske Forskningsråd (MuMiHus), og dokumenterede, at muslingekompensationsopdræt kan være en kosteffektiv og arealintensiv metode til fjernelse af næringsstoffer fra vandmiljøet (Petersen *et al.* 2014). Derudover har både Hjørnø Havbrug og Musholm Lax A/S igangsat kompensationsopdræt af muslinger, men der foreligger endnu ikke offentligt tilgængelige data om effektivitet og omkostninger. MuMiHus-projektet havde udgangspunkt i dyrkning af kompensationsmuslinger i fuld skala med henblik på at vurdere og optimere fjernelsespotentialet og omkostningseffektiviteten for en fuld produktionscyklus. Der blev i projektet høstet delmængder på tre tidspunkter (Figur 2): lige før vinteren (november-december), efter vinteren (marts) og inden den nye settling af muslingelarver året efter (maj). Undersøgelserne blev foretaget på et standard opdrætsanlæg på 250 x 750 m (18,8 ha) i Skive Fjord baseret på langliner holdt oppe af bøjer og dyrkning på bændler, hvilket har muliggjort vintersikring af anlægget ved evt. isdannelse i fjorden. Anlæg baseret på rør, fx Smartfarm™ og Easyfarm, kan ikke på samme måde sikres mod is, og der foreligger kun foreløbige resultater fra danske farvande af produktion på sådanne opdrætssystemer.

Den maksimale muslingebiomasse for de tre høst tidspunkter var 700-1100 t (våd vægt), hvilket svarer til 40-60 t muslinger ha<sup>-1</sup> (se tabel 4).



**Figur 2.** Total biomasse ± sd i opdrætsanlægget på tre forskellige høsttidspunkter. Estimeringen af biomassen blev foretaget på to forskellige måder enten i form af indsamling af biomasseprøver eller som forsøgshøst, hvor kun en delmængde af den totale biomasse blev høstet. Der er ingen signifikant forskel mellem de estimerede totale biomasser bestemt ved de to metoder ( $P > 0.05$ ). Fra Petersen *et al.* 2014.

Indholdet af kvælstof og fosfor varierede mellem kød, skal og byssus (muslingernes fasthæftningsmateriale), og bidragene fra alle tre komponenter skal medregnes i den samlede mængde kvælstof og fosfor der fjernes på høsttidspunktet (Tabel 4). I studiet fra Skive Fjord var det gennemsnitlige N-indhold målt i tørvægt for kød, byssus og skaller relativt konstant over året og blev i gennemsnit målt til hhv. 6,5%, 11,0% og 0,97% (Petersen *et al.* 2014), hvilket ligger lidt under, hvad der tidligere er blevet rapporteret i andre nationale og internationale studier (se fx Smaal & Vonck 1997, Muslingeudvalget 2004, Jansen *et al.* 2012). P-indholdet målt i tørvægt var 0,71%, 0,08% og 0,0043% for hhv. kød, byssus og skaller (Petersen *et al.* 2014), hvilket stemmer overens med andre studier (se fx Smaal & Vonck 1997, Muslingeudvalget 2004, Jansen *et al.* 2012). Den største mængde N og P fjernet blev opnået i maj, og var hhv. 16 t og 0,7 t (Tabel 4) ved en muslingebiomasse på 1100 t (vådvægt).

**Tabel 4.** Estimeret mængde (tons) nitrogen (N) og fosfor (P) indbygget i hhv. kød, skal og byssus på tre forskellige høsttidspunkter (December 2010, Marts 2011 og Maj 2011). Fra Petersen *et al.* 2014.

	Meat		Shells		Byssus		Total	
	N	P	N	P	N	P	N	P
December 2010	7	0.5	2.6	0.01	1.3	0.01	11	0.5
March 2011	6	0.5	2.5	0.01	1.8	0.01	10.5	0.5
May 2011	9	0.7	4	0.02	3	0.02	16	0.7

På baggrund af ovenstående resultater fra Skive Fjord kan det konkluderes, at et standard muslingeopdrætsanlæg på 18,8 ha på 1 år under eutrofierede betingelser som minimum kan producere 1100 t (vådvægt) blåmuslinger, hvilket svarer til en netto fjernelse af 16 t N og 0,7 t P fra vandmiljøet. Det svarer til en arealeffektivitet på 0,9 t N ha<sup>-1</sup> og 0,047 t P ha<sup>-1</sup>. På baggrund af analyser af vækstdata og fødegrundlag i forbindelse med forsøget i Skive Fjord blev det konkluderet, at muslingerne ikke var fødebegrænsede op- eller nedstrøms i anlægget, og dermed blev der ikke observeret tæthedseffekter på muslingernes vækst på noget tidspunkt i løbet af vækstsæsonen. Det betyder, at der på anlægget kunne have været produceret en større biomasse ved optimering af anlægget med fx tættere afstand mellem langlinerne (Nielsen 2014).

Kompensationsopdræt af muslinger i forbindelse med fiskerproduktion er fortsat på forsøgsbasis i Danmark. I den forbindelse har Hjarnø Havbrug A/S tilladelse til tre muslinge anlæg af Smartfarm-typen, hvor der er foretaget afhøstning af en mindre delmængde muslinger (hhv. 142 og 20 t) i 2011 og 2012. Det gennemsnitlige N- og P-indhold i muslingerne var i 2011 hhv. 1 % og 0,1 % af vådvægten (inkl. skaller), mens det i 2012 var hhv. 1,1 % og 0,08 % og hvor en enkelt måling havde et N-indhold helt op til 1,9 % (VVM-redegørelse 2013).

Det estimerede N-fjernelsespotentiale i andre områder, som vurderes egnede til kompensationsopdræt, vil naturligvis afhænge af den væksthastighed, som den aktuelle fødekonzentration giver mulighed for. Ved fødekonzentrationer over 6 µg Chl. *a* l<sup>-1</sup> er det vist, at vækstpotentialet hos blåmuslinger stort set er mættet (Riisgård *et al.* 2013). Kombination af lokale strømforhold og konfiguration af opdrætsanlægget er vist at kunne lede til udtømning af fødekonzentrationen inde i anlægget (se fx Petersen *et al.* 2008), og kan dermed ved tilstrækkelig høj grad af udtømning resultere i reduceret vækst i visse områder af et anlæg. Ligeledes kan prædation fra fx edderfugle og søstjerner resultere i et lavere udbytte og dermed tilsyneladende en reduceret N-fjernelse ved høstopgørelse. Med en kombination af testliner og modelberegninger er det muligt at reducere usikkerheden på det forudbestemte estimat af N-fjernelsespotentiale for området. Under alle

omstændigheder bør den endelige N- og P-fjernelse for et område baseres på konkrete målinger af høstudbyttet og næringsstofindholdet i muslingerne.

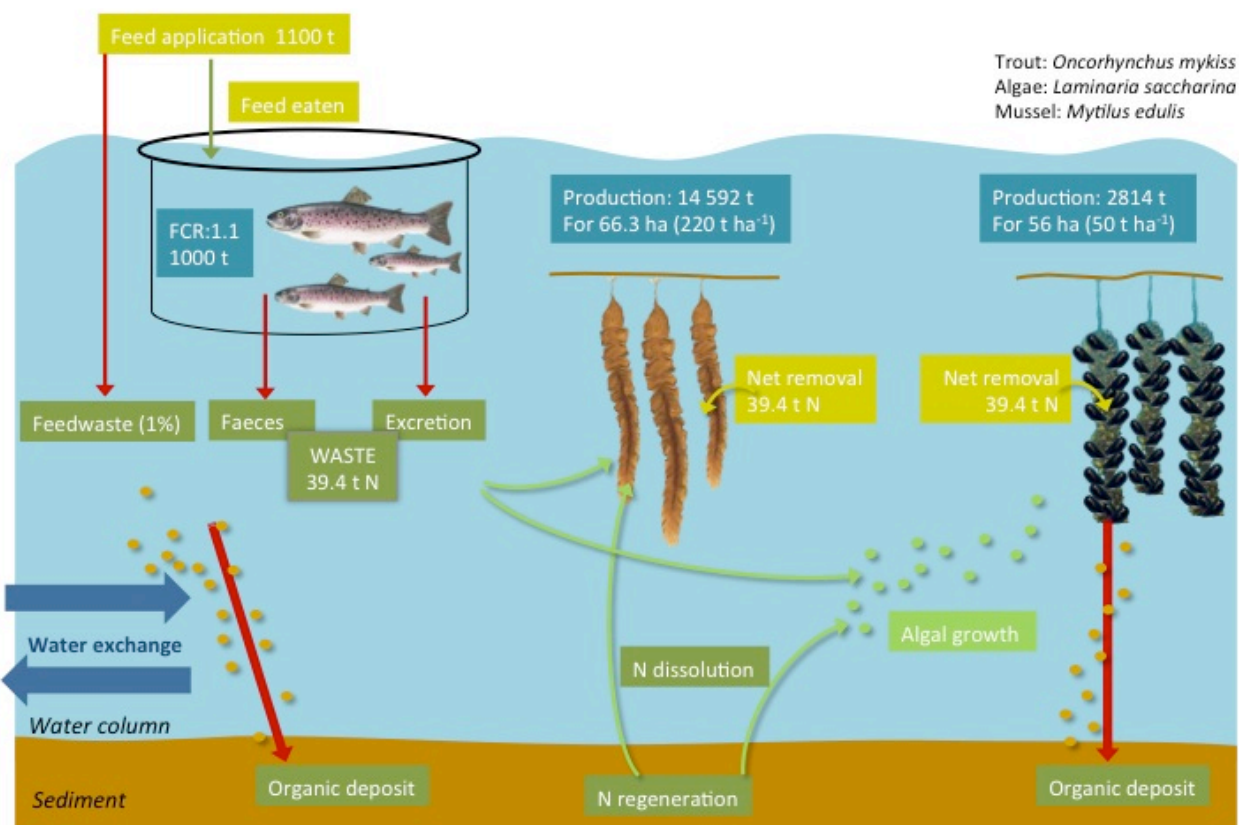
Tang er betegnelsen for makroalger. I Danmark er der pt. erfaringer med at dyrke fem arter: sukkertang og fingertang (brunalger), søl og graciliaria tang (rødalger) samt søsalat (grønalge). På nærværende tidspunkt er det kun dyrkning af sukkertang, der er relevant som potentielt virkemiddel. I Danmark dyrkes sukkertang kommercielt som kompensationsafgrøde for N-udledning ved Hjarnø Havbrug A/S.

Næringsstoffjernelsen af N og P vil afhænge af høstudbyttet, den høstede tangs tørstofindhold samt N- og P-indhold. Næringsstoffjernelsen vil således være afhængig af høsttidspunktet og dyrkningsområdet, idet både N-, P- og tørstofindholdet af tangen varierer betydeligt over året. Faktiske målinger af sukkertang viser, at sukkertang indeholder mellem 0,5 og 3,8 % N af tørstoffet, og at dyrket tang har et tørstofindhold på mellem 11 og 23 % (Marinho *et al.* submitted, MAB3). Endvidere er tørstofindholdet højest om sommeren og lavest om vinteren, modsat N-indholdet, der er højest sidst på vinteren/foråret og lavest i sensommeren (Nielsen *et al.* 2014). I Danmark er der udført to forsøg i større skala på opdrætsanlæg. I Horsens Fjord blev der i 2012-2013 dokumenteret en N-effekt svarende til 3-39 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> og et gennemsnitligt biomasse-udbytte på 1-1,5 kg frisk tang m<sup>-1</sup> (Marinho *et al.* submitted). I Limfjorden blev der i perioden 2012-2014 dokumenteret en N-effekt på 19,3 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> ved høst af tang i maj og et gennemsnitligt biomasse-udbytte på 1 kg frisk tang m<sup>-1</sup> (MAB3). Testforsøg i lille skala foretaget i Storebælt og efterfølgende modelberegninger har estimeret en N-effekt på 205-305 kg N ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> (Birkeland *et al.* 2009).

P-indholdet i sukkertang ligger mellem 0,07 og 0,8 % P af tørstoffet og er som for N højest i vinterperioden, og lavest i sommeren. Baseret på data fra forsøget i Horsens Fjord kan P-effekten beregnes til 0,5-1,6 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> ved henholdsvis høst af ét-årig afgrøde i maj eller høst af ét-årig afgrøde med begroning i september (Marinho *et al.* submitted). I Limfjorden er der til sammenligning beregnet en P-effekt på 0,8 kg P ha<sup>-1</sup> år<sup>-1</sup> ved høst af ét-årig afgrøde uden begroning i maj (MAB3). Ligesom for muslinger, bør den endelige N- og P-fjernelse for et område baseres på konkrete målinger af høstudbyttet og næringsstofindholdet i tangen.

## 5. Produktionsmængde og arealeffektivitet ved kompensationsopdræt af muslinger

Ved produktion af 1.000 t ørred vil der med en foderkvotient på 1,1 skulle anvendes 1.100 t foder. Vha. DTU Aquas Produktionsbidragsmodel og med den samme type foder og foderspild som blev anvendt i eksemplet i tabel 1-3 kan det beregnes, at der udledes 39,4 t N. Heraf vil 7,3 t (19 %) være på partikulær form mens 32,1 t (81 %) vil være på opløst form. For at opnå fuld kompensation med enten muslinge- eller tangproduktion vil det kræve en biomasse produktion af hhv. 2.814 t muslinger eller 14.592 t tang (Figur 3), hvis N-indholdet i muslinger (*Mytilus edulis*) sættes til 1,4 % (Petersen *et al.* 2014) og for tang (*Laminaria saccharina*) til 0,27 % (Reid *et al.* 2013). Arealbehovet er 56 ha, svarende til 3 anlæg på hver 18,8 ha, for en produktion af 2.814 t muslinger, hvis der antages en arealeffektivitet på 50 t ha<sup>-1</sup> (Petersen *et al.* 2014). For produktion af 14.592 t tang er arealbehovet 66,3 ha, hvis arealeffektiviteten sættes til 220 t ha<sup>-1</sup> (Handå *et al.* 2013), hvilket kan opnås med 1 tangkompensationsanlæg på 100 ha.



**Figur 3.** Principperne i kompensationsopdræt af muslinger og tang i forbindelse med fiskeproduktion. Beregningerne er baseret på en produktion af 1.000 t regnbue ørred, som er blevet fodret 1.100 t foder. Ved produktionen udledes der samlet 39,4 t N (opløst og partikulært form). I beregningerne er det antaget, at al udledt næring optages af enten tang eller muslinger, dvs. at der ved 100 % muslingekompensation kræves en muslingebiomasse på 2.814 t (vådvægt), hvilket svarer til et areal på 56 ha. Ved 100 % tangkompensation kræves en tangbiomasse på 14.592 t (vådvægt), hvilket svarer til et areal på 66,3 ha. Se tekst for yderligere detaljer.

Antallet af anlæg vil falde, hvis arealeffektiviteten kan forbedres ved at pakke opdrætsanlæggene tættere/øge produktionen eller næringsstofindholdet i muslingerne og tangen. DTU Aqua, Dansk Skaldyrcenter er i gang med at undersøge om arealeffektiviteten for muslingekompensationsopdræt kan forbedres ved at øge muslingebiomassen (kortere afstand mellem opbindere samt dybere produktionsdybde) i anlægget uden det går ud over muslingernes vækst, som potentielt kan medføre reduceret næringsstoffjernelse. Derudover vil der i forbindelse med kompensationsopdræt af muslinger og tang hos Hjarnø Havbrug A/S (KOMBI-projektet) blive tilvejebragt data, der kan kortlægge arealeffektiviteten ved muslinge- og tangkompensationsopdræt med Smartfarm-typen på storskala niveau. Det forventes derfor, at der indenfor en ganske kort årrække vil være opnået viden og erfaring, som kan forbedre arealeffektivitet yderligere i forhold til, hvad de første danske undersøgelser har dokumenteret.



## 6. Effekter af kompensationsopdræt af muslinger og tang

I forbindelse med kompensationsopdræt af både muslinger og tang vil der forekomme andre afledte effekter på havmiljøet. For muslingeopdræt er mange af effekterne dokumenteret, mens der for dyrkning af tang stort set ikke findes nogen dokumentation pt. I nedenstående afsnit gennemgås først de dokumenterede effekter af muslingeopdræt, mens afsnittet omkring effekterne af tangopdræt hovedsageligt baserer sig på de hidtidige erfaringer med tangproduktion i danske farvande og de miljøeffekter, der potentielt kan forventes at være associeret med tangproduktion.

### 6.1 State of the art

En omfattende sammenfatning af påvirkningen fra opdræt af en bred vifte af muslingearter og lande har vist, at ud af 62 økosystemer fordelt over meget forskellige områder er der i 4 økosystemer (7 %) fundet vedvarende signifikante påvirkninger fra store, intensive anlæg til opdræt af muslinger. De resterende 93 % har oplevet enten ubetydelige eller kun lokale (under anlæggene) bivirkninger forårsaget af opdræt af muslinger (Burkholder & Shumway 2011). Effekter af opdræt af muslinger på det omgivende miljø er stedspecifik og især afhængig af hydrografien (vandudskiftningen) samt tætheden af muslinger i opdrætsanlægget. Det afspejler sig bl.a. i, at de områder, hvor der er rapporteret om vedvarende signifikante påvirkninger på økosystemniveau, er kendetegnet ved ringe vandudskiftning og høj tæthed af muslingekulturer (Burkholder & Shumway 2011). De reelle miljøpåvirkninger for et givent område kan være minimale, middel eller kraftige afhængigt af en række faktorer som fx baggrundssedimentation, sedimentsammensætning og porøsitet, hydrografiske forhold, dybde, vandudskiftning og muslingedensitet i opdrætsanlægget. Det er derfor vanskeligt at opsætte generelle miljøeffekter ved muslingeopdræt for et givent område, da dette afhænger af de fysiske og biologiske forhold som kendetegner området. Overordnet set kan det konkluderes, at virkningerne af muslingeopdræt på det omgivende miljø er stedspecifik (Chamberlain et al. 2001) og at miljøkonsekvenserne hovedsagelig er lokaliseret til området omkring anlægget (Burkholder & Shumway 2011 og referencer heri). I nedenstående gennemgås nogle af de dokumenterede miljøeffekter, som kan forekomme ved muslingeopdræt.

### 6.2 Sedimentation under og omkring muslingekompensationsopdræt

Sedimentationen af muslingefækalier påvirker hovedsageligt området under og i umiddelbar nærhed af et opdrætsanlæg og kan potentielt påvirke de biogeokemiske stofkredsløb (Carlsson et al. 2009, 2010, 2012, Holmer et al. 2014). Den øgede sedimentation under anlæggene skyldes restprodukter fra muslingernes fødeoptagelse, hvor ikke alt fødeindtaget ender som tilvækst hos muslingerne. Der findes en omfattende litteratur om muslingers absorptionseffektivitet. Ved fortrinsvis at anvende undersøgelser fra Skandinavien og under antagelse af naturligt forekommende fødekoncentrationer varierer absorptionseffektivitet mellem 50-80 % (Kjørboe et al. 1980, Riisgård & Randløv 1981, Loo 1992) og med en middel effektivitet på 65 %. Det betyder, at 35 % af den indtagne føde bliver udskilt som fækalier, som vil sedimentere til bunden. Forholdsvis høje faldhastigheder af fækalierne (Callier et al. 2006, Carlson et al. 2010) medfører, at sedimentationen oftest forekommer direkte under eller i umiddelbart nærhed (< 50 m) af muslingeopdrætsanlægget (Harstein & Stevens 2005, Callier et al. 2006). Sedimentationen afhænger imidlertid af vanddybde og strømhastighed i området. Strømhastigheden har ligeledes betydning for re-suspensionen af fækalier. I områder med relativt lave strømhastigheder (< 4 cm s<sup>-1</sup>) blev der fundet forhøjede koncentrationer af organisk materiale under og i umiddelbar nærhed (< 30 m) af opdrætsanlæggene, mens der i områder med en gennemsnitslig strømhastighed på over 10 cm s<sup>-1</sup> ikke var målbar forskel i mængden af organisk materiale i en afstand af 200 m fra opdrætsanlæggene (Harstein & Stevens 2005). Dette understøttes af, at sedimenteret materiale, som har samme densitet som

muslingefækalier, fra et fiskeopdrætsanlæg bliver re-suspenderet ved strømhastigheder på ca.  $9,5 \text{ cm s}^{-1}$  (Cromey *et al.* 2002). Det skal påpeges, at den forøgede sedimentation under og i umiddelbart nærhed af anlæggene må antages at føre til mindre sedimentation uden for anlæggene. Dette skyldes, at den totale sedimentation på bassinskala reduceres, da en del af det organiske stof bindes i muslingekødet.

Den forøgede sedimentation under et muslingeopdrætsanlæg, og dermed organisk berigelse af sedimentet under anlægget, vil potentielt kunne påvirke sedimentet i form af øget remineraliseringshastigheder, øget denitrifikation, lokalt øget iltforbrug samt ændringer i sedimentets kemiske sammensætning (Christensen *et al.* 2003, Carlsson *et al.* 2009, 2012, Nizzoli *et al.* 2011). Ved høje sedimentationsrater kan nitrifikation og denitrifikation blive hæmmet og i stedet fremmes dannelsen af ammonium, hvilket kan føre til frigivelse af ammonium til vandet (Christensen *et al.* 2000). Ifølge Carlsson *et al.* (2009) korrelerede frigivelse af opløst N og P fra sedimenter tilbage til vandsøjlen positivt med biomassen af muslinger i anlægget samt med muslingefækaliernes sedimentationshastighed. Effekter af den relativt forøgede sedimentation under anlægget vil imidlertid afhænge af en række faktorer, fx strømhastighed, eksponering, eutrofieringsgrad, redox-forhold og baggrundssedimentation, som vil influere på, om der kan detekteres negative miljøeffekter under et muslinge anlæg og størrelsen af disse. Studier fra Skive Fjord viser, at høje niveauer af baggrundssedimentation medfører, at de miljømæssige konsekvenser ved muslingekompensationsopdræt er begrænsede i meget eutrofierede områder (Holmer *et al.* 2014). Derimod har de fleste publicerede studier beskrevet betydelige lokale effekter på det underliggende område og/eller et begrænset område omkring opdrætsanlæggene (Se tabel 7.1 og 7.3 i Burkholder & Shumway 2011). Der eksisterer meget få målinger af baggrundssedimentation i danske farvande. Det kan imidlertid antages, at koncentrationen af mikroalger i et givent område vil kunne bruges som proxy for sedimentationen, og der vil således være et sammenfald mellem dels fødegrundlag for muslingerne og den relative betydning af potentielle miljøeffekter ved kompensationsopdræt.

### 6.3 Regenerering af næringsstoffer i vandsøjlen

Muslinger filtrerer vandet for klorofyl og partikulært organisk stof, mens de til gengæld udskiller ammonium, orthofosfat, og silikat (Dame *et al.* 1991, Prins & Smaal 1994). Da ammonium er en let tilgængelig kvælstofkilde for mikroalgerne og som ofte er begrænsende for deres vækst, kan muslingernes ekskretion i sig selv være stimulerende for mikroalgernes vækst (Jansen *et al.* 2011, Stadmark & Conley 2011). Regenerering af næringsalte i vandsøjlen forårsages enten ved direkte udskillelse af opløste næringsalte fra muslingerne (Holmer *et al.* 2014, van Broekhaven *et al.* 2014) eller fra nedbrydning af organisk materiale associeret til muslingerne (Jansen *et al.* 2001, Nizzoli *et al.* 2011). Bidraget fra muslingerne til næringsalt-regenerering i vandsøjlen varierer med sæsonen og er afhængige af både fødetilgængelighed og vandtemperatur, hvor både høj fødekoncentration og stigende temperatur stimulerer regenereringen (Jansen *et al.* 2011, Holmer *et al.* 2014).

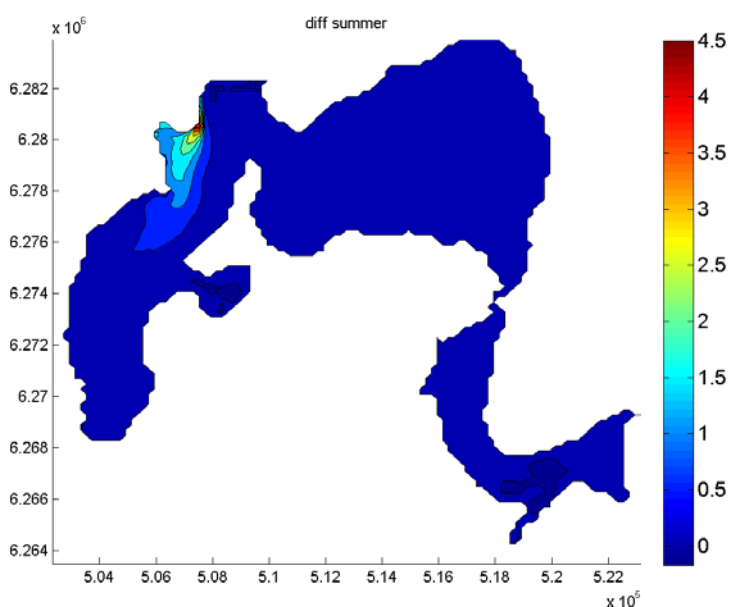
Intensiv opdræt af muslinger kan påvirke næringsstofsammensætningen i det lokale miljø via regenerering af næringsalte i vandsøjlen samt ved sedimentation af muslingefækalier. Lokalt kan muslingeopdræt således i særlige tilfælde ganske lokalt øge eutrofieringen i et område (Baudinet *et al.* 1990, Stadmark & Conley 2011). Det er imidlertid vigtigt at understrege, at dette på trods så frigives der ikke flere næringsstoffer end der ville være blevet, hvis mikroalgerne havde sedimenteret og efterfølgende var blevet nedbrudt direkte uden at have passeret igennem muslingerne (Newell 2004, Petersen *et al.* 2012).

### 6.4 Sigtedybde effekter forbundet med muslingekompensationsopdræt

Ud over at fjerne næringsstoffer fra vandmiljøet, når de høstes, så har muslingeopdræt yderligere en effekt, da vandets klarhed (sigtedybden) forbedres (Stybel *et al.* 2009, Schröder *et al.* 2014), og dermed potentielt

kan fremme udbredelsen af ålegræs og makroalger. Muslinger filtrerer ca.  $9 \text{ l g}^{-1} \text{ time}^{-1}$  (fx Petersen *et al.* 2004), hvilket bliver til over  $0,4 \text{ km}^3$  i løbet af en måned for et anlæg med 1100 t muslinger, men varierer alt efter muslingernes størrelse, vandets temperatur og vandudskiftningen i og omkring anlægget. Filtreringspotentialet har derfor betydning for vandets klarhed og kan potentielt have stor betydning for lysforholdene på bassinskala (Petersen *et al.* 2010). Modelberegninger af bl.a. sigtedybden i Kiel Fjord har vist, at sigtedybden over længere perioder med muslingeopdræt øges, og stigningen i sigtedybden ikke kun begrænser sig til selve muslingeopdrætsanlægget. Derudover viser modelberegningerne også, at sigtedybden i de omkringliggende områder stiger med øget muslingebiomasse i anlægget (Schröder *et al.* 2014). Alt efter placeringen af muslingeopdrætsanlægget vil en stigning i sigtedybden potentielt kunne strække sig ind til kystlinjen og dermed vil selv en lille forbedring i sigtedybden kunne øge den potentielle dybdegrænse af ålegræs og makroalger (Schröder *et al.* 2014).

I forbindelse med undersøgelserne af effekten af kompensationsopdræt af muslinger i Skive Fjord er der også blevet foretaget målinger af sigtedybden i området. Disse viser, at sigtedybden målt inde i anlægget er større end udenfor anlægget. En generel øget sigtedybde i området udenfor anlægget er blevet modelleret. Modelscenarier viste, at en muslingebiomasse i vandsøjlen svarende til ét anlæg kan forbedre sigtedybden i hele fjorden med 3,7 % (12 cm). Estimer af øgede sigtedybder i relation til kompensationsopdræt er dog behæftede med betydelige usikkerheder og givetvis overestimerede, idet modellen ikke kan beskrive horisontale forskelle men bygger implicit på en antagelse om, at kompensationsmuslingerne er jævnt fordelt i hele fjorden (Petersen *et al.* 2013b). Modelscenarier fra mere avancerede modeller viser imidlertid, at sigtedybdeforbedringer er registrerbare i et område som er op til 14 gange større end selve anlægget (Figur 4) og pga. opdrætsanlæggets placering strækker sigtedybdeforbedringen i eksemplet sig helt ind til kystlinjen. Dermed er den potentielle dybdeudbredelse af ålegræs og makroalger langs disse kyststrækninger blevet forbedret.



**Figur 4.** Figuren viser Skive Fjord, Lovns Bredning samt Hjarbæk Fjord. Et muslinge kompensationsopdræt placeret i Skive Fjord forårsager forbedringer af sigtedybden i et større område udenfor opdrætsanlægget. Den største effekt ses omkring opdrætsanlægget (mærkerødt område), hvilket svarer til en sigtedybde forbedring på ca. 12 cm og er aftagende jo længere væk man kommer fra anlægget (mere blålige nuancer). (Publicerede model simuleringer fra MuMiHus-projektet/K. Timmermann, Århus Universitet).

## 6.5 Fødefordeling mellem bund- og kompensationsmuslinger

I et givent område er der en vis mængde føde til rådighed for de forskellige organismer som fx muslinger, søpunge, eller børsteorme, som lever af mikroalgerne. I det tilfælde, at filtrationspotentialiet i området stiger, fx pga. kompensationsmuslinger, vil det betyde øget konkurrence om føden, som kan betyde, at områdets bærekapacitet overskrides og dermed forringede vækstbetingelser for organismene i området. Muslinger er fastsiddende organismer, som derfor er afhængige af, at der sker en konstant tilførsel af føde. Som følge af aftagende strømhastighed mod bunden og lavere koncentrationer af mikroalger i de nederste dele af vandsøjlen, hvor lyset er begrænsende for væksten, er fødekonzentrationerne på bunden generelt lavere end i vandsøjlen. Muslinger opdrættet i vandsøjlen vil derfor generelt set have en konkurrencefordel ift. bundmuslinger. Sammenholdt med, at naturligt forekommende muslinger lever i tætte banker på bunden, hvor risikoen for re-filtrering af vand filtreret af andre muslinger er stor, har bundmuslinger generelt set lavere væksthastigheder sammenlignet med opdrættede muslinger (Maar *et al.* 2010). Tilførsel af føde til bundmuslingerne er primært drevet af opblandingen enten genereret af strøm eller bølger. I danske farvande, der generelt er karakteriseret ved små tidevandsforskelle og lave strømhastigheder, er tilførslen af føde til bundmuslinger i en vis udstrækning drevet af bølge-genereret nedbrydning af vandets lagdeling (fx Petersen *et al.* 2013a). Den ofte forekommende lagdeling af vandsøjlen i danske farvande betyder imidlertid også, at muslinger på bunden og muslinger i vandsøjlen generelt fødesøger på forskellige vandmasser og en direkte konkurrence om føden forekommer derfor generelt set ikke mellem bundmuslinger og opdrættede muslinger. Til gengæld vil der under opblandede forhold potentielt kunne opstå konkurrence mellem bund- og kompensationsmuslinger om føden. Effekter på vækst hos bundmuslinger eller andre filtrerende, benthiske invertebrater kræver imidlertid, at områdets samlede bærekapacitet er overskredet.

Konzentrationen af mikroalger i de danske fjorde og kystnære områder er generelt høj ( $> 3 \mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$ ) (Petersen *et al.* 2013b), hvorfor en eventuel begrænsning af muslingernes fødeindtag (både bund- og kompensationsmuslinger) i disse områder skyldes manglende tilførsel af ny føde fx som følge af lave strømhastigheder, og dermed stiger risikoen for re-filtrering. En eventuel konkurrence om føden mellem bund- og kompensationsmuslinger i områder med høj fødekonzentration og lav strømhastighed vil derfor være af minimal betydning set i forhold til bundmuslingernes generelle fødebegrænsning forårsaget af manglende fødetilførsel. I mere strømfyldte farvande er koncentrationen af mikroalger ofte mindre ( $\leq 2 \mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$ ) (Petersen *et al.* 2013b), men her vil højere strømhastigheder sikre en stabil fødetilførsel til muslingerne. Pga. de lavere fødekonzentrationer i disse områder er der en potentiel risiko for, at der kan opstå fødekonkurrence mellem bund- og kompensationsmuslinger, som imidlertid reduceres af strømforholdene, som sikrer tilførsel af nye føde. Hvorvidt der reelt vil forekomme en egentlig fødekonkurrence mellem bund- og kompensationsmuslinger i strømfyldte farvande, vides ikke pt. I forbindelse med kompensationsopdræt associeret med havbrug vil produktionen af fisk føre til, at der udledes næringsstoffer, som potentielt forøger produktion af mikroalger og hermed er den overordnede bærekapaciteten for muslingeproduktion forøget for et større geografisk område (fx basinskala), og risikoen for fødekonkurrence reduceret.

Opdræt af muslinger afhænger af en naturlig rekruttering af muslingelarver, hvorfor det må forventes, at en vis andel af disse larver ville være blevet til bundmuslinger, hvis ikke de havde sat sig på opdrættslinerne. Opdrætsanlæg vil med stor sandsynlighed øge biomassen af muslinger i et område, men hvor stor en andel af muslingerne, der ville have etableret sig som bundmuslinger i stedet for kompensationsmuslinger er det ikke muligt at opgøre. Det reelle fødebehov forårsaget af kompensationsmuslingerne i forhold til, hvis muslingelarverne havde sat sig på bunden er derfor svært at estimere, og dermed hvorvidt der reelt er tale om fødekonkurrence mellem bund- og kompensationsmuslinger i et givent område.

## 6.6 Ændringer i algesamfundet

Muslingers filtration kan påvirke strukturen af algesamfundet, fordi de selektivt frafiltrerer partikler herunder mikroalger, der er større end 4 µm. Dette kan potentielt medføre favorisering af mindre hurtigt voksende arter (picoalger). Undersøgelser foretaget i laboratoriet og i felten har vist, at muslingerne ikke alene reducerer den totale mængde af alger, men også påvirker sammensætning af alger således, at fraktionen af picoalger stiger (Riemann *et al.* 1988, Olsson *et al.* 1992, Noren *et al.* 1999, Cranford *et al.* 2008, Petersen *et al.* 2008). Hvorvidt disse ændringer er detekterbare i et større geografiske område udenfor anlæggene vides pt. ikke. Ligeledes vides det heller ikke, hvilken betydning årstidsvariationer i algesamfundene og mellem områder har for en eventuel effekt forårsaget af kompensationsopdræt. Eventuelle effekter på algesamfundet forårsaget af muslingeopdræt vil derfor være stedspecifikke og bl.a. afhænge af størrelsen af muslingeproduktionen, algesammensætningen, vandområdetets størrelse samt vandudskiftningen i området.

## 6.7 Miljøeffekter ved kompensationsopdræt af tang

Kompensationsopdræt af tang fører til, at der optages næringsstoffer fra vandmiljøet som inkorporeres via fotosyntesen i makroalgernes væv. I forbindelse med fotosyntesen produceres der ilt, hvorfor tangkompensationsproduktion kan være med til at øge lokal iltproduktion. Derudover kan tangproduktion potentielt være en spredningskilde for genetablering af naturlige tangskove i Danmark. På den anden side kan tangproduktion også udgøre en spredningsvej for uønskede arter og evt. tangsygdomme.

Tangproduktion kan potentielt skygge for bundvegetation fx makroalger, ålegræs og epifytobenthos, men dette vil i høj grad afhænge af opdrætsanlæggenes konfiguration, vanddybden og forekomster af bentiske primærproducenter.

## 6.8 Andre effekter ved kompensationsopdræt af muslinger og tang

Kompensationsopdrætsanlæggene med både muslinger og tang er baseret på systemer, som alle er synlige i vandoverfladen, hvorfor de for nogen vil kunne opfattes som visuel forurening i området. Muslinge- og tangopdrætsanlæggene vil kunne øge den lokale biodiversitet, idet muslinge- og tangelinerne danner en 3D-revstuktur i vandet, som kan udgøre levesteder for smådyr og pelagiske fisk. Dette kan fx også udnyttes til rekreative formål som snorkling, dykning, undervandsjagt, kajakroning eller formidlingsture.

## 7. Referencer

- Baudinet D, Alliot E, Berland B, Grenz C, Plante-Cuny MR, Plante R, Salen-Picard C (1990). Incidence of a mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment water interface. *Hydrobiologia* 207:187–196.
- Birkeland MJ (2009). Nitrogen accumulation and primary production by *Saccharina latissima* (Phaeophyceae) estimated from mathematical modelling and experimental cultivation near a sea cage farm: a case study. pp. 1-37.
- Bråten S, Larsen JE, Petersen JK, Højer F (2002). Muslingebrug i Mariager Fjord. Et statusnotat til handlingsplan for Mariager Fjord fra arbejdsgruppen for muslingebrug. Nordjyllands Amt & Århus Amt. pp. 48.
- Burkholder JM, Shumway SE (2011). Bivalve shellfish aquaculture and eutrophication. In Shumway SE (ed). *Shellfish aquaculture and the environment*. Wiley-Blackwell, UK: 155-215.
- Callier MD, Weise AM, McKindsey CW, Desrosiers G (2006). Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): biodeposit production and dispersion. *Marine Ecology Progress Series* 322: 129–141.
- Carlsson MS, Holmer M, Petersen, JK (2009). Seasonal and spatial variations of benthic impacts of mussel longline farming in a eutrophic Danish Fjord, Limfjorden. *Journal of Sea Research* 28: 791– 801.
- Carlsson MS, Glud RN, Petersen JK (2010). Degradation of mussel (*Mytilus edulis*) fecal pellets released from hanging long-lines upon sinking and after settling at the sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquaculture Science* 67: 1376–1387.
- Carlsson, M.S., P. Engström, O. Lindahl, L. Ljungqvist, J.K. Petersen, L. Svanberg, and M. Holmer. 2012. Effects of mussel farms on the benthic nitrogen cycle on the Swedish west coast. *Aquaculture Environment Interactions* 2: 177–192.
- Carmichael RH, Walton W, Clark H (2012). Bivalve-enhanced nitrogen removal from coastal estuaries. *Can J Fish Aquat Sci.* 69: 1131-1149.
- Chamberlain J, Fernandes TF, Read P, Nickell TD, Davies IM (2001). Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments. *International Council for the Exploration of the Sea* 58:411–416.
- Christensen, PB, Rysgaard S, Sloth NP, Dalsgaard T, Schwærter S (2000). Sediment mineralization, nutrient fluxes, denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in an estuarine fjord with sea cage trout farms. *Aquatic Microbial Ecology* 21: 73–84.
- Christensen PB, Glud RN, Dalsgaard T, Gillespie P (2003). Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture* 218: 567–588.
- Cranford PJ, Li X, Strand Ø, Strohmeier T (2008). Phytoplankton depletion by mussel aquaculture: high resolution mapping, ecosystem modeling and potential indicators of ecological carrying capacity. *ICES CM/H12*: 1-5.

- Cranford PJ, Reid GK, Robinson SMC (2013). Open water integrated multi-trophic aquaculture: constraints on the effectiveness of mussels as an organic extractive component. *Aquacult Environ Interact* 4:163-173.
- Cromey CJ, Nickell TD, Black KD, Provost PG, Griffiths CR (2002). Validation of fish farm waste re-suspension model by use of a particulate tracer discharged from a point source in a coastal environment. *Estuaries*, 25; 916–929.
- Dalsgaard, J, Pedersen, PB (2011). Solid and suspended/dissolved waste (N, P, O) from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture*, 313(1-4); 92-99.
- Dame RF (2012). Ecosystem Metabolism and nutrient cycling. In: Ecology of marine bivalves. An ecosystem approach (2nd ed). CRC Press.
- Dame RF, Dankers N, Prins TC, Jongsma H, Smaal AC (1991). The influence of mussel beds on nutrients in the western Wadden Sea and eastern Scheldt. *Estuaries* 14:130–138.
- Edebo L, Haamer J, Lindahl O, Loo LO, Piriz L (2000). Recycling of macronutrients from sea to land using mussel cultivation. *Int J Environ Pollut* 13(1-6): 190-207.
- Haamer J (1996). Improving water quality in a eutrophied fjord system with mussel farming. *Ambio*. 25: 356-362.
- Handå A, Ranheim A, Olsen AJ, Altin D, Reitan KI, Olsen Y, Reinertsen H (2012). Incorporation of salmon fish feed and feces components in mussels (*Mytilus edulis*): Implications for integrated multi-trophic aquaculture in cool-temperate North Atlantic waters. *Aquaculture* 370-371:40-53.
- Handå A, Forbord S, Wang XX, Broch OJ, Dahle SW, Storseth TR, Reitan KI, Olsen Y, Skjermo J (2013). Seasonal- and depth-dependent growth of cultivated kelp (*Saccharina latissima*) in close proximity to salmon (*Salmo salar*) aquaculture in Norway. *Aquaculture* 414: 191-201.
- Hartstein ND, Stevens CL (2005) Deposition beneath long-line mussel farms. *Aquacult Eng* 33:192–213.
- Holmer M, Thorsen SW, Carlsson MS, Petersen JK (2014). Pelagic and Benthic Nutrient Regeneration Processes in Mussel Cultures (*Mytilus edulis*) in a Eutrophic Coastal Area (Skive Fjord, Denmark). *Estuaries and Coasts*. DOI 10.1007/s12237-014-9864-8
- Jansen H, Strand Ø, Strohmeier T, Krogness C, Verdegem M, Smaal AC (2011). Seasonal variability in nutrient regeneration by mussel *Mytilus edulis* rope culture in oligotrophic systems. *Marine Ecology Progress Series* 431: 137–149.
- Jansen HM, Strand Ø, Verdegem M, Smaal A (2012). Accumulation, release and turnover of nutrients (C-N-P-Si) by the blue mussel *Mytilus edulis* under oligotrophic conditions. *JEMBE* 416-417: 185-195.
- Kjørboe T, Møhlenberg F, Nøhr O (1980). Feeding, particle selection and carbon absorption in *Mytilus edulis* in different mixtures of algae and resuspended bottom material. *Ophelia* 19:193-205.
- Lindahl O, Hart R, Hernroth B, Kollberg S, Loo LO, Olrog L, Rehnstam-Holm A, Svensson J, Svensson S, Syversen U (2005). Improving marine water quality by mussel farming: A profitable solution for Swedish society. *Ambio* 34(2): 131-138.

Liutkus M, Robinson SMC, MacDonald BA, Reid G (2012). Quantifying the Effects of Diet and Mussel Size on the Biophysical Properties of the Blue Mussel, *Mytilus* spp., Feces Egested Under Simulated Inta Conditions. J Shellfish Res. 31(1):69-77.

Loo LO (1992). Filtration, assimilation, respiration and growth of *Mytilus edulis* L. at low temperatures. Ophelia 35:123-131.

Maar M, Timmermann K, Petersen JK, Gustafsson KE, Storm LM (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 64:322–333.

MAB3. Unpublished results. The MacroAlgae Biorefinery, Strategisk Forskningsråds projekt 2012-2016.

MacDonald BA, Robinson SMC, Barrington KA (2011). Feeding activity of mussels (*Mytilus edulis*) held in the field at an integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) site (*Salmo salar*) and exposed to fish food in the laboratory. Aquaculture 314: 244-251.

Marinho GS, Holdt SL, Angelidaki I. Bioremediation of sugarkelp, *Saccharina latissima*, cultivated in a commercial off-shore integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). Submitted to Journal of Applied Phycology.

Muslingeudvalgets Bilagsrapport (2004) Fødevareministeriet.

Møhlenberg F, Holtegård LE, Hansen FT (2008). Miljøneutral udvidelse af havbrugsproduktion - Undersøgelse af rentable muligheder for dyrkning og høst af muslinger som kompensation for tab af næringsstoffer fra havbrug. Rapport til Dansk Akvakultur.

Møhlenberg SJ (2007). Blue mussel cultivation for nitrogen removal in fjords. Assessment of an alternative measure to comply with the Water Framework Directive using Odense Fjord as a case study. Master thesis. Faculty of Life Sciences, University of Copenhagen.

Newell RE (2004). Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: A review. J. Shellfish Res. 23(1):51-61.

Nielsen P (2014). Future challenges and possibilities for the Danish long-line production of blue mussels, *Mytilus edulis* (L) – with special focus on filtration and bioenergetics. PhD-afhandling, Københavns Universitet 117 sider.

Nielsen M, Krause-Jensen D, Olesen B, Thinggaard R, Christensen P, Bruhn A (2014). Growth dynamics of *Saccharina latissima* (Laminariales, Phaeophyceae) in Aarhus Bay, Denmark, and along the species' distribution range. Marine Biology: 1-12.

Nizzoli D, Welsh DT, Viaroli P (2011). Seasonal nitrogen and phosphorus dynamics during benthic clam and suspended mussel cultivation. Marine Pollution Bulletin 62: 1276–1287.

Noren F, Haamer J, Lindahl O (1999). Changes in the plankton community passing a *Mytilus edulis* mussel bed. Mar. Ecol. Prog. Ser. 191:187-194.

Olsson P, Graneli E, Carlsson P, Abreu P (1992). Structuring of a postspring phytoplankton community by manipulation of trophic interactions. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 158:249-266.



- Petersen JK, Bougrier S, Smaal AC, Garen P, Robert S, Larsen JEN, Brummelhuis (2004). Intercalibration of mussel *Mytilus edulis* clearance rate measurements. *Mar Ecol Prog Ser* 267:187-194.
- Petersen JK, Nielsen TG, van Duren L, Maar M (2008). Depletion of plankton in a raft culture of *Mytilus galloprovincialis* in Ría de Vigo, NW Spain I. Phytoplankton. *Aquat Biol* 4:113-125.
- Petersen JK, Maar M, Holmer M (2010). Muslinger som virkemiddel – et pilot studie. By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet 38 sider.
- Petersen JK, Timmerman K, Carlsson MS, Maar M, Lindahl O (2012). Mussel farming can be used as a mitigation tool – A reply. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 64(2):452-454.
- Petersen JK, Maar M, Ysebaert T, Herman PMJ (2013a). Near-bed gradients in particles and nutrients above a mussel bed in the Limfjorden: influence of physical mixing and mussel filtration. *Mar Bio Prog Ser* 490:137-146.
- Petersen JK, Timmerman K, Holme M, Hasler B, Göke G, Zandersen M (2013b). Miljømuslinger. Muslinger som supplerende virkemiddel. Notat fra DCE – National Center for Miljø og Energi. 38 sider.
- Petersen JK, Hasler B, Timmermann K, Nielsen P, Tørring DB, Larsen MM, Holmer M (2014). Mussels as a tool for mitigation of nutrients in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 82: 137–143.
- Prins TC, Smaal AC (1994). The role of the blue mussel *Mytilus edulis* in the cycling of nutrients in the Oosterschelde estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia* 282/283:413– 429.
- Prins TC, Smaal, AC, Dame RF (1998). A review of the feedbacks between bivalve grazing and ecosystem processes. *Aquatic Ecology* 31:349–359.
- Reid GK, Chopin T, Robinson SMC, Azevedo P, Quinton M, Belyea E (2013). Weight ratios of the kelps, *Alaria esculenta* and *Saccharina latissima*, required to sequester dissolved inorganic nutrients and supply oxygen for Atlantic salmon, *Salmo salar*, in Integrated Multi-Trophic Aquaculture systems. *Aquaculture* 408-409:34-46.
- Riemann B, Nielsen TG, Horsted SJ, Bjørnsen PK, Pock-Steen J (1988). Regulation of phytoplankton biomass in estuarine enclosures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 48:205-215.
- Riisgård HU, Randløv A (1981). Energy budgets, growth and filtration rates in *Mytilus edulis* at different algal concentrations. *Mar. Biol.* 61:227-234.
- Riisgård HU, Pleissner D, Lundgreen K, Larsen PS (2013). Growth of mussels *Mytilus edulis* at algal (*Rhodomonas salina*) concentrations below and above saturation levels for reduced filtration rate. *Mar Bio Res* 9(10):1005-10017.
- Sanderson JC, Cromey CJ, Dring MJ, Kelly MS (2008). Distribution of nutrients for seaweed cultivation around salmon cages at farm sites in north-west Scotland. *Aquaculture* 278, 60–68.
- Sanderson JC, Dring MJ, Davidson K, Kelly MS (2012). Culture, yield and bioremediation potential of *Palmara palmata* (Linnaeus) Weber & Mohr and *Saccharina latissima* (Linnaeus) C.E. Lane, C. Mayes, Druehl & G.W. Saunders adjacent to fish farm cages in northwest Scotland. *Aquaculture* 354-355:128-135.

Schröder T, Stank J, Schernewski G, Krost P (2014). The impact of a mussel farm on water transparency in the Kiel Fjord. *Ocean & Coastal Management*. DOI:10.1016/j.ocecoaman.2014.04.034

Small AC, Vonck APMA (1997). Seasonal variation in C, N and P budgets and tissue composition of the mussel *Mytilus edulis*. *Mar Ecol Prog Ser* 153: 167-179.

Stadmark J, Conley DJ (2011). Mussel farming as a nutrient reduction measure in the Baltic Sea: consideration of nutrient bio-geochemical cycles. *Marine Pollution Bulletin* 62: 1385–1388.

Stybel N, Fenske C, Schernewski G (2009). Mussel Cultivation to Improve Water Quality in the Szczecin Lagoon. *Journal of Coastal Research* (SI 56 (ICS 2009)), pp. 1459-1463.

van Broekhoven W, Troost K, Jansen H, Smaal AC (2014). Nutrient regeneration by mussel *Mytilus edulis* spat assemblages in a macrotidal system. *Journal of Sea Research* 88: 36–46.

VVM- redegørelse (2013). Endelave Havbrug. Etablering af nyt havbrug ved Endelave 2013.