

Marine Virkemidler

Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag



Marine Virkemidler

Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag

Karen Timmermann¹ (Ed.)

Anja Gadgård Boye²

Annette Bruhn¹

Anders Chr. Erichsen³

Mogens Flindt⁴

Henrik Fossing¹

Flemming Gertz⁵

Henning Mørk Jørgensen⁶

Jens Kjerulf Petersen⁷

Steen Schwærter⁸

¹Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

²NaturErhvervsstyrelsen

³DHI

⁴Syddansk Universitet, Biologisk Institut

⁵SEGES

⁶Danmarks Naturfredningsforening

⁷DTU-Aqua, Dansk Skaldyrcenter

⁸Naturstyrelsen



Titel: Marine Virkemidler
Undertitel: Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag

Forfattere: Karen Timmermann¹ (Ed.), Anja Gadgård Boye², Annette Bruhn¹, Anders Chr. Erichsen³, Mogens Flindt⁴, Henrik Fossing¹, Flemming Gertz⁵, Henning Mørk Jørgensen⁶, Jens Kjerulf Petersen⁷ & Steen Schwærter⁸

Institutioner: ¹Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, ²NaturErhvervstyrelsen, ³DHI, ⁴Syddansk Universitet, Biologisk Institut, ⁵SEGES, ⁶Danmarks Naturfredningsforening, ⁷DTU-Aqua, Dansk Skaldyrcenter & ⁸Naturstyrelsen

Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL: <http://dce.au.dk>

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Kvalitetssikring: Poul Nordemann Jensen, Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi
Layout: Grafisk Værksted, AU-Silkeborg

Finansiel støtte: Ingen ekstern finansiering

ISBN: 978-87-7156-190-6

Sideantal: 68

Fotos forside: Peter Bondo Christensen, Mette Nielsen & Annette Bruhn

Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <http://dce2.au.dk/pub/MarineVirkemidler.pdf>

Indhold

1	Baggrund	5
2	Marine Virkemidler	6
2.1	Vurdering af marine virkemidler	7
3	Beskrivelser af marine virkemidler	13
3.1	Opdræt af muslinger	13
3.2	Dyrkning af makroalger (tang)	21
3.3	Stenrev som marint virkemiddel	30
3.4	Reetablering af ålegræs	38
3.5	Sand-capping af mudrede sedimenter	46
3.6	Iltning	51
3.7	Omplantning af muslinger	56
3.8	Aluminiumtilsætning som muligt virkemiddel i kystnære marine områder	61
3.9	Beskyttede havområder som marint virkemiddel	65

1 Baggrund

Nærværende notat er udarbejdet af det faglige netværk om marine virkemidler på bestilling af ”Partnerskab for vidensopbygning om virkemidler og arealregulering”. Det faglige netværk om marine virkemidler består af repræsentanter fra Aarhus Universitet (Karen Timmermann formand for netværket, Annette Bruhn og Henrik Fossing), Danmarks Tekniske Universitet (Jens Kjerulf Petersen), Syddansk Universitet (Mogens Flindt), Naturstyrelsen (Steen Schwærter), NaturErhvervstyrelsen (Anja Gadgaard Boye), DHI (Anders Chr. Erichsen), SEGES (Flemming Gertz) og Danmarks Naturfredningsforening (Henning Mørk Jørgensen).

Af bestillingen fra Partnerskabet fremgår bl.a.:

”Status for viden om de marine virkemidler vurderes på baggrund af resultater af forskning og andre undersøgelser gennemført over de senere år. Opgaven omfatter muslinger, makroalger, ålegræs og stenrev. Vurderingen skal udføres med baggrund i den eksisterende viden. Derudover ønskes en oversigt over videnshuller, hvor forskningen fremover kan bidrage til mere effektive virkemidler på længere sigt”.

Netværket har behandlet de 4 virkemidler beskrevet i bestillingen, og har derudover besluttet at inkludere en beskrivelse af ikke tidligere behandlede potentielle marine virkemidler: Iltilførsel, beskyttede områder, aluminiums-tilsætning, muslingekulturbanker samt sand capping. Beskrivelserne af de enkelte virkemidler har været diskuteret og kommenteret i netværket, men det konkrete indhold er alene udarbejdet og tiltrådt af de enkelte forfattere. Beskrivelserne følger en overordnet skabelon, hvor hovedfokus er lagt på de miljømæssige aspekter af virkemidlerne, herunder især kvælstoffjernelsen. Socio-økonomiske betragtninger og beregninger af omkostningseffektivitet er inddraget i det omfang, det har været muligt.

Notatet består af en beskrivelse af de enkelte nævnte virkemidler samlet i et bilag. Derudover er der foretaget en sammenfattende faglig konklusion og vurdering af de enkelte virkemidler. Det er repræsentanterne fra universiteter og DHI, som er ansvarlige for sammenfatningen og vurderingen.

2 Marine Virkemidler

EU's vandrammedirektiv (VRD) fastsætter mål for miljøkvaliteten af grundvand, vandløb, søer og marine kystområder. For de marine vandområder skal der som minimum opnås god økologisk tilstand, hvilket fastsættes ud fra tilstanden af de biologiske kvalitetselementer: Fytoplankton, ålegræs, makroalger og bunddyr. Virkemidlerne udgør grundstenene i de indsatsplaner, som skal sikre opnåelse af god økologisk tilstand. Traditionelt set har virkemidlerne i relation til næringsstofftab fra land været relateret til eller tæt på dyrkningsfladen og punktkilder (renseanlæg m.m.). De terrestriske virkemidlers primære formål er at reducere tilførsler af især kvælstof og fosfor til grundvand, vandløb, søer og kystområder således, at der kan opnås god økologisk tilstand. I de senere år er der kommet et stadigt større fokus på marine virkemidler, og der er igangsat flere forsknings- og udviklingsprojekter med henblik på at dokumentere og kvantificere effekterne af marine virkemidler. De marine virkemidler er karakteriserede ved at være virkemidler, som er placeret i det marine miljø og derfor virker i og på den marine recipient. I dette notat inkluderer de marine virkemidler både virkemidler, som fjerner eller binder næringsstofferne samt virkemidler, som har en direkte effekt på de biologiske kvalitetselementer. Selvom både terrestriske og marine virkemidler har til formål at bidrage til at opnå god økologisk tilstand i de marine vandområder, er der flere grundlæggende forskelle, som betyder, at man ikke umiddelbart kan sammenligne deres effekter.

De primære forskelle mellem terrestriske og marine virkemidler er:

- Marine virkemidler forhindrer ikke næringssalte i at komme ud i det marine miljø, men de kan medvirke til at forbedre miljøtilstanden i den marine recipient enten ved, at næringsstofferne fjernes/bindes eller ved at påvirke de biologiske kvalitetselementer (fx ved at skabe bedre vækstbetingelser for ålegræs).
- Marine virkemidler er langt fra de primære kilder. Det bevirker, at næringsstofferne kan påvirke bl.a. grundvand, vandløb og søer, inden de fjernes/immobiliseres i den marine recipient.
- Marine virkemidler kan medvirke til at tilbageholde næringssalte i kystnære vandområder gennem midlertidig eller permanent lagring i biomasse og sedimenter frem for at blive transporteret ud i det åbne havområde.
- Marine virkemidler binder eller fjerner ikke kun næringssalte tilført fra land, men også fra sediment, atmosfære eller andre marine områder og har dermed en effekt på den interne belastning i fjorde og kystnære områder.
- Marine virkemidler kan under visse omstændigheder være en forudsætning for opnåelse af god økologisk tilstand, fordi de skader, som er sket på vandmiljøet, ikke er reversible inden for tidsrammen af VRD uden brug af marine virkemidler.
- Marine virkemidler kan reducere næringsstoffernes turnover (målt som antallet af gange kvælstof- og fosforbelastningen kan bidrage til primærproduktion pr. vækstsæson), hvorved effekten af næringssalttilførsel på miljøtilstanden bliver reduceret.

- Marine virkemidler kan øge marine økosystemers stabilitet/robusthed bl.a. gennem naturgenopretning/restaurerings-effekt direkte i det marine miljø.

Man skal derudover være opmærksom på, at marine virkemidler ikke nødvendigvis virker eller er effektive i alle marine områder.

2.1 Vurdering af marine virkemidler

I beskrivelsen af de marine virkemidler er der fokuseret på, om virkemidlerne medvirker til a) permanent fjernelse af kvælstof fra det marine økosystem, b) tilbageholdelse/binding af kvælstof således, at kvælstoffet evt. bindes mere eller mindre permanent i sediment/biomasse eller om omsætningen, i form af antal gange et N-molekyle indgår i primærproduktionen (turnover), nedsættes, og/eller c) påvirkning af andre biologiske kvalitetselementer (fytoplankton, bunddyr, ålegræs og makroalger). Udover de mulige kvælstofeffekter vurderes det, om virkemidlerne har en betydning for fosfor og om de evt. har andre miljøeffekter: Øget sigtdybde, forbedrede iltforhold, øget biodiversitet, stabilisering af sedimenter o. lign.

Effektiviteten af marine virkemidler afhænger i høj grad af lokale fysiske og miljømæssige forhold, og derfor vil der være stor forskel på, hvor virkemidlerne kan placeres. I beskrivelsen af virkemidlerne indgår krav til egnede lokaliteter, ligesom der er foretaget en vurdering af anvendelsespotentialet i danske vandområder.

Effekterne af de enkelte marine virkemidler er vurderet på baggrund af eksisterende data fra danske og udenlandske farvande. Der er imidlertid stor forskel på omfanget af tilgængelige data og dermed også forskel på datagrundlaget, der kan bruges til at vurdere virkemidlet.

I den faglige sammenfatning og vurdering er forskelle i datagrundlaget og dokumentationen for effekten vurderet, og på denne baggrund er de enkelte virkemidler inddelt i 3 kategorier:

Kategori 1: Virkemidlet er testet i danske farvande og datagrundlaget er tilstrækkeligt omfattende til, at virkemidlet vurderes operationelt/klar til anvendelse i egnede områder. Der kan være behov for tekniske afklaringer og optimal placering, der kræver supplerende undersøgelser eller faglig vurdering, men virkemidlet er teoretisk og praktisk dokumenteret.

Kategori 2: Virkemidlet vurderes potentielt lovende, og der er en del, men ikke entydig dokumentation for, at det kan virke i danske farvande, hvorfor yderligere basal dokumentation/undersøgelser er nødvendige, før virkemidlet kan gøres operationelt.

Kategori 3: Virkemidlet har teoretisk et vist potentiale, men er stort set uddokumenteret.

Udenfor kategori: Virkemidlet vurderes ikke at være egnet i danske farvande.

Det skal understreges, at forskning i marine virkemidler både i Danmark og internationalt er relativ ny, og derfor er datagrundlaget til vurdering af virkemidlernes effekter generelt mangelfuldt. Det betyder bl.a., at de fleste af virkemidlerne endnu ikke er testet i danske farvande, ligesom der vil være en betydelig usikkerhed på de kvantificerede effekter. Der er ingen marine

virkemidler, der kan anvendes uden en forudgående faglig vurdering af placering og lokalitet.

I tabel 1 og 2 er vist en oversigt over de marine virkemidler. Tabellerne giver i kort form de væsentligste effekter af virkemidlerne sammen med en vurdering af status for den eksisterende viden. Det er imidlertid vigtigt at læse den fulde beskrivelse af virkemidlerne for at få et samlet billede af virkemidlernes effekter, forbehold og anvendelsespotentialer.

Tabel 1. Oversigt over kendte marine virkemidler

Virkemiddel	N fjernelse	N tilbageholdelse	Effekter på kvalitets-elementer	Andre effekter	Status for viden	Kommentarer
Opdræt af muslinger	N-fjernelse sker ved høst af muslinger Kan endvidere medføre øget denitrifikation Arealeffektivitet af den direkte N-fjernelse er op til 600-900 kg N/ha/år, men vil afhænge af lokaliteten	N binding i muslingevæv i vækstperiode (nedsat N turn-over)	Reduceret klorofyl-koncentration især omkring anlæg	Øget sigtddybde primært omkring hvert enkelt anlæg Binder og fjerner P Øget sedimentation under anlæg (medfører øget iltforbrug, øget N og P flux, evt. nedsat denitrifikation) Reduceret sedimentation på bassinskala og deraf afledte effekter Ændring af strømforhold Øget biodiversitet omkring anlægene (ikke dokumenteret i danske farvande) Kan konflikte med anden anvendelse af søterritoriet	Kategori 1 Fjernelsespotentiale, økonomi og miljøpåvirkning er dokumenteret ved fuldskala-forsøg i DK. Behov for mere viden om arealspecifikt produktionspotentiale under forskellige miljøforhold Behov for viden om vandområdets fjernelsespotentiale/bærekapacitet og produktionsstabilitet	Det er forvaltningsmæssigt nemt at kontrollere den primære virkemiddeleffekt i form af tons muslinger høstet Opdrætsteknologi kan optimeres Anvendelse af høstede muslinger skal afklares
Opdræt af makro-alger	N-fjernelse sker ved høst af alger Arealeffektivitet af den direkte N-fjernelse er 3-39 kg N/ha/år i fjorde, og forventet højere i åbent vand, men vil afhænge af lokaliteten	N binding i algebiomasse i vækstperiode (nedsat N turn-over)	Teoretisk bør koncentrationen af klorofyl mindskes, især omkring anlægget (ikke dokumenteret)	Binder og fjerner P Potentielle, men ikke dokumenterede effekter: Øget biodiversitet Risiko for øget sedimentation under anlæg Skygning af naturlig bundvegetation Ændring af strømforhold Spredning af sygdomme/epifytter til naturlige tangskove Kan konflikte med anden anvendelse af søterritoriet	Kategori 1 Fjernelsespotentiale og økonomi er dokumenteret ved feltforsøg og kommercielle anlæg i DK fjorde (dog ikke i fuld skala) Andre effekter er endnu ikke dokumenterede Behov for mere viden om arealspecifikt produktionspotentiale under forskellige miljøforhold Behov for viden om vandområdets samlede fjernelsespotentiale/bærekapacitet	Det er forvaltningsmæssigt nemt at kontrollere den primære virkemiddeleffekt i form af tons tang høstet Dyrkningsteknologi kan optimeres, herunder selektiv avl på specifikke tangarter Anvendelse af høstet tang skal afklares Virkemidlet er umiddelbart mindst velegnet i eutrofierede områder (pga lav sigtddybde)

Stenrev	Mulig N fjernelse pga øget denitrifikation Teoretisk mulig N-begravelse i sedimentet i iltfattige miljøer, men ikke dokumenteret og kan også fungere modsat i iltfattige miljøer. Effekt afhænger af stenrevets placering og kolonisering	N binding i koloniserende biomasse (nedsat N turn-over)	Der forventes øget makroalge tæthed ift. bar bund under forudsætning af tilstrækkeligt lys	Potentielle effekter af stenrev afhænger af placering og ikke alle kan indfries på samme lokalitet Øget iltning af bundvand (få mulige placeringer) og heraf afledt reduktion af intern P-belastning Øget biodiversitet ved at skabe habitater og fourageringsområder Naturgenopretning Erosionsbeskyttelse (men ikke af stor betydning i fjorde) Sedimentstabilisering	Kategori 3 ift. N og P tilbageholdelse Vurderes som kategori 2 mht. andre naturværdier. Stenrev som naturgenopretning er veldokumenteret i danske farvande. Det skal dog sikres, at vandkvaliteten i et givent vandområde understøtter makroalge vækst	N-effekten tvivlsom Det er sandsynligvis ikke muligt at placere stenrev, så man får både N-effekt og natur-effekt. Dvs. formålet med anlæg af stenrev skal afgøres på forhånd Effekten er vanskelig forvaltningsmæssigt at verificere
Ålegræs	Mulig N fjernelse pga permanent begravelse, men dokumentationen er sparsom og usikker Muligvis øget denitrifikation	N binding i ålegræsbiomasse (nedsat N turn-over) Øget sedimentation og begravelse af organisk materiale	Øget ålegræs tæthed og dybdeudbredelse	Øget sigtdybde i og omkring ålegræsbede Øget biodiversitet Øget sedimentstabilisering Erosionsbeskyttelse (men ikke af stor betydning i fjorde) Naturgenopretning Skaber vigtige habitater og fourageringsområder	Kategori 2 Dokumentation for ålegræssets systemeffekter og at ålegræstransplantationsteknikker fungerer på lavt vand. Transplantation sikrer kun frøproducerende bede, ikke stor udbredelse God dokumentation på at transplantation af skud fungerer, men ingen dokumentation for, at udsåning af ålegræs kan fungere på lavt vand.	Afventer resultater fra NOVAGRASS vedr. udsåning og transplantation på dybere vand Effekten er vanskelig forvaltningsmæssigt at verificere

Tabel 2. Oversigt over nye marine virkemidler

Virkemiddel	N fjernelse	N tilbageholdelse	Effekter på kvalitets- elementer	Andre effekter	Status for viden	Kommentarer
Sand capping	Ingen direkte N fjernelse	Kan sandsynligvis reducere den interne N og P belastning idet der "lægges låg på" det næringsrige sediment	Kan sandsynligvis øge ålegræssets generelle udbredelse ved at øge mudrede sedimenters evne til at være egnet substrat for ålegræs (øget forankringskapacitet)	Potentielle, men endnu ikke dokumenterede effekter: Øget sigtdybde (er dokumenteret i lab. tests) Øget sediment stabilitet (er dokumenteret i lab. tests) Forbedret iltproduktion som følge af bentisk vegetation (inkl. mikroalger) Effekter på havbunden ved opgravning og udlægning af sandmaterialet	Kategori 3 N og P effekten er endnu ikke er dokumenteret	Sand capping kan teoretisk bruges både til at reducere intern belastning og til at facilitere ålegræsudbredelse. Det er uklart, om begge funktioner kan opfyldes samtidigt. Effekten er vanskelig forvaltningsmæssigt at verificere
Iltning	Eventuel N fjernelse ved øget denitrifikation. Fjernelsesrate afhængig af lokale forhold		Positiv effekt på bundfauna i ellers iltfrie miljøer, men dette er ikke dokumenteret for danske farvande	Kan reducere intern P belastning (adsorption) Kan medføre tilførsel af næringsalte fra det bundnære miljø til den fotiske zone og stimulere plankton vækst	Kategori 2/3 Der er nogen dokumentation for N og P effekt i søer og enkelte marine svenske områder, som dog ikke er umiddelbart sammenlignelige med danske forhold Der er ingen reel kvantitativ vurdering Estimer fra Mariager Fjord bygger på et ikke aktuelt data sæt, og beregninger bør opdateres.	Ingen eller få egnede områder i Danmark (Mariager Fjord) Effekten er vanskelig forvaltningsmæssigt at verificere

Omplantning af muslinger	N fjernelse ved høst af muslinger fra kulturbanken N fjernelsesrate afhænger af mer-tilvækst af omplantede muslinger N-fjernelse som følge af øget denitrifikation i banken	N binding i muslingevæv (nedsat N turn-over)	Reduceret klorofyl-koncentration primært i området omkring kulturbanken	Muligvis øget sigtdybde Rev-dannelse (øget biodiversitet) Effekter på havbunden ved opfiskning og genudlægning af muslingerne	Kategori 2/3 Der mangler dokumentation for om der er netto tilvækst og dermed N-binding og –fjernelse i kulturbankerne. Der kræves udvikling af operationelle værktøjer, der kan identificere områder, hvor muslingerne fra truede områder ellers ville gå til Der mangler kvantificering af andre effekter	Muslingerne kan indgå i fødevareproduktion gennem fiskeri Afklares nettofjernelsen er N-fjernelsen målbar og den primære virkemiddeleffekt nem at kontrollere
Aluminiums-tilsætning	Ingen N fjernelse	Ingen ændring i N binding		Kan reducere den interne P belastning (adsorption)	Ikke egnet (udenfor kategori) Potentialet er tvivlsomt og der er ikke dokumentation for, at det kan virke i marine områder. Da aluminium potentielt er toksisk og ikke nedbrydeligt kan virkemidlet resultere i betydelig forurening	Effekten er vanskelig forvaltningsmæssigt at verificere
Beskyttede områder	I udgangspunktet ingen N-fjernelse Uklart om denitrifikation påvirkes	Uklart om der er øget N binding (i bentisk biomasse)	Positiv effekt på bundfauna (biodiversitet)		Kategori 3 Effekten på N- og P-fjernelse er minimal og ikke dokumenteret. Vurderes som kategori 2 mht. andre naturværdier fortrinsvis bunddyr	Effekten er vanskelig forvaltningsmæssigt at verificere

3 Beskrivelser af marine virkemidler

3.1 Opdræt af muslinger

Karen Timmermann, Jens Kjerulf Petersen og Berit Hasler (AU)

3.1.1 Funktion

Princippet i muslingeopdræt som virkemiddel er, at næringsstoffer tilført et vandområde, indbygges i muslingerne gennem deres fødeoptagelse og fjernes fra det marine miljø, når muslingebiomassen høstes. Muslingeopdræt målrettet næringsstoffjernelse (muslingeopdræt som virkemiddel) er optimeret så biomassen pr. areal bliver størst mulig med minimal arbejdsindsats. Ved muslingeopdræt i et vandområde optages og bindes en del af vandfasens partikelbundne næringsstoffer i muslingerne og næringsstofoptaget sker uafhængigt af, hvilken kilde næringsstofferne kommer fra. Muslingeopdræt kan derfor ikke betragtes som et filter målrettet specifikke punktkilder, men som en ikke-selektiv metode til fjernelse af næringsstoffer fra vandmassen i et område omkring muslinge anlægget.

Opdræt af muslinger i vandsøjlen kræver et yngelfang, 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, platforme eller stativer. Hele væksten til høstmoden størrelse foregår på yngelfanget hvorved en arbejdskrævende proces med mellemhåndtering undgås. Et klassisk opdrætsanlæg er opbygget ved, at der mellem to ankre udspringes en langline. Langlinen løftes op i vandsøjlen af bøjer, som sammen med vægtsklodser placeret i enderne samt med jævne intervaller i linens udstrækning holder linen udsprejdet og nedsænket i ensartet dybde. På et standardanlæg på 250 x 700 m kan der udlægges 90 langliner af hver ca. 200 m fordelt på tre sektioner. Fra hver langline hænger der yngelfang i kontinuerlige guirlander, hvis længde er afhængig af blandt andet vanddybden, de lokale føde- og iltforhold samt hvor muslingerne bundslår. Ved at justere antallet af bøjer på langlinerne sikres, at langlinen er placeret rigtigt i vandsøjlen i hele vækstperioden, så yngelfanget på den ene side er fri af bunden, og bøjerne på den anden side ligger lige under vandspejlet, så de ikke bliver fanget i evt. is. En anden type anlæg består af op til 130 m lange rør forankret i hver sin ende med skrueankre eller lignende. På rørene bindes, i hele rørets længde, net med variabel maskestørrelse, fx 175 x 175 mm, og med en højde på 3 m. Nettene fungerer som yngelfang, og der bruges specielt udviklede maskiner til høst. På et anlæg kan der være 40-60 rør. Denne type rørsystemer har stort potentiale til opdræt målrettet næringsstoffjernelse, men kan på nuværende tidspunkt ikke på kontrolleret vis undersøges og er derfor begrænset egnet under forhold med isdannelse. Den høstede muslingebiomasse repræsenterer en værdi som råvare/ressource til fx dyrefoder og energi, men kan også udgøre et potentielt affaldsproblem, såfremt der ikke findes en passende anvendelse af muslingerne.

3.1.2 Egnede områder

Virkemidlets omkostningseffektivitet afhænger af lokale fysiske og miljømæssige forhold som påvirker muslingeproduktionen. De parametre, som har størst betydning for den arealspecifikke produktion er: Vanddybde, fø-

dekoncentration, strømforhold, temperatur, saltholdighed, prædation og rekruttering. En multi-kriterie tilgang til placering af muslingeopdræt som foreslået i Petersen et al. (2013) og Petersen et al. (2015) inkluderer de parametre, der er vigtige for muslingevækst og metoden kan benyttes til at screene for områder, som er egnede til muslingeopdræt. Generelt vil omkostningseffektiviteten ved muslingeproduktionen være højest i kystnære eutrofierede vandområder, hvor fødetilgængeligheden er størst og driftsomkostningerne lavest. For at optimere fødetilgængeligheden og minimere de negative miljøeffekter ved muslingeopdræt (øget sedimentation under anlæggene) bør anlæggene placeres i strømfyldt vand. Endvidere bør der tages hensyn til andre faktorer fx visuel forurening og anden brug af vandområderne (sejllads, fiskeri mm) når egnetheden af områder i forhold til muslingeopdræt skal vurderes.

Det vurderes, at muslingeopdræt vil være et mindre omkostnings effektivt virkemiddel i de åbne havområder, idet muslingevæksten vil være reduceret pga. generelt lavere fødetilgængelighed og lav/svingende saltholdighed i fx den vestlige Østersø/Bælthavet (Riisgaard et al., 2014). Omkostningerne til drift og høst af off-shore anlæg vil endvidere være højere sammenlignet med mere kystnære anlæg.

3.1.3 N fjernelse

Der er på nuværende tidspunkt kun dokumenteret ét fuldskalaforsøg med muslingeopdræt med henblik på næringsstoffjernelse i DK. Dette forsøg blev udført i perioden 2010-2011 i Skive fjord. Resultaterne fra forsøget viser, at N fjernelsespotentialer er 10-16 tons kvælstof (N) opdrætsanlæg⁻¹ år⁻¹ svarende til 0,6-0,9 t N ha⁻¹ anlæg år⁻¹ for et standard opdrætsanlæg i den meget eutrofierede Skive fjord (Petersen et al., 2013; Petersen et al., 2014). Den realiserede N fjernelse vil især afhænge af høsttidspunkt, høstudbytte og kvælstofindholdet i muslingekødet på høsttidspunktet. Dertil kommer, at der er etableret kompensationsopdrætsanlæg i Horsens Fjord og Storebælt i forbindelse med havbrug. I de fortrinsvis ydre dele af Horsens Fjord blev der under optimale forhold dokumenteret en arealspecifik N-fjernelse svarende til 1,2-1,8 t N ha⁻¹ år⁻¹ for et Smartfarm anlæg (KOMBI 2015). Dette resultat blev opnået i 2011 og 2012 på en mindre produktion svarende til 5-10% af den forventede maksimale kapacitet. I de efterfølgende år (2013/14) kunne der ikke opnås samme effektivitet primært som følge af tab af muslinger i forbindelse med driftsforstyrrelser som prædation fra edderfugle og søstjerner. Den reducerede arealeffektivitet som følge af driftsforstyrrelser er ikke angivet i rapporten (KOMBI 2015), men selv ved en halvering af effektiviteten vil den være sammenlignelig med resultater opnået i Skive Fjord.

Den arealspecifikke N-effekt kan falde som følge af f.eks. lav fødekoncentration, lave strømhastigheder, prædation, fysisk forstyrrelse, klimatiske hændelser eller hvis antallet af anlæg overstiger områdets bæreevne. I mange danske eutrofe vandområder, der kan karakteriseres som egnede for muslingeopdræt, vil fødekoncentrationen ikke være begrænsende for muslingernes vækst, hvorimod anlægsdesign, placering (strømforhold), drift samt høsttidspunkt er vigtige i forhold til at optimere produktionen og sikre en høj arealspecifik N fjernelse. I kystnære områder, der kan karakteriseres som måske egnede til muslingeopdræt forventes en reduceret arealspecifik N-effekt pga. lavere høstudbytte forårsaget af fx lavere fødetilgængelighed eller højere prædation. Det skal bemærkes, at de ydre dele af Horsens Fjord ikke er eutrofieret i samme grad som Skive Fjord, og at det her alligevel var muligt at opnå høje arealspecifikke biomasser af muslinger. Prædation fra fx

edderfugle vil i en række områder kunne forårsage tab af muslinger og dermed reducere N-fjernelsen, og beskyttelse af anlæggene mod prædation vil medføre forøgede omkostninger.

I de åbne havområder vurderes det, at muslingernes væksthastighed er for lav og omkostningerne til drift og høst for store til, at muslingeopdræt vil være et omkostningseffektivt virkemiddel.

Da primærproduktionen indenfor et anlæg er for lille til at opretholde muslingernes vækst, er der begrænsninger på hvor tæt anlæggene kan placeres, uden at de påvirker hinanden, hvilket vil reducere den arealspecifikke effektivitet. Det er vandområdets bærekapacitet, der vil være afgørende for hvor stort et volumen, der maksimalt kan benyttes til (effektivt) muslingeopdræt og bærekapaciteten er dermed bestemmende for den maksimalt mulige N fjernelse via muslingeopdræt. En estimering af vandområdernes bærekapacitet kræver nærmere analyser.

3.1.4 P fjernelse

Dokumenterede resultater fra Skive fjord viser, at muslingeopdræt kan fjerne 0,03-0,05 t P ha⁻¹ år⁻¹ (Petersen et al., 2014). Det vurderes at P-fjernelseseffekten kan øges til 0.06 t P ha⁻¹ år⁻¹ ved yderligere optimering af opdrætsanlægget. I Horsens Fjord blev der fundet optimal P-fjernelse på 0,09-0,13 t P ha⁻¹ anlæg år⁻¹ (KOMBI 2015).

Ligesom for N fjernelsen vil den arealspecifikke P fjernelse falde som følge af f.eks. lav fødekonzentration, lave strømhastigheder, prædation, fysisk forstyrrelse, klimatiske hændelser eller hvis antallet af anlæg overstiger områdets bæreevne.

Bærekapaciteten vil være afgørende for den maksimalt opnåelige P fjernelse på vandområdeniveau.

3.1.5 Effekter som forbedrer miljøkvaliteten (udover N og P fjernelse)

Effekter på sigtddybde og klorofylkoncentration

Muslingerne filtrerer vandet for partikler, hvilket vil resultere i en forbedring af sigtddybden og reducere klorofylkoncentrationen i et område omkring anlægget. Miljøeffekterne vil variere over sæsonen, som funktion af muslingernes filtrering og vækst, der udover muslingernes størrelse vil være afhængig af miljøforhold (temperatur, strøm, klorofylkoncentration) i det givne vandområde.

Forsøget i Skive fjord viste, at sigtddybden i gennemsnit blev forbedret med omkring 50% (Petersen et al., 2013) i umiddelbar nærhed af anlægget og modelsimuleringer viser, at sigtddybdeforbedringen kan spores i et område som er op til 14 gange større end selve anlægget, svarende til ca. 5% af fjordarealet. Modelscenarier fra Skive fjord viste endvidere, at ca. 10 standard anlæg kan reducere sommer klorofylkoncentrationen og forbedre sigtddybden med hhv. 16% og 7.8% i gennemsnit på bassinskala. I Horsens Fjord blev der modelleret sigtddybdeforbedringer på 30-40% lokalt ved anlæggene og modelleret forøget koncentration af ammonium fra muslingernes ekskretion resulterede ikke i øgede koncentrationer af klorofyl (KOMBI 2015).

Binding af næringssalte

Under væksten vil næringsstoffer bindes i muslingevæv, så de ikke er tilgængelige for ny primærproduktion. Herved bidrager muslingerne til en nedsat turn-over af næringsstoffer.

Reduktion af effekter af intern belastning

I mange danske fjorde udgør sedimenterne en betragtelig næringsstofkilde (intern belastning) og især sommer- og efterårs primærproduktionen er ofte drevet af næringssalte frigivet fra sedimenterne. Muslingeopdræt kan via filtrering af fytoplankton fjerne næringsstoffer frigivet fra sedimenterne og dermed reducere de negative effekter af den interne belastning.

Denitrifikation

Mineraliseringen af organisk materiale og herunder denitrifikationen er ofte forøget i berigede sedimenter, hvilket betyder, at man ofte kan detektere en øget N fjernelse som følge af denitrifikation fra sedimenter under et muslingeanlæg (Carlsson et al., 2009 ; Carlsson et al., 2012 ; Nizzoli et al., 2011). Ved høje sedimentationsrater kan denitrifikationen imidlertid hæmmes (Carlsson et al., 2009; Chrisensen et al., 2000). En evt. øget denitrifikation vil afhænge af lokale sedimentforhold og kan ikke umiddelbart kvantificeres.

3.1.6 Potentielle skadelige effekter

Øget sedimentation

Dyrkning af linemuslinger vil lede til en øget sedimentation af organisk materiale under opdrætsanlæggene primært pga. muslingernes produktion af fækalier (Carlsson et al., 2009). Dette kan medføre en lokal forøget næringsstoffrigivelse, nedsat (eller øget) denitrifikation og et øget iltforbrug. Generelt vil den lokalt forøgede sedimentation og de deraf afledte effekter på de bentiske biogeokemiske processer være tæt koblet til muslingebiomassen (Carlsson et al., 2009), men forhold som strømhastigheder, eksponering, eutrofieringsgrad, redox forhold mm vil influere på, om der kan detekteres negative miljøeffekter under et muslingeanlæg og størrelsen af disse.

Endvidere kan muslingernes ekskretion bevirke, at partikulært bundet N i et vist omfang omdannes til opløst N, der kan bidrage til ny primærproduktion. Det skal dog bemærkes, at modelsimuleringer fra Skive fjord viser, at den øgede sedimentation under anlægget modsvares af en reduceret sedimentation udenfor anlægget, så der på bassinskala er en netto reduceret sedimentation.

Denitrifikation

Høje sedimentationsrater fx under et muslingeanlæg, kan lede til en organisk berigelse i et omfang, så sulfiddannelse kan hæmme denitrifikationen.

Visuel forurening

Opdrætsanlæg i kystnære områder vil kunne opfattes som visuel forurening. Det vil være teknisk muligt at udvikle mindre synlige opdriftssystemer end de nuværende.

Tilbageholdelse af næringsstoffer

I mere åbne fjorde kan muslingerne potentielt opfange og tilbageholde næringsstoffer, som ellers ville være blevet transporteret ud af fjorden. Dermed kan muslingerne bidrage til øget opholdstid for næringsstofferne, og lokalt øge eutrofieringen ved at reducere eksporten af næringsstoffer ud af vandområdet, men omvendt mindske eutrofieringen i de tilstødende områder.

Potentielt affaldsproblem

Såfremt den høstede muslingebiomasse ikke anvendes som fx proteinkilde i dyrefoder eller omdannes til energi udgør den et potentielt affaldsproblem

3.1.7 Drivhusgasser

Der vil være forbrug af brændstof i forbindelse med vedligeholdelse og høst af anlæggene. De høstede muslinger vil på den anden side være en proteinkilde med et meget lavt CO₂ aftryk.

3.1.8 Pesticider

I Skive Fjord studiet blev der målt på optagelse af miljøfremmede stoffer i de dyrkede muslinger og der blev ikke fundet akkumulering af miljøfremmede stoffer, der passerer grænseværdier.

Der anvendes ingen hjælpemidler ved produktion af muslinger og muslingeopdræt vil kunne økologi-certificeres.

3.1.9 Økonomi

Beregninger baseret på produktionsdata fra Skive fjord forsøget viser, at de velfærdsøkonomiske og budgetøkonomiske omkostninger er på hhv. 94 kr./Kg N og 70 kr./kg ved en arealspecifik N fjernelse på 0.9 tons N/ha/år. Omkostningerne er udtrykt i 2012-priser og beregnet med en diskonteringsrate på 4% og der er benyttet en nettoafgiftsfaktor på 1,35 ved beregning af de velfærdsøkonomiske omkostninger. I beregningerne er det antaget, at omkostninger til båd deles af 4 anlæg. I nedenstående tabel ses omkostninger for produktion af muslinger og per kg N fjernet ved en høstmængde på enten 900 tons muslinger per anlæg (0,6 tons N/ha) eller 1100 tons muslinger per anlæg (0,9 tons N/ha). Den arealspecifikke omkostningseffektivitet vil bl.a. afhænge af produktionsforholdene og forventes derfor at være lavere i områder, som er mindre egnede til kompensationsopdræt.

Tabel 3. Beregnede omkostninger for produktion af muslinger og fjernelse af kvælstof i Skive Fjord

Omkostning	Kroner
Budgetøkonomisk kr./kg musling (høst 0,6 tons/ha anlæg)	1,20
Velfærdsøkonomisk kr./kg musling (høst 0,6 tons/ha anlæg)	1,60
Budgetøkonomisk kr./kg musling (høst 0,9 tons/ha anlæg)	1,00
Velfærdsøkonomisk kr./kg musling (høst 0,9 tons/ha anlæg)	1,37
Kr. pr. kg N	Kr. pr. kg N
Velfærdsøkonomisk omkostning pr. kg N* ved 0,6 tons/ha anlæg	131
Velfærdsøkonomisk omkostning pr. kg N* ved 0,9 tons/ha anlæg	94
Budgetøkonomisk omkostning per kg N ved 0,6 tons/ha anlæg**	97
Budgetøkonomisk omkostning per kg N ved 0,9 tons/ha anlæg**	70

Der er ikke medregnet indtægter fra muslingeproduktionen i beregningerne af omkostningseffektiviteten, da omkostninger og indtægter ved forarbejdning af muslingerne til foder til husdyr (fx kyllinger) ikke er kendte. I en analyse af omkostningerne ved produktion af muslingemel under anvendelse af kendte teknologier anvendt i produktionen af konsummuslinger til hermetik og efterfølgende tørring og formaling blev det vist, at prisen på muslingemel vil ligge ca. 20% over prisen for fiskemel og at den væsentligste

omkostning ved produktion af muslingemel er i produktionen af muslingerne (Petersen et al 2015).

I Horsens Fjord under brug af SmartFarm teknologi blev omkostningerne ved fjernelse af N under optimale forhold beregnet til at være i størrelsesordenen 50-75 kr. kg⁻¹ N (KOMBI 2015), men disse beregninger er ikke fremkommet ved samme metode som for Skive Fjord, og er derfor ikke helt sammenlignelige. Der er desuden ikke medregnet omkostninger ved driftstab eller afværgeforanstaltninger.

3.1.10 Hvilken viden mangler?

Anvendelse af høstede muslinger

Anvendelsen af de høstede muslinger er afgørende for virkemidlets omkostningseffektivitet. Undersøgelser viser, at proteinindholdet i muslinger er højt og at sammensætningen af proteiner og fedtsyrer gør muslingemel særdeles velegnet til dyrefoder, herunder økologisk dyrefoder (Nørgaard et al., 2015). Der mangler dog viden om mulighederne for- og omkostningerne ved - storskala produktion af dyrefoder baseret på muslinger.

Produktionspotentiale

Der mangler viden om produktionspotentialet for muslingeopdræt i vandområder udover Skive fjord, som er mere eutrofieret end gennemsnittet af danske fjordområder. Især mulighederne for omkostningseffektivisering ved produktion udelukkende beregnet til næringsstoffjernelse, herunder tidlig høst, og betydningen af prædation fra edderfugle er ukendt. En større viden om produktionspotentialet i forskellige områder vil bidrage til mere præcise estimer af virkemidlets effekt.

Placering af anlæg

Der er udviklet et midlertidigt multi-kriterie værktøj (Petersen et al 2013) til udvælgelse af egnede områder til placering af anlæg således, at produktionen og N-fjernelsen på vandområde niveau optimeres, omkostningerne minimeres og der samtidigt tages hensyn til andre anvendelser af vandarealerne, herunder om vandområderne er pålagt særlige hensyn. Værktøjet kræver dog yderligere udvikling, før det er operationelt til aktiv national planlægning.

Forbedrede opdrætsanlæg

Omkostningerne til produktion af muslinger kan reduceres betydeligt ved teknologisk udvikling af opdrætsanlæg. Det drejer sig især om omkostninger til opdrift og sikring af anlæg mod is og anden fysisk stress. Derudover vil det også være muligt at sikre anlæg mod prædation fra især edderfugle, hvilket vil øge muslingeproduktionen i områder med edderfugle.

Administrationsmodeller

Der er brug for mere viden om hvordan virkemidlet skal administreres, herunder om det er nødvendigt at subsidiere muslingeproduktionen og/eller f.eks. kompensere muslingeproduktionen for at sikre en kontinuerlig produktion. Mulige administrationsmodeller er beskrevet i Petersen et al (2013), Frost et al (2014) og Länsstyrelsen, Hallands Län (2011).

3.1.11 Litteratur om effekter af virkemidlet (rapporter, notater, artikler)

Dolmer P et al. (2012) Notat til belysning af effekterne af muslingeproduktion som kompensation for fiskeopdræt, DTU-AQUA

Frost H, Hasler B, Hoff A, Zandersen M and Ørum JE (2014) Comparing compensation mussel production costs and traditional agricultural farmers' willingness to pay to reduce nutrient loads in the Limfjord. Præsentation ved De Økonomiske Råds Miljøøkonomiske conference, august 2014.

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.

KOMBI (2015). Kombinationsopdræt af havbrugsfisk, tang og muslinger til foder og konsum. Faglig Rapport fra Dansk Akvakultur nr. 2015-12.

Länsstyrelsen Hallands Län (2011) Etablering av musselodling i Hallands län - möjligheter och förutsättningar. Thorsson & Åberg Miljö och vattenvård AB, Uddevalla. 100 sider.

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. Copenhagen University, Denmark

Petersen JK, Mattesen S (2011) Muslinger som virkemiddel: Fjernelse af næringssalte gennem kompensationsopdræt – og kommerciel udnyttelse heraf. Rapport til Vækstforum Nordjylland

Petersen JK, Timmermann K, Carlsson M, Holmer M, Maar M, Lindahl O (2012). Mussel farming can be used as a mitigation tool - A reply. *Marine Pollution Bulletin* 64, 452-454.

Petersen JK, Hasler B, Timmermann K, Nielsen P, Torring D B, Larsen MM, Holmer M (2014). Mussels as a tool for mitigation of nutrients in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 82, 137-143.

Petersen JK, Timmermann K, Holmer M, Hasler B, Göke C and Zandersen M (2013). Miljømuslinger: Muslinger som supplerende virkemiddel. Aarhus Universitet

Petersen JK, Saurel C, Nielsen P & Timmermann K (2015). The use of shellfish for eutrophication control. *Aquacult. Int.* DOI 10.1007/s10499-015-9953-0.

Rose JM, Ferreira JG, Stephenson K, Bricker SB, Tedesco M, Wikfors GH(2012). Comment on Stadmark and Conley (2011) "Mussel farming as a nutrient reduction measure in the Baltic Sea: Consideration of nutrient biogeochemical cycles". *Marine Pollution Bulletin* 64, 449-451.

Schroeder T, Stank J, Schernewski G, Krost P (2014). The impact of a mussel farm on water transparency in the Kiel Fjord. *Ocean & Coastal Management* 101, 42-52.

Stadmark J, Conley D J (2011). Mussel farming as a nutrient reduction measure in the Baltic Sea: Consideration of nutrient biogeochemical cycles. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1385-1388.

Herudover litteratur vedr. fortyndingseffekt i anlæg, forøget sedimentation under (konventionelle) muslinge anlæg og effekter heraf samt forsøg med muslingeopdræt af andre arter.

Anvendte referencer

Carlsson MS, Holmer M and Petersen JK (2009). Seasonal and Spatial Variations of Benthic Impacts of Mussel Longline Farming in A Eutrophic Danish Fjord, Limfjorden. *Journal of Shellfish Research* 28: 791-801.

Carlsson M S, Engstrom P, Lindahl O, Ljungqvist L, Petersen JK, Svanberg L and Holmer M (2012). Effects of mussel farms on the benthic nitrogen cycle on the Swedish west coast. *Aquaculture Environment Interactions* 2: 177-191.

Christensen PB, Rysgaard S, Sloth NP, Dalsgaard T and 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.

Frost H, Hasler B, Hoff A, Zandersen M and Ørum JE (2014). Comparing compensation mussel production costs and traditional agricultural farmers' willingness to pay to reduce nutrient loads in the Limfjord. Præsentation ved De Økonomiske Råds Miljøøkonomiske conference, august 2014.

KOMBI (2015). Kombinationsopdræt af havbrugsfisk, tang og muslinger til foder og konsum. Faglig Rapport fra Dansk Akvakultur nr. 2015-12.

Länsstyrelsen Hallands Län (2011) Etablering av musselodling i Hallands län - möjligheter och förutsättningar. Thorsson & Åberg Miljö och vattenvård AB, Uddevalla. 100 sider.

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

Nørgaard JV, Petersen JK, Tørring DB, Steinfeldt S, Jørgensen H, Lærke HN (2015). Chemical composition and standardized ileal digestibility of protein and amino acids from blue mussel, starfish, and fish silage in pigs. *Anim. Feed. Sci. Tech.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2015.04.005>

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.

Petersen JK, Timmermann K, Holmer M, Hasler B, Göke C and Zandersen M (2013). Miljømuslinger: Muslinger som supplerende virkemiddel. Aarhus Universitet

Riisgaard HU, Lundgreen K, Larsen PS (2014). Potential for production of 'mini-mussels' in Great Belt (Denmark) evaluated on basis of actual and modeled growth of young mussels *Mytilus edulis*. *Aquaculture International* 22, 859-885

3.2 Dyrkning af makroalger (tang)

Annette Bruhn, Jens Kjerulf Petersen og Berit Hasler (AU)

3.2.1 Funktion

Tang, eller mere præcist makroalger, optager og indbygger næringsstoffer fra det omgivende vand under væksten. Næringsstofoptaget sker uafhængigt af hvilken kilde næringsstofferne kommer fra og direkte fra det vandige miljø i form af opløste næringssalte. Ved dyrkning og efterfølgende høst af tangen fjernes kvælstof (N) og fosfor (P) fra miljøet. Tangdyrkning kan derfor ikke betragtes som et filter, der er målrettet specifikke punktkilder, men som en generel metode til binding og fjernelse af næringsstoffer fra et havområde omkring et tangdyrkningsanlæg.

Omkostningseffektiviteten af tangdyrkning som virkemiddel til N-fjernelse kan optimeres dels ved at N-fjernelsen maximeres – dvs. ved størst mulig mængde N bundet i tangbiomassen per areal – samt ved minimeret omkostningsniveau/arbejdsindsats. Den høstede biomasse repræsenterer en værdi som råvareressource til fødevarer, foder, højværdiprodukter og energi og muliggør genanvendelse af N og P i et cirkulært ressourceflow.

På nuværende tidspunkt er det kun dyrkning af brunalgen sukkertang (*Saccharina latissima*), der er relevant som potentielt virkemiddel, da det er den eneste art, der dyrkes i større mængder i havet i Danmark. Sukkertang dyrkes kommercielt til konsum og er også tidligere dyrket eksperimentelt som kompensationsafgrøde for N-udledning ved havbrug (Hjarnø Havbrug A/S). Der er dog endnu ikke i Danmark gennemført produktion i en skala relevant for kompensationsopdræt, og virkemidlet er derfor ikke fuldt ud dokumenteret i stor skala.

Sukkertang dyrkes pt. på liner efter næsten samme princip som linemuslinger, men andre dyrkningssystemer er under udvikling og vil blive testet i Danmark i de kommende år. Dyrkningssystemerne består af hovedliner, der er udsæendt nær havoverfladen, ved hjælp af bøjer og skrueankre i havbunden. Liner med tangspirer produceres i landbaserede anlæg, og hænges efterfølgende ud i havet. Spirelinerne fastgøres til hovedlinen, og hænger ved hjælp af vægtlodder som enkelte liner (single droppers) eller i kontinuerte guirlander (loops) fra overfladen og ned, så de dækker den zone, hvor lyset er tilstrækkeligt til vækst. Normalt opererer man med den samme type koncessioner som linemuslinge-anlæg, hvor et typisk anlæg dækker 250 x 750 m med 90 hovedliner á 200 meter. Den sæsonmæssige rutine i tangdyrkning i Danmark pt. indebærer, at tangspirerne bliver sat ud fra tidligt i efteråret (primo september) til tidligt på foråret, og høstes igen fra starten af maj, afhængig af om man ønsker en ét-årig eller flerårig afgrøde. Hvis biomassen bliver i vandet senere end juni, kan den i visse farvandsområder blive voldsomt begroet med muslinger, søpunge, hydroider og andre arter af tang (Marinho et al, 2015. Nielsen et al, submitted. Wegeberg, 2010). Denne begroning indeholder, som tangen selv, både N og P og bidrager hermed ved høst til fjernelse af næringsstoffer fra det marine miljø (Marinho et al, 2015). Dog ødelægger begroningen tangbiomassen helt eller delvist, så tangens kvalitet som fødevarer eller råvarer til foderproduktion forringes og biomassen kan komme til at udgøre et affaldsproblem fremfor et råvareprodukt. Den begroede tangbiomasse kan potentielt stadig anvendes til biogasproduktion. I værste fald tynger begroningen tangbiomassen på linerne i en grad, så biomassen rykkes fri fra dyrkningssystemerne og går tabt (Handå et al 2013. Marinho et al, 2015. Nielsen et al, submitted).

3.2.2 Egnede områder

Dyrkning af tang kan foregå i områder med større vanddybder end 5 meter, hvilket også mindsker potentiel konkurrence om lys med eventuel naturlig bundvegetation - ålegræs eller andre makroalger. Derudover sætter sukkertangs vækstkrav begrænsninger for, hvor i danske farvande dyrkning af tang kan iværksættes. Sukkertang vokser bedst, og giver størst biomasse udbytte, ved en saltholdighed over 20 PSU, god vandbevægelse og relativt klart vand, og ynder ikke temperaturer over 20 grader (Bartsch et al, 2008. Kerrison et al, 2015. Nielsen et al, 2014).

Dyrkning i åbne farvande og yderfjorde skønnes at give et større biomasse udbytte, mens dyrkning i inderfjorde og indre farvande syd for Bælthavet umiddelbart skønnes at give et mindre biomasse udbytte pga. lav saltholdighed og/eller for uklart vand (høj nærings- og klorofylkoncentration). Dyrkning i områder med høj grad af eksponering for vind, bølger og strøm stiller dog store krav til dyrkningssystemet.

N-indholdet i tangen øges med øget tilgængelighed af N i det omgivende miljø, både i form af højere koncentrationer af N og højere grad af vandbevægelse. Derfor vil dyrkning af tang nær N-kilder som akvakultur, spildevandsudløb eller run-off fra land, i naturlige up-welling områder og områder med gode strømforhold forbedre omkostningseffektiviteten af tangdyrkning som virkemiddel (Birkeland et al, 2009. Handå et al, 2013. Marinho et al, 2015). Dog med det forbehold, at der ved høj næringstilgængelighed i sommerperioden er risiko for øget overbegrøning af biomassen (Bruhn et al, submitted).

Ser man isoleret på N-fjernelse, kan N-indholdet i tangbiomasse dyrket i næringsrige fjordområder overstige N-indholdet i tangbiomasse dyrket i mere åbne områder og således kompensere for et mindre biomasseudbytte i disse områder.

En tang-specifik multi-kriterietilgang, som foreslået for udvælgelse af områder til dyrkning af linemuslinger som virkemiddel til N-fjernelse, bør benyttes til at screene for egnede områder (Petersen et al, 2013). I processen omkring udvælgelse af egnede områder bør der tages hensyn til andre aktiviteter på havet (fiskeri, sejlads, rekreativ benyttelse, klapning og råstofdudvinding), samt visuel forurening.

3.2.3 N fjernelse

Fjernelse af kvælstof fra det marine miljø

Den realiserede N-fjernelse vil afhænge af høstudbyttet, samt den høstede tangs tørstof- og N-indhold. Derfor vil N-fjernelsen afhænge af høsttidspunktet, dyrkningsformen og dyrkningsområdet, idet både N- og tørstofindhold af tangen varierer betydeligt over året og mellem lokaliteter.

Tang indeholder mellem 0,5 og 6,7 % N af tørstoffet (Marinho et al, 2015. Nielsen et al, 2014 Nielsen et al, submitted), og dyrket tang har et tørstofindhold på mellem 11 og 23 % (Marinho et al 2015. Nielsen et al, submitted). Tørstofindholdet er højest om sommeren og lavest om vinteren, modsat N-indholdet, der er højest sidst på vinteren / først på foråret og lavest i sensommeren (Nielsen et al, 2014), dvs. at N-indholdet i tangen er lavest på det tidspunkt, hvor biomasseudbytte og tørstofindhold ved en ét-årig afgrøde er højest (Marinho et al, 2015. Nielsen et al, 2014).

Dokumenterede effekter (forsøg i Limfjorden, Horsens Fjord, samt Storebælt)

Der er udført to forsøg i større skala (>4 hektar) på dyrkningsanlæg i DK. I Horsens Fjord (2012-2013) er dokumenteret en N-effekt svarende til 3-39 kg N ha⁻¹ år⁻¹, med størst effekt ved dyrkning i integreret havbrug med fiskeopdræt og ved høst af ét-årig tang inkl. begroning i september. Ved høst af to-årig biomasse uden begroning var effekten 13-16 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Marinho et al, 2015). Biomasse-udbyttet lå i gennemsnit på mellem 1 og 2 kg frisk tang m⁻¹ spire-line (Marinho et al, 2015. Seghetta et al, submitted). I Limfjorden (Færker Vig) (2012-2014) er dokumenteret en N-effekt på 42 kg N ha⁻¹ år⁻¹ ved høst af ét-årig tang uden begroning i maj. Her lå udbyttet i gennemsnit på 1-1,5 kg frisk tang m⁻¹ spire-line (Nielsen et al, submitted).

I Storebælt er estimeret en N-effekt på mellem 205-305 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Birke-land et al, 2009). Disse tal er baseret på testforsøg i lille skala og efterfølgende modellering. Resultatet er ikke verificerede af faktiske dyrkningsforsøg i realistisk skala.

Usikkerheder

Usikkerhederne på den anslåede N-effekt i Limfjorden og Horsens Fjord vurderes at være medium. N-effekten er veldokumenteret, men dyrkningsmetoderne er ikke optimerede, og hverken afprøvet i stor skala eller ved mere eksponerede kyster, og det skønnes, at biomasseudbyttet kan øges og dyrkningsomkostningerne kan reduceres indenfor en relativt kort tidshorizont (3-5 år) gennem teknologiudvikling og valg af dyrkningsområder. Resultaterne fra Storebælt er behæftet med stor usikkerhed, fordi de ikke er verificeret af faktiske dyrkningsforsøg i større skala.

En ekstrapolering af N-effekten fra Limfjorden og Horsens Fjord til andre havområder i DK er vanskelig og behæftet med stor usikkerhed. Hverken i Limfjorden eller Horsens Fjord skønnes forholdene at være optimale for dyrkning af sukkertang: Dels er vandet uklart (høj nærings- og klorofylkoncentration), og dels forekommer der overbegroning af biomassen i sommerperioden. Testforsøg er ikke udført i mere eksponerede havområder i DK, idet det vil kræve udvikling af mere robuste dyrkningssystemer. Det vurderes, at såvel biomasseudbyttet som omkostningerne vil være højere i mere eksponerede områder. Samtidig vil et øget udbytte muligvis modsvares af et lavere N-indhold, og derfor en uændret N-effekt.

Det er derfor vanskeligt at angive en effekt til brug i planlægningen af indsatser. Effekten bør som udgangspunkt beregnes ud fra høst af biomasse uden begroning, idet det vil give den største indtægt til producenten. Et udgangspunkt for planlægningen af et indsatsprogram kunne være ca. 30 kg N ha⁻¹ år⁻¹, som er et gennemsnit af de dokumenterede forsøg uden begroning, og hvor der vil være muligheder for at optimere effekten. Det anbefales, at der i forbindelse med den nærmere sammensætning af et indsatsprogram for et givent havområde udføres mere indgående analyser af f.eks. lys-, nærings- og strømforhold og salinitet og dermed en lokalt bestemt N-effekt, indtil der foreligger et større datamateriale fra igangværende forsøg, tests m.m.

I DK og på europæisk plan sker pt. væsentlig udvikling indenfor dyrknings-teknologi med fokus på at øge udbyttet, både af biomasse og af specifikke indholdsstoffer, samt på at nedbringe omkostningerne. I det strategiske forskningsrådsprojekt MAB3 er en indledende analyse af potentielt egnede lokaliteter i DK i gang og forventes færdig i 2016. I H2020 projektet Macrofuels vil dyrkning af sukkertang i mere eksponerede danske havområder blive testet (2016-2019). Testdyrkninger og analyser af eksisterende miljødata

kombineret med økologisk modellering vil kunne udpege egnede områder samt indikere miljøbestemte variationer i biomasse udbytte og N-effekt.

Faktorer som kan påvirke arealeffektiviteten

Arealeffektiviteten af N-fjernelse ved tangdyrkning afhænger af høstudbyttet og biomassens N-indhold, og er derfor afhængig af dels fysiske, kemiske og biologiske faktorer, som tilgængelighed af lys og næring, temperatur, salinitet, strømforhold, samt tilstedeværelse af græssere. Tang optager og lagrer næring om vinteren/foråret, når næringstilgængeligheden er højest. Tilgængeligheden af næring i et havområde vil definere et områdes bærekapacitet, og sætte en øvre grænse for hvor meget N, der kan fjernes ved tangdyrkning. Samtidig afhænger arealeffektiviteten også af timingen i dyrkningsproceduren, både mht udsætning af spireliner og høst.

Det kræver nærmere analyser at estimere vandområdernes bærekapacitet, effekter af høje vandtemperaturer kombineret med stærkt lys, samt effekten af varierende salinitet på virkemidlets omkostningseffektivitet.

3.2.4 P fjernelse

Fjernelsen af fosfor fra det marine miljø

P-fjernelsen vil, som N-effekten, afhænge af høstudbyttet, samt den høstede tangs tørstof- og P-indhold. P-indholdet i sukkertang ligger mellem 0,07 og 0,8 % P af tørstof og er, som for N, højest i vinterperioden og lavest i sommeren. I Horsens Fjord øger begroning P-indholdet i tang høstet i september markant (Marinho et al, 2015. Nielsen et al, submitted).

Dokumenterede effekter (forsøg i Horsens Fjord)

Baseret på data fra forsøget i Horsens Fjord kan P-effekten beregnes til 0,5-1,6 kg P ha⁻¹ år⁻¹ ved henholdsvis høst af ét-årig afgrøde i maj eller høst af ét-årig afgrøde med begroning i september (Marinho et al, 2015). I Limfjorden (Færker Vig) er beregnet en P-effekt på 0,3 kg P ha⁻¹ år⁻¹ ved høst af ét-årig afgrøde uden begroning i maj (Nielsen et al, submitted).

Vurdering af P-effekt på national skala

Som for N, dog med den tilføjelse, at sukkertangs indhold af P stiger med faldende salinitet i de åbne havområder i de danske farvande (Nielsen et al, accepted).

Usikkerheder

Som for N, idet der som en værdi til planlægningsbrug kan anvendes ca. 0,8 kg Pha⁻¹år⁻¹ og med en nærmere analyse i forbindelse med en konkret placering af anlæg.

Faktorer som kan påvirke arealeffektiviteten

Som for N.

3.2.5 Effekter som forbedrer miljøkvaliteten (udover N og P fjernelse)

Øget sigtddybde

Tang konkurrerer med fytoplankton om den tilgængelige næring i vandsøjlen. Binding af næringsstoffer i tang kan potentielt mindske lokale koncentrationer af fytoplankton, og derved mindske skygning af dyrket og naturlig vegetation (Stephens et al, 2014).

Binding af næringssalte

Under væksten vil næringsstoffer bindes i tangen, så de ikke er tilgængelige for ny primærproduktion. Herved bidrager tangdyrkning til en nedsat turnover af næringsstoffer.

Øget biodiversitet

Tang udgør både fødegrundlag, habitat og opvækstområde for andre marine organismer, som invertebrater og fisk. "Tangplantager" kan derfor potentielt udgøre hængende rev og øge den lokale biodiversitet.

Spredningsvej for naturlig tang og andre tilknyttede organismer

Tangskove findes meget spredt i Danmark, da vi ikke har meget egnet hård bund, som den naturlige tang kan vokse på. Dyrket tang kunne udgøre en "stepping-stone" for både naturlige tangpopulationer, samt for andre organismer tilknyttet denne type økosystemer.

3.2.6 Potentielle skadelige effekter

Skygning af naturlig vegetation

Dyrkningsanlæg med tang kan potentielt skygge for naturlig bundvegetation i området. Derfor bør anlæggene lægges i områder med større dybder end den naturlige vegetations maksimale dybdegrænse i området.

Visuel forurening

Tangdyrkningssystemer i kystnære farvande vil kunne opfattes som visuel forurening.

Ophobning af organisk materiale

Potentiel lokal ophobning af organisk materiale under dyrkningssystemerne, kan udløse et øget lokalt iltforbrug.

Spredning af uønskede arter og sygdomme

Skove af dyrket tang kan udgøre spredningsveje for uønskede arter og evt. tangsygdomme.

Ændrede strømforhold og øget sedimentation

Tangdyrkningsanlæg kan potentielt ændre strømforholdene i et havområde, og føre til øget sedimentation af organisk materiale. Dette kan have både positive og negative konsekvenser for bundlevende dyr.

Havari

Løsrivelse og drift af anlæg vil kunne forårsage skade på fartøjer og fiskeredskaber, samt være til gene ved opskylning på land.

Potentielt affaldsproblem

Hvis den høstede tangbiomasse ikke kan anvendes til kommercielle formål – f.eks. pga. overbegroning med andre organismer, kan den udgøre et potentielt affaldsproblem.

3.2.7 Drivhusgasser

Tang lever ved fotosyntese, og optager derfor CO₂ under vækst.

Idet ét ton tør tang indeholder mellem 22,7 og 37,7 % C (Nielsen et al, 2014), vil hvert ton høstet tang (tørvægt) have bundet kulstof svarende til 0,8-1,4

ton CO₂. Dette svarer til en CO₂ effekt på 0,2-0,45 T CO₂ ha⁻¹ år⁻¹ i Horsens Fjord og 0,6 T CO₂ ha⁻¹ år⁻¹ i Limfjorden (Færker Vig).

Når tangbiomassen omsættes ved anvendelse til energiproduktion, foder, fødevarer eller jordforbedring vil CO₂ på ny frigives. Kun hvis biomassen til energiformål erstatter fossilt brændstof, vil der være tale om en reel klimaeffekt.

Visse arter af tang kan producere N₂O ved dyrkning under meget næringsrige forhold. Dette er dokumenteret for søsalat (43 g N₂O-N ton⁻¹ tørstof produceret), men ikke for brun- og rødalger. Brunalger, som sukkertang, er evolutionært meget forskellige fra grønalger og har muligvis ikke evnen til at producere N₂O (Albert, et al 2013).

3.2.8 Pesticider

Pesticider anvendes ikke ved dyrkning af tang.

Tangs eventuelle optag af pesticider fra landbruget, og potentielle effekter heraf, er ikke undersøgt.

3.2.9 Økonomi

De budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger ved tangdyrkning er beregnet på basis af produktionsdata fra Færker Vig i Limfjorden udført i 2012-2013 under MAB3 projektet, samt data fra tangproduktionsanlægget hos Hjarnø Havbrug A/S i Horsens Fjord. Omkostningsberegningen bygger på få observationer, og produktionen er ikke optimeret med henblik på at reducere omkostningerne mest muligt eller med henblik på optimering af udbyttet. Optimering af produktionen kan reducere omkostningerne, f.eks. ved at minimere den ressourcetunge landbaserede spire-fase; ved at producere en større mængde tang per anlæg og ved at opnå stordriftsfordele ved flere anlæg i nærheden af hinanden, således at udgifterne til både og arbejdskraft reduceres per produceret enhed.

Tabel 4. Beregnede omkostninger for produktion af tang og fjernelse af kvælstof

Omkostning	Kroner
Budgetøkonomisk kr./hovedline, årlig omkostning	17.425
Velfærdsøkonomisk kr./hovedline, årlig omkostning	23.088
Kr. pr. kg N	
Velfærdsøkonomisk omkostning** pr. kg N, Limfjorden	2.790
Velfærdsøkonomisk omkostning** pr. kg N, Horsens Fjord	7.718
Budgetøkonomisk omkostning*** pr. kg N, Limfjorden	2.106
Budgetøkonomisk omkostning*** pr. kg N, Horsens Fjord	5.825

*Data er leveret fra projektet MAB3 ved Ditte Tørring, Michele Seghetta, Marianne Thomsen og Per Dolmer.

**Den velfærdsøkonomiske omkostning er beregnet per hovedline. Der medgår 5 hovedlinier per hektar, og omkostningen per hovedline multipliceres derfor med 5, hvorefter dette beløb divideres med N effekten, som er 42 kg N ha⁻¹ for Limfjorden og 18 Kg N ha⁻¹ for Horsens Fjord. Den anvendte nettoafgiftsfaktor (NAF) er på 1,325.

***Den budgetøkonomiske omkostningsberegning svarer til den velfærdsøkonomiske, men er ikke korrigeret for afgifter mv., med nettoafgiftsfaktoren (NAF).

**** Beregningsmetoden for de velfærds- og budgetøkonomiske omkostninger er beskrevet i Eriksen et al 2014.

De velfærdsøkonomiske omkostninger ved fjernelse af kvælstof i tang er beregnet til 2.106-7.718 kr./kg N. Omkostningen per kg N afhænger i høj grad af biomasseudbyttet, som varierer mellem lokaliteter, samt N-indholdet, som varierer med lokalitet og høsttidspunkt. Omkostningerne er udtrykt i 2015-priser og beregnet med en diskonteringsrate på 4 %. Omkostningerne per kg N er også beregnet med budgetøkonomiske priser, men det er de velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger, der skal sammenlignes med de øvrige virkemidler.

Værdien af reduktion af P, CO₂ mv. er ikke indregnet, da disse heller ikke er indregnet for andre virkemidler.

Den høstede biomasse repræsenterer en værdi som råvareressource til fødevarer, foder, højværdiprodukter og energi og muliggør genanvendelse af N og P i et cirkulært ressource flow.

Denne værdi, i form af indtægter fra tangen, er heller ikke medregnet i beregningerne af omkostningseffektiviteten, da omkostninger og indtægter ved forarbejdning af tang ikke er kendt. Projekterne MAB3 og Macrofuels vil tilvejebringe ny viden herom. Indregning af en pris for tangprodukterne vil naturligvis reducere omkostningerne per kg N, og både det forhold at salgsprisen ikke er medregnet, og at data er baseret på forsøgsanlæg med stort potentiale for optimering medfører, at omkostningerne er overvurderede.

De budgetøkonomiske omkostninger for tangproducenterne fremgår af Tabel 1 ovenfor. Hvis der ydes tilskud/subsidier til produktionen vil dette være en udgift for staten, mens det vil være en indtægt for tangproducenterne.

Der bør føres kontrol med mængden af høstet tang og tangens indholdsstoffer (tørstof, N, P og C). Øvrige parametre (f.x. metal indhold), bør kontrolleres af aftageren afhængig af anvendelsen af biomassen.

3.2.10 Hvilken viden mangler?

Opskalering af dyrkning

Realistisk estimering af potentialer for høstudbytte, og ikke mindst dyrkningsomkostninger, kræver dokumenterede forsøg med dyrkning af tang i stor skala i mere eksponerede havområder.

Langtidseffekter på havmiljø

Langtidseffekterne af dyrkning af tang på lokal biodiversitet (fyto- og zooplankton, fisk, pelagiske invertebrater, bundfauna, flora, fugle, pattedyr) skal undersøges, ligeledes også effekter på lokale strømforhold.

Placering af anlæg

En multi-kriterie screening af de danske havområder vil kunne identificere de områder, hvor tangdyrkning som virkemiddel har højest omkostningseffektivitet.

Teknologiudvikling

Idet tangdyrkning er et relativt nyt erhverv i Danmark (og Europa), skønnes det, at der er et potentiale for at øge udbyttet og sænke produktionsomkostningerne gennem teknologiudvikling. Tiltag til udvikling sker i samarbejde mellem forskning og erhverv. I opstarten af en kommerciel produktion af tang i Danmark kan godtgørelse for N-fjernelse være en økonomisk driver.

Selektiv avl

Høstudbyttet, samt biomassens kvalitet, skønnes at kunne optimeres gennem selektiv avl.

Anvendelse af biomassen

I øjeblikket produceres og sælges sukkertang kommercielt i Danmark til fødevarer til en pris på mellem 50 og 200 DKK kg⁻¹ (vådvægt). Samtidig forskes i at anvende tangbiomassen i et bioraffinaderi, hvor der både produceres dyrefoder, energi og højværdiprodukter (MAB3, MAB4 og Macrofuels). Analyser af den dyrkede tangs indhold af proteiner og aminosyrer tyder på, at proteinindholdet er op til 13 %, med et højere indhold af svovlholdige aminosyrer som methionin og lysin i forhold til landplanter, hvilket gør tangprotein attraktivt i produktion af dyrefoder (Bruhn et al, submitted. Marinho et al, 2015. Nielsen et al, accepted). Foreløbige undersøgelser har imidlertid vist, at indholdet af arsen i sukkertang potentielt kan være et problem for anvendelse af tang til foderbrug, men dette bør undersøges nærmere.

Andre arter end sukkertang

Der er stor interesse for at dyrke andre arter end sukkertang i Danmark. Dette gælder især andre brunalger som fingertang og blæretang, grønalger som søsalat, og rødalger som søl og purpurhinde. Mange af disse arter vokser langsommere end sukkertang, og vil derfor have en potentielt lavere omkostningseffektivitet. Omvendt vil flere af disse arter kunne vokse ved andre forhold end sukkertang, bl.a. ved lavere salinitet, og de vil derfor kunne dyrkes i andre havområder. Ligeledes vil flere af disse arter dels have et højere N-indhold, og dels repræsentere en højere værdi til fødevarer, foder og højværdistoffer. Viden om produktionspotentialer og den potentielle omkostningseffektivitet for disse arter kræver nye undersøgelser.

3.2.11 Litteratur om effekter af virkemidlet (rapporter, notater, artikler)

Anvendte referencer

Albert KR, Bruhn A and Ambus P, (2013). Nitrous oxide emission from *Ulva lactuca* incubated in batch cultures is stimulated by nitrite, nitrate and light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 448: 37-45.

Bartsch I, Wiencke C, Bischof K, Buchholz CM, Buck BH, Eggert A, Feuerpfeil P, Hanelt D, Jacobsen S, Karez R, Karsten U, Molis M, Roleda MY, Schubert H, Schumann R, Valentin K, Weinberger F and Wiese J (2008). The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* 43: 1-86.

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.

Bruhn A, Tørring DB, Thomsen M, Canal-Vergés P, Nielsen MM, Rasmussen MB, Eybye KL, Larsen MM and Petersen JK. Impact of environmental conditions on *Saccharina latissima* biomass yield, quality, and bio-mitigation capacity. Submitted to *Aquaculture Environment Interactions*.

Handa A, Forbord S, Wang XX, Broch OJ, Dahle SW, Storseth TR, Reitan KI, Olsen Y and 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.

Kerrison PD, Stanley MS, Edwards MD, Black KD and Hughes AD (2015). The cultivation of European kelp for bioenergy: Site and species selection. *Biomass and Bioenergy*, 80, 229-242.

Marinho GS, Holdt SL and Angelidaki I(2015). Seasonal variations in the amino acid profile and protein nutritional value of *Saccharina latissima* cultivated in a commercial IMTA system. *Journal of Applied Phycology* DOI 10.1007/s10811-015-0546-0

Marinho GS, Holdt SL and Angelidaki I (2015). Bioremediation of sugarkelp, *Saccharina latissima*, cultivated in a commercial off-shore integrated multi-trophic aquaculture (IMTA). *Journal of Applied Phycology*. DOI: 10.1007/s10811-014-0519-8

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

Nielsen MM, Canal-Verges P, Petersen JK, Rasmussen MB and Bruhn A. Co-cultivation of sugar kelp (*Saccharina latissima*) and blue mussels (*Mytilus edulis*) in Limfjorden, Denmark, using mussel long line technology. Submitted to *Botanica Marina* (a).

Nielsen MM, Manns D, D'este M, Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Larsen MM, Alvarado-Morales M, Angelidaki I and Bruhn A. Variation in morphology and biochemical composition of *Saccharina latissima* and *Laminaria digitata* along a salinity gradient in inner Danish waters. *Accepted to ALGAL Research*

Petersen JK, Timmermann K, Holmer M, Hasler B, Göke C and Zandersen M (2013). Miljømuslinger: Muslinger som supplerende virkemiddel. Aarhus Universitet

Seghetta M, Tørring DB, Bruhn A, and Thomsen M. Bioextraction potential of macroalgae in Denmark - an instrument for circular nutrient management. *Submitted to Resources, Conservation and Recycling*

Stephens D, Capuzzo E, Aldridge J, and Forster RM (2014). Potential interactions of seaweed farms with natural nutrient sinks in kelp beds. The Crown Estate, 36 pages. ISBN: 978-1-906410-60-5

3.3 Stenrev som marint virkemiddel

Anders Chr. Erichsen, Henrik Fossing, Jens Kjerulf Petersen og Anne Lise Middelboe (DHI)

3.3.1 Funktion

Store flerårige bundplanter som eksempelvis makroalger på stenbunden er naturligt forekommende i et sundt vandmiljø i fjorde og langs kysterne. Økosystemer, hvor primærproduktionen er placeret på bunden og er baseret på ålegræs¹ og makroalger, rummer høj biologisk diversitet pga. deres 3-dimensionale struktur, og fordi de er levested for et væld af mindre dyr og planter. Bundplanterne forsinker derudover transporten af næringsstoffer, producerer ilt på havbunden og er basis for lange fødekæder, som giver stabile økosystemer. Stenrev som virkemiddel består derfor i at etablere hårdt substrat for derigennem at skabe muligheder for makroalgevækst.

I forhold til Vandrammedirektivet er stenrev derudover blevet introduceret som et virkemiddel til tilbageholdelse af især kvælstof. Et lavt iltindhold i bundvandet kan føre til iltfrie forhold i fjordbunden og dermed øge frigivelsen af næringsstoffer fra bunden. Blandes næringsstofferne i bundvandet derefter op i den fotiske zone af vandsøjlen, kan dette føre til en opblomstring af planktonalger i vandet. Frigivelse af næringsstoffer fra sedimentet under iltsvind er uheldig, fordi det typisk sker om sommeren / efteråret, når planktonalgernes vækst begrænses af lave næringsstokkoncentrationer i vandet. Stenbund med makroalger er vigtig for iltforholdene i bundvandet i visse områder, idet makroalgerne vokser og producerer ilt, når der er tilstrækkeligt med lys. Makroalgerne sørger altså for, at iltproduktionen sker ved bunden og kan dermed påvirke iltkoncentrationerne i disse områder positivt således, at de allerøverste få millimeter af havbunden forbliver iltet henover sommeren, og derfor tilbageholder næringsstofferne i sedimentet. Derved reduceres den interne belastning. Hvis der ikke findes sten eller andet hårdt substrat, er der ingen fasthæftningsmuligheder for makroalgerne, og iltproduktionen sker alene af plankton i vandsøjlen og på bunden, der har en kort generationstid og derfor er hurtigt omsætteligt.

Bundplanter er endvidere langsomt nedbrydelige². Det betyder, at biomasseproduktionen (iltproduktion og optagelse af næringsstoffer) er tidsligt forskudt fra nedbrydningen (iltforbrug og næringsstoffrigivelse). De lettilgængelige næringsstoffer tages derfor ud af det kredsløb, der er domineret af planktonalger, og hvor produktion og nedbrydning er tæt koblet i tid, og næringsstofferne derfor løbende gøres tilgængelige igen (turn-over). Planktonkredsløbet får dermed mindre betydning. Så selvom de flerårige bundplanter ikke fjerner næringsstoffer, kan de forsinke en del af frigivelsen til tidspunkter på året, hvor næringsstoffer ikke er begrænsende for væksten af plankton.

Som det er beskrevet for ålegræs, har stenrev imidlertid flere funktioner. I kystvandene på det lave vand, hvor tilstrækkeligt med lys når bunden, er makroalger de naturligt dominerende primærproducenter på den hårde bund. Makroalger har fasthæftningsorganer, som binder dem fast til sten og klipper. De kan ikke sidde fast på blød bund, så hårdt substrat er altafgørende for tilstedeværelsen af makroalger.

¹ Se beskrivelse af ålegræs som virkemiddel

² Havgræsser nedbrydes langsommere (halveringstid 35 dage) end makroalger (halveringstid 17 dage, Banta et al. 2004).

Stenrev er en generel betegnelse for områder med hård bund og begrebet dækker bredt fra områder med spredte store sten på den bløde bund til egentlige rev, hvor mængden af sten får revet til at hæve sig væsentligt over den omkringliggende havbund.

Stenrev er naturligt forekommende sammen med de habitater, der knytter sig til stenrev, men i mere end 200 år blev der i de danske farvande (indtil 2010) drevet fiskeri efter sten til brug ved bygning af havnemoler og kystsikringsanlæg. Det skønnes, at der alene fra 1960 - 2009 er fjernet 40 km² sten fra de indre danske farvande. Dermed er mangel på egnet hårdt substrat også en begrænsede faktor for, at makroalgerne kan etablere sig i kystvandene.

Veletablerede og sunde bestande af flerårige primærproducenter som ålegræs eller makroalger er en af forudsætningerne for at opnå en god og stabil miljøtilstand i vores fjorde og langs kysterne. Den hårde bund spiller dermed en vigtig rolle i det kystnære økosystem, når den koloniseres af artsrige samfund af planter og dyr. Hårdbundens flerårige makroalger sikrer bl.a., at iltproduktionen også sker på bunden, og da de er langsomt omsættelige (reduceret turn-over) er de basis for lange fødekæder (Rooney & McCann 2012). Derudover mindsker sten og vegetation re-suspension af sediment, og samfundene på stenene spiller en væsentlig rolle i ilt- og næringsstofomsætningen.

3.3.2 Egnede områder

Før den endelige beslutning træffes om etablering af stenrev som et marint virkemiddel, skal det specifikke vandområde undersøges for aktuelle placeringer, da der er en række krav, der skal være opfyldt, før et stenrev kan forventes at have den tilsigtede funktion, dvs. en forbedring af den økologiske tilstand ved at flytte en del af primærproduktionen til bunden, sikre varierede habitater og lange stabile fødekæder.

Der kan være andre grunde til at etablere stenrev, selvom det ikke flytter en del af primærproduktionen til bunden, men dette er ikke behandlet nærmere i denne beskrivelse; her er udelukkede fokuseret på etablering af stenrev med makroalger i relativt lavvandede kystnære områder.

Kravene til den enkelte lokalitet, hvor der påtænkes etableret et stenrev, kan beskrives som:

- *Lys:* For at sikre vækst på stenrev med makroalger skal de(t) etableres, så der er tilstrækkeligt med lys ved bunden til at understøtte makroalgernes vækst. Makroalger behøver en specifik mængde af lys for at vokse og producere ilt.
- *Iltforhold:* Stenrev må ikke placeres i områder med hyppige iltsvind, da makroalger ophører med at producere ilt og dør efter omkring 12 til 72 timer uden ilt (Tappert, M, 2014; Mundt, M.B., 2014).
- *Bæreevne:* Bunden skal være tilstrækkelig stabil til at kunne bære vægten af de udlagte sten.

Hvis ønsket er at etablere et stenrev, der kan øge iltindholdet i bundvandet og derigennem påvirke tilbageholdelsen af næringsstoffer, er der yderligere krav, der skal være opfyldt:

- *Vandudveksling:* Fjorden eller kystområdet bør være en del af et større sammenhængende vandområde, hvor der er en relativ stor vandtransport langs havbunden. Dette krav skal sikre, at bundvand med forhøjet

iltindhold skabt på mindre velafgrænsede stenrev kan spredes med bundstrømmen og dermed forbedre iltforholdene i et område, der er mange gange større end selve stenrevet.

- *Lave iltkoncentrationer:* For at kunne påvirke iltforholdene skal revet placeres i et område, der periodevist rammes af lave iltkoncentrationer om sommeren, men hvor makrolagernes iltproduktion er tilstrækkelig til at modvirke iltsvind på selve revet, og hvor årsagen til iltsvindet blandt andet er frigivelse af næringsstoffer fra sedimentet (intern belastning).
- *Iltsvind:* Samtidigt må området ikke rammes af et iltsvind, der er så kraftigt, at algerne dør. På stenrev, som rammes af iltsvind af en vis varighed, kan makrolagerne potentielt dø. I sådanne tilfælde vil nedbrydning af den ekstra biomasse af alger udløse et ekstra iltforbrug. To studenterprojekter har vist, at makroalger, der rammes af iltsvind, ophører med at producere ilt og dør efter omkring 12 til 72 timer (Tappert M. 2014; Mundt MB. 2014). Effekten af iltsvind på makroalger på stenrev er dog ikke kendt i detaljer.
- *Iltproduktion:* En forudsætning for en øget iltproduktion i bundvandet er, at iltproduktionen er større end iltforbruget. En forudsætning for det er, at stenene primært koloniseres af makroalger og ikke af epifauna, som er iltforbrugende. I nogle områder kan store nedslag af muslinger og søpunge betyde at kun få makroalger overlever.

For uddybning af ovenstående henvises til Møhlenberg et al. (2013).

3.3.3 N fjernelse

Under længerevarende iltsvind øges frigivelsen af næringsstoffer fra sedimentet (såkaldt "intern belastning"), og der ophobes uorganisk (biotilgængeligt) kvælstof og fosfor i bundvandet. Ved efterfølgende vindinduceret opblanding bliver næringsstofferne bragt til overfladevandet og gjort tilgængelige for øget pelagisk algevækst. Frigivelse af næringsstoffer fra sedimentet under iltsvind er særlig uheldig, fordi det typisk sker om sommeren og efteråret, hvor planktonalgernes vækst ellers er begrænset af lave næringsstofkoncentrationer.

I nogle vandområder er den interne belastning en betydende faktor også set i forhold til den landbaserede tilførsel. Den potentielle effekt af stenrev for næringsstoffdynamikken i et vandområde forudsætter derfor, at der produceres tilstrækkeligt med ilt under springlaget, så der ikke opstår iltsvind, og næringsstoffer dermed frigives fra fjordbunden til bundvandet. Dertil kommer, at ilt i bundvandet ligeledes favoriserer den gravende fauna, der ved deres pumpe- og graveaktivitet er medvirkende til at ilte sedimentet yderligere i dybden og dermed holde bufferkapaciteten høj, altså en positiv feedback.

Stenrev fjerner ikke kvælstof, men kan potentielt hindre frigivelse af næringsstoffer fra havbunden (dvs. reducere den interne belastning) gennem iltning af bundvandet og de øverste få millimeter af havbunden. Den potentielle virkning (kg N tilbageholdelse/ha/år) er omdiskuteret, fordi betydningen af en række processer ikke er kvantificeret:

1. Ilt-overskuddet afhænger af algerne iltproduktion samt både dyr og planter iltrespiration. Begge dele kan kun forudsiges med stor usikkerhed.
2. Sedimentets bufferkapacitet er væsentlig for, hvor lang tid der kan være iltsvind, inden der frigives næringsstoffer. Det er muligt, at en generelt godt iltet havbund, f.eks. i forbindelse med et stenrev, vil have større bufferkapacitet sammenlignet med en bund uden rev.

3. Betydningen af den tidlige forskydning mellem iltproduktion om sommeren og iltforbrug ved nedbrydning gennem efterår/vinter kan være afgørende for effekten.
4. Den potentielle virkning af et stenrev formodes at være meget lokalitetsbestemt, og måleresultater kan ikke umiddelbart overføres mellem lokaliteter.
5. Effekten afhænger af iltsvindets intensitet og udbredelse, faktorer som varierer mellem årene.
6. Det er kun i begrænset omfang afklaret, hvad der sker med makroalger, der rammes af kortere eller længerevarende iltsvind. Hvor hurtigt vil de dø og hvad betyder det for ilt- og næringsstoffdynamikken?

Selvom de flerårige bundplanter ikke fjerner næringsstoffer, kan de reducere turn-over og forsinke en del af frigivelsen til tidspunkter på året, hvor væksten af plankton ikke er næringsstoffbegrænset.

I dag foreligger der ikke dokumentation (dvs. direkte målinger), der kan kvantificere N-effekten ved genetablering af stenrev (Jørgensen et al. 2013). Der foreligger modelberegninger for den mulige virkning af spredte stenrev i de centrale dele af Limfjorden (Møhlenberg et al. 2013). Modelberegningerne viser at etablering af stenrev af en vis udstrækning (2 km²) kan reducere kvælstof-fluxen fra sedimentet om sommeren i et relativt betydeligt omfang. Modelberegningerne bygger på flere antagelser (se Møhlenberg et al. 2013 for en nærmere gennemgang), der efterfølgende er rejst tvivl om, og bør opdateres og udvides med sensitivitetstest mht. de vigtigste antagelser.

Der er i dag flere initiativer i gang, som sigter på at etablere et stenrev og indhente de første erfaringer og dokumentation af stenrev som virkemiddel i henhold til N-tilbageholdelse. Blandt andet er der udarbejdet en forsknings- og udviklingsplan (F&U plan), der over en tidshorisont på minimum fem år vil kunne skaffe det nødvendige datagrundlag til at kvantificere N-effekten ved genetablering af stenrev (Jørgensen et al. 2013). En dokumentation som dog kun gennem etablering af et stenrev med fokus på N-tilbageholdelse endeligt kan verificere / afvise effekterne. F&U planen bør imidlertid opdateres med litteraturinformationer om algernes nedbrydningshastigheder og iltforbruget i forbindelse hermed for mere præcist at kunne kvantificere positive såvel som negative effekter. Derudover bør makroalgevæksten og iltproduktion, sedimentets buffer kapacitet mm. ved forskellige vanddybder undersøges på den enkelte lokalitet over hele sommerhalvåret før evt. etablering igangsættes.

3.3.4 P fjernelse

Det er ikke umiddelbart muligt at kvantificere effekten af stenrev på P-tilbageholdelse på samme måde som ved tilbageholdelsen af N. Dels har der ikke på samme måde været fokus på fosfortilbageholdelsen i tidligere estimer (Møhlenberg et al. 2008), og dels vil alle estimer, som for N, været meget lokalitetsbestemte. P-tilbageholdelsen er ydermere meget følsom overfor svingninger i koncentrationen af ilt i bundvandet og dermed dybden af det iltede lag i sedimentet, da især den jernbundne P-pulje i sedimentet er meget labil og i mange områder relativt stor/betydende. Derfor vil bedre iltforhold sandsynligvis begrænse udstrømningen af P i større grad end for N, og denne reduktion af P vil medføre en positiv miljøeffekt, som ikke er kvantificeret i områder, hvor det er P, der er begrænsende for algeproduktionen. Arealeffektiviteten påvirkes af de samme faktorer som beskrevet for N.

For P foreligger der heller ikke datagrundlag (dvs. direkte målinger) og heller ikke modelanalyser, der kan kvantificere P-effekten ved genetablering af stenrev. P-effekten vil blive undersøgt gennem samme F&U-plan, som er opstillet vedr. N-effekten.

3.3.5 Effekter som forbedrer miljøkvaliteten (udover N og P fjernelse)

Lyseksponerede stenrev besidder en stor artsrigdom af både flora og fauna og er biologisk højproduktive og meget værdifulde fourageringsområder for fisk og marine pattedyr (Dahl et al. 2003; Støttrup et al. 2013).

Bundplanter sikrer stor biologisk diversitet og er et naturligt kystværn. Store flerårige makroalger danner med deres faste, oprette og grenede thallus 3-dimensionelle strukturer, der fungerer som fasthæfningsgrundlag, skjul og fødesøgningsmulighed for mange små dyr og planter. Områder med bundplanter har derfor en stor rigdom af arter og en stor sekundær produktion sammenlignet med områder uden vegetation (Edgar et al. 1994). Eksempelvis blev der på én ca. 30 cm høj plante af savtang (*Fucus serratus*) fundet 25.000 dyr fordelt på forskellige arter af fx snegle, muslinger og tanglopper (Hagerman 1966). Modsætningen er en sand- eller mudderbund, hvor der afhængigt af stedet findes typisk 1000 individer fordelt på 40 arter dyr/m². Ligeledes viste en undersøgelse på et rev i det sydlige Kattegat, at de undersøgte 4 m² indeholdt 67 algearter og 19.000 dyr fordelt på 163 forskellige arter (Dahl et al., 2003).

Desuden er stenrev en naturlig del af et stabilt økosystem. I områder med bundplanter er det organiske stof i sedimentet domineret af langsomt omsætteligt plantemateriale, som anses for at være basis for stabile fødekæder og dermed grobund for et fødenet med mange bunddyrsarter og mange arter med lang levetid. Disse samfund kan understøtte en stor produktion af bundlevende fisk og har stor betydning for biodiversiteten. Når balancen mellem planteproduktionen ændrer sig, så det ikke længere er bundplanter, men planteplankton i vandsøjlen, der dominerer, bliver det let omsættelige plankton basis for fødekæden i stedet for det langsomt omsættelige døde organiske stof fra de flerårige bundplanter. Dette fører til et skifte i sammensætningen af bunddyr, der ændres fra at være domineret af store arter, der æder dødt organisk stof, til at være domineret af filtratorer som fx muslinger. Denne ændring har igen betydning for de højere led i fødekæden.

Bestande af flerårig vegetation på både hård og blød bund danner et naturligt kystværn, fordi deres blade dæmper bølgenes bevægelser. Når bundplanterne følger med vandets bevægelser i brændingen og bøjer for strømmen, dæmper de også vandstrømmens hastighed hen over bunden og formindsker erosion af sedimentet.

Ved at etablere stenrev forventes det derfor, at et stenrev indenfor en tidsramme på 3-5 år vil bidrage med mere natur i form af øget biodiversitet og større bestande af både makroalger, bundfauna og fisk (Støttrup et al., 2013). Dermed kan etablering af stenrev direkte påvirke VRD indikatoren biodiversitet positivt (dvs. give området et højt DKI-indeks). Det er godt for naturen, og derudover kan stenrev også udvikle sig til rekreative undervandslokaliteter med spændende naturoplevelser for bl.a. sportsdykkere.

Erfaringerne med effekter af (re)etablering af stenrev, der forbedrer miljøkvaliteten generelt, stammer primært fra åbne havområder og vil måske være anderledes i fjorde. Det gælder umiddelbart betydningen for kystværn,

men kan også være anderledes i forhold til f.eks. sedimentforholdene omkring revene. For så vidt forfatterne til dette afsnit er orienteret, er der ingen dokumenterede studier af effekten af re-etablering af stenrev i fjorde.

3.3.6 Potentielle skadelige effekter

I udgangspunktet er der ingen skadelige (miljø-) effekter forbundet med etablering af stenrev³, hvis de(t) udlægges rigtigt. Stenrev er oprindeligt naturligt forekomne men er forsvundet fra en række lokaliteter ved antropogen påvirkning gennem bl.a. stenfiskeri.

Forhold, som har givet anledning til bekymring, er, hvad der sker, hvis et eventuelt iltsvind i/og omkring et stenrev slår flora og fauna på revet ihjel. Gennem nedbrydningen af det døde organiske materiale kan der potentielt skabes yderligere iltsvind og frigivelse af næringsstoffer i stedet for at reducere den interne belastning⁴. Der er også bekymring for, at en makroflora på stenrev ikke kan etablere sig pga. græsningstryk fra den fauna, der befolker stenrevene. Sker dette, kan stenrevene udvikle sig til at være iltforbrugende og ikke som tilsigtet iltproducerende.

Kolonisering af stenrev bør undersøges i relevante områder, især i forhold til stenrev som et virkemiddel til tilbageholdelse af næringsstoffer, som skal placeres i områder, hvor iltsvind udgør en trussel, og hvor den interne belastning er betydende. I sådanne områder kan uheldige kombinationer af vind, vejr og næringsstofftilførsler (eksterne og interne tilførsler) skabe hændelser, som påvirker et evt. stenrev negativt. Derfor skal et stenrev placeres med omhu og under hensyntagen til at sådanne 'ekstreme' hændelser ikke må forekomme for ofte.

3.3.7 Drivhusgasser

Stenrev har ingen betydende effekter på drivhusgasser. Der vil dog være en betydelig CO₂ påvirkning ifm. selve etableringen.

3.3.8 Pesticider

Ingen kendte positive eller negative effekter i forhold til pesticider.

3.3.9 Økonomi

Det overordnede F&U-budget, der er opstillet for at kunne tilvejebringe et fyldestgørende og solidt fagligt grundlag for en vurdering af, om genetablering af spredte stenrev vil kunne udgøre et supplerende og kosteffektivt virkemiddel i de centrale dele af Limfjorden, udgør 21 mio. kr. (Jørgensen et al., 2013).

En egentlig etablering af et 2 km² stenrev med spredte sten med en størrelse på 30-40 cm er over-slagsmæssigt vurderet til at koste mellem 100 og 300 mio. kr. inklusiv transport og udlægning (1, 4).

³ Der vil dog være et betydeligt udslip af CO₂ forbundet med at bryde sten og fragte dem fra Norge til Danmark. I den forbindelse kan det være mere hensigtsmæssigt at producere rev af beton/skaller mm., se evt. rapport på DSCs hjemmeside.

⁴ Det tager tid (minimum 5 år), at opbygge en høj permanent biomasse på større vanddybde, hvor lysforholdene er suboptimale. Derudover er det ikke 100 % sikkert, at revene i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Derfor skal frekvensen af potentielt kritiske events analyseres og være sjældnere end mindst 5 år

3.3.10 Hvilken viden mangler?

I dag foreligger der ikke en tilstrækkelig dokumentation (dvs. direkte målinger), der kan kvantificere positive og negative effekter af genetablerede stenrev i forhold til produktion af ilt og tilbageholdelse af næringsstoffer (Jørgensen et al., 2013). Der er tidligere lavet modelberegninger, som sandsynliggør effekterne. Efterfølgende analyser har imidlertid rykket ved nogle af de basale antagelser om især makroalgernes iltproduktion, der er inkluderet i modelanalysen, hvorfor modelberegninger bør understøttes af målinger, før der tages endelig beslutning om etablering af stenrev med henblik på at tilbageholde næringssalte. Den optimale test vil være at etablere stenrev i "steps", så det gradvist dækker dybere og dybere områder, og virkningen løbende kan måles og anvendes til optimering af modelforudsigelserne.

Makroalger på hårdt substrat har med sikkerhed en række positive effekter på biodiversiteten og på binding af næringsstoffer i de omkringliggende sedimenter henover vækstperioden. Det er dog endnu ikke kvantificeret, i hvor stor grad positive feedback mekanismer ift. mindsket re-suspension og en primærproduktion, som er delvist flyttet fra vandsøjlen til bunden, kan påvirke større områder og dermed være en del af en løsning, hvor økosystemet stabiliseres.

Stenrev som virkemiddel til at reducere næringsstoffrigivelsen bygger på en antagelse om, at etablering af stenrev med iltproducerende makroalger lokalt vil reducere frigivelsen af næringsstoffer fra fjordbunden, mindske væksten af pelagiske alger og dermed også forbedre lysforholdene. Størrelsen af sådanne positive selvforstærkende effekter er ikke undersøgt (heller ikke med modeller), men mekanismen kan potentielt være betydende og vil medføre, at arealer med tilstrækkeligt lys til vækst af makroalger vil øges gradvist, i takt med at bestandene af makroalger øges.

Generelt set er kendskabet til lysforholdenes rumlige udbredelse behæftet med betydelig usikkerhed. I dag måles typisk på dybere dele af de enkelte fjordsystemer og kystnære områder, men der er usikkerhed om lysnedtrængen på disse lokaliteter også gælder for de mere lavvandede kystnære områder, især i de områder hvor man finder det hårde substrat.

Afslutningsvis mangler også praktiske og økonomiske erfaringer med, hvordan makroalger mest effektivt genetableres på stenrevne, dvs. om der er driftsomkostninger forbundet med stenrev udover etableringsomkostninger. Også efter en potentielt kritisk hændelse, hvor eventuelle eksisterende makroalger dør. Der vil være en naturlig konkurrence om det hårde substrat mellem eksempelvis makroalger og muslinger mm. Effekterne på N og P er under antagelse af, at stenrevne dækkes med makroalger. Muslinger vil potentielt have andre (positive og negative) effekter, men de er ikke adresseret her.

3.3.11 Litteratur om effekter af virkemidlet (rapporter, notater, artikler)

Anvendte referencer

Dahl K, Lundsteen S & Helmig SA (2003). Stenrev – havbundens oaser. Danmarks Miljøundersøgelser og Gads Forlag. 107 pp.

Godbold JA, Solan M & Killham K (2009) Consumer and resource diversity effects on marine macroalgal decomposition. *Oikos* 118: 77-86

Jørgensen TB, Andersen JH (redaktion), Dahl K, Fossing H, Hansen JW, Markager S, Stæhr P, Møhlenberg F, Støttrup J, Andersen P, Nicolaisen J, Nejrup L, Andersen T, Wiborg IA, Petersen JK & Jensen JB (2013). Tilvejebringelse af et fagligt grundlag for genetablering af spredte stenrev i de centrale dele af Limfjorden. Limfjordsrådet. 36 sider.

Kristensen E & Mikkelsen OL. (2003) Impact of the burrow-dwelling polychaete *Nereis diversicolor* on the degradation of fresh and aged macroalgal detritus in a coastal marine sediment. *Mar Ecol Progr Ser* 265: 141_153.

Mundt MB (2014). Tolerance over for anoxi hos brunalgen *Fucus Vesiculosus*. Bachelorprojekt, Københavns Universitet.

Møhlenberg F, Andersen JH (red.), Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing H & Krause-Jensen D (2008). Stenrev i Limfjorden: Fra naturgenopretning til supplerende virke-middel. DHI rapport, 45 pp. + bilag.

Møhlenberg F, Poulsen RN & Andersen JH (2013). Metode til og foreløbig screening af områder hvor etablering af stenrev kan anvendes som virkemiddel i vandplanlægningen. DHI rapport, 16 pp. + bilag.

Rooney N & McCann KS (2012). Integrating food web diversity, structure and stability. *Trends in Ecology and Evolution* 27:40-46

Støttrup JG, Stenberg C, Dinesen GE, Christensen HT & Wieland K (2013). Stenrev. Gennem-gang af den biologiske og økologiske viden, der findes om stenrev og deres funktion i tempererede områder. DTU Aqua-rapport nr. 266-2013. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 57 pp.

Tappert M (2014). Effects of oxygen depletion on marine macroalgae. Specialrapport, Aarhus Universitet.

Tenore KR, Cammen L, Findlay SEG & Phillips N (1982). Perspectives of research on detritus: Do factors controlling the availability of detritus to macroconsumers depend on its source? *J Mar Res* 40: 473-490.

3.4 Reetablering af ålegræs

Mogens R. Flindt, Annette Bruhn & Flemming Gertz

3.4.1 Funktion

Sunde ålegræspopulationer er afgørende for miljøtilstanden i vore lavvandede farvande. Ålegræs optager, indbygger og lagrer næringssalte og kulstof, og producerer ilt. Ålegræsbede med tilstrækkelig tæthed og arealudbredelse kontrollerer det fysiske miljø ved at dæmpe strøm og bølger. Her ved reduceres resuspensionsstyrken og -hyppigheden, hvilket gør vandet klarere, og beskytter kysterne mod erosion.

Planterne udgør fysiske strukturer og deres blade øger arealet af tilgængelige overflader en faktor 100 i forhold til et område med nøgenbund. Bladene skaber fæste for opvækst af søpunge og snegle, blåmuslinger, rejer og anden fauna som assisterer med at filtrere vandsøjlen, og skabe miljøstabilitet.

Ålegræsproduktionen nedbrydes primært via detritus-fødekæden, da ålegræsvæv har et højt indhold af strukturelt kulstof, som bakterier har svært ved at nedbryde. Der er derfor meget mindre risiko for iltsvind, når produktionen er baseret på ålegræs fremfor fytoplankton og opportunistiske makroalger (Flindt et al. 1999, Valdemarsen et al. 2014).

Bundfaunaen stimuleres af store mængder ålegræs-detritus, og den øgede mængde bundfauna danner efterfølgende fødegrundlag for højere trofiske niveauer som fisk og fugle. Arealudbredelsen og produktionen af ålegræs øger dermed de marine områders produktion og biodiversitet (Gutiérrez et al. 2011). Ved den produktionsbetingede optagelse af næringssalte reduceres næringsstof-turnoveret i systemerne betragteligt, således at færre næringsalte bliver tilgængelige for fytoplankton og hurtigt voksende makroalger, hvilket har positiv effekt på miljøtilstanden i form af bedre iltforhold og forbedret lysklima (Flindt et al. 1999).

De næringsstoffer og den CO₂, som ålegræsset optager, lagres i den stående biomasse over og i havbunden, i de ophobede lag af død ålegræsbiomasse i havbunden under engene, i løsrevet ålegræs-materiale samt i sekundærproducenter, der lever af ålegræs. Derudover er der en tilbageholdelse af næringsstoffer og kulstof fra det materiale, der sedimenterer i ålegræsebene (Fourqurean et al. 2012). Når ålegræsset og det øvrige organiske materiale nedbrydes, frigives næringsstoffer og CO₂ igen til havmiljøet, men den midlertidige tilbageholdelse i ålegræsset gennem vækstperioden forhindrer, at næringssaltene er til rådighed for plankton. Kun med ålegræs, der reetableres på nye arealer, der begravnes i havbunden, samt med ålegræs, der løsrives og skyller på land og anvendes et andet sted, sker en decideret fjernelse af N, P og CO₂ fra systemet.

Forudsætningen for at implementere udplantning / udsåning af ålegræs som virkemiddel er, at ålegræsenge anlægges og etableres i nye, egnede områder og / eller, at eksisterende ålegræsenge udbygges.

Hindringer for en reetablering af ålegræs

Den naturlige ålegræsreetablering foregår meget forsinket i forhold til næringsstofafkastningen. Ydermere er ålegræsset stadig i tilbagegang i mange marine områder, endskønt den landbaserede næringsstof-belastning til de pågældende områder er reduceret med 50% og 80% for henholdsvis N og P

de sidste 25 år. Når ålegræsset er forsvundet, har det vist sig vanskeligt og meget ressourcetrækkende at få det tilbage igen. Forvaltningsmæssigt er det derfor vigtigt at bevare og beskytte de eksisterende ålegræsbestande (Cunha *et al.* 2012). Nationale overvågningsdata (NOVANA) viser, at de seneste årtiers reduktioner i næringsstofudledningen til havmiljøet nu har resulteret i spæde tegn på en øget ålegræsdybdegrænse, men kun på stationer i de ydre del af fjordene (Riemann *et al.* 2015). Det viser imidlertid at reduktion af de landbaserede udledninger er vigtigt for at fremme/fastholde et svagt forbedret lysklima og dermed en potentiel større dybdeudbredelse af ålegræs. Økosystemsmæssigt er det mest betydende tab af ålegræsbede imidlertid tabet af de højproduktive lavvandspopulationer, som stadig har store problemer med retableringsprocessen.

I vind- og bølge-eksponerede kyst- og fjord-områder, som tidligere husede frodige ålegræsbede, er bundforholdene blevet for grovkornede (grus, ral, sten og skaller) til at ålegræsset umiddelbart kan vokse. Dette skyldes, at der ikke længere findes naturlige mekanismer, som sikrer aflejring og tilbageholdelse af finkornet materiale. Der er altså funktionelt tabt habitat. Tilsvarende har mange års høje næringsstofftilførsler medført, at fjordenes beskyttede og dybere områder har fået tilført ekstra meget organisk materiale, hvorved sedimenternes forankringskapacitet er svækket (Flindt *et al.* 2007, Lillebø *et al.* 2012). Disse organisk rige sedimenter har svært ved at konsolideres - bunden kan bedst beskrives som flydende mudder, og er ikke længere et velegnet substrat for ålegræsplanter. De store puljer af organisk materiale ikke naturligt omsættes indenfor en kort tidshorison (Valdemarsen *et al.* 2014), og arealer med organisk rige sedimenter er dermed også funktionelt tabte som ålegræshabitat. Ålegræssets frøbank har også vist sig at være sårbar overfor fysik. I lavvandede områder, reducerer bølger og strøm frøbanken over sæsonen, således at der i nogle systemer mangler frø til understøttelse af den naturlige retablering.

Restaureringsforsøg

Overordnet er der 2 metoder til restaurering. 1) Enten høst af frø og efterfølgende såning eller 2) Transplantation af planteblokke eller apikale skud. Der er brugt rigtig mange ressourcer på at få retableret havgræsser på internationalt plan (USA, Australien, Asien, Spanien, Italien, Holland, Portugal, Sverige etc.). Mens der er få eksempler på succes med udplantning af ålegræs (McGlathery *et al.* 2012), er der desværre flest eksempler på at aktiviteterne ikke lykkes. Det er derfor vigtigt at ålegræsrestaureringsforsøg foregår videnskabeligt og bygger på tidligere erfaringer med best-practice (Marion & Orth 2010, Cunha *et al.* 2012). Ålegræsrestaureringsforsøg er oftest blevet udført i områder som tidligere har huset havgræsser, da man forventede størst succes i sådanne områder. Den manglende retablerings-succes skyldes formentlig at miljøtilstanden ikke har været ordentlig undersøgt i mange forsøgsområder, idet miljøet ændres totalt efter tabet af den rodfæstede vegetation. Det er derfor under restaurerings-initiativer helt afgørende at habitatets egnethed vurderes og om nødvendigt, at der gøres tiltag der afhjælper eller forbedrer habitatet i forbindelse med restaureringen.

Der er i alt på verdensplan gennemført knap 2000 restaurerings-aktiviteter, som tilsammen har resulteret i 24.1 km² retablerede havgræs-bede. Af disse udgør Orth-gruppens Virginia-aktiviteter i og omkring Chesapeake Bay 22.5 km² eller 93 % af succes-udfaldet (van Katwijk, pc.). Den overvejende gode succesrate af Orth-gruppens arbejde er sket med baggrund i anvendelse af frø i form af høst og efterfølgende spredning/såning. Et review af globale er-

faringer med restaurering af ålegræsbede viser, at stor-skala transplantation fremmer succesraten (van Katwijk et al, *in press*).

I det danske NOVAGRASS forskningsprojekt har det indtil videre ikke været muligt at retablere ålegræs ved frøspredning på lavvandstationer pga. tilstedeværelse af presfaktorer bl.a. stor sedimentmobilitet, suboptimal forankringskapacitet (Flindt et al. 2007; Lillebø et al. 2012), ballistiske effekter fra makroalger (Valdemarsen et al. 2010), og tab af frøbank og spirer forårsaget af sandorm (Valdemarsen 2011). Retableringsmulighederne i Danmark bliver derfor væsentligt mere udfordret end i f.eks. Chesapeake Bay.

Der er derimod dokumenteret retableringssucces ved at anvende transplantationsteknikker. Her er uforstyrrede ålegræsskud og individuelle apikalskud høstet i moderbede og transplanteret til områder, hvor der tidligere voksede ålegræs. De bedste resultater viser en forøgelse i skudantal på ca. 500 % i løbet af første vækstsæson (upublicerede NOVAGRASS resultater fra vækstsæsonen 2015).

3.4.2 N fjernelse

N indbygges i ålegræssets blade og rodsystemer, og ålegræsenge udgør en stabil pulje af organisk bundet N, hvis størrelse afhænger af engens udbredelse, tæthed og alder. En egentlig N-fjernelse forekommer kun i områder, hvor ålegræsset reableres, det permanent begraves eller eksporteres. Alle processerne bidrager til reduktionen i tilgængeligheden af N-næringssalte for lyssvækkende fytoplankton og hurtigtvoksende makroalger.

N-immobiliseringen baseret på planternes produktion er meget højere end den til enhver tid stående biomasse. Dette skyldes ålegræs-plantens vækststrategi. De enkelte skud kan kun huse 6 blade, ved efterfølgende bladfornyelse i skuddene kastes det ældste blad. Denne vækststrategi opfatter mange havgræsforskere som en nødvendig tabsproces, der sikrer at planten skiller sig af med skyggende epifytter, og derved optimerer lysforholdene på de til en hver tid eksponerede bladflader. En stor del af de afstødte blade flyder og transporteres derfor med vandstrømmen ud af fjordene eller skylles op på land og mineraliseres efterfølgende. Argumentet for at benytte produktionen som grundlag for N-immobiliseringen er, at alt produceret biomasse ligeværdigt indgår i N-immobiliseringen, da al plantematerialet er svært nedbrydeligt. Den til tiden bundne N-pulje, nettobegravelsen af plantemateriale samt den plantebundne næringsstoftransport er vigtig, men reduktionen i vandmiljøets N-turnover er vigtigst for miljøtilstanden. Miljøkonsekvensen af ændret N-turnover fremgår af følgende eksempel:

En fjord med en opholdstid på 1 år belastes med 500 ton N. Er produktionen baseret på fytoplankton og opportunistiske makroalger med N-turnover på $> 10 \text{ år}^{-1}$ – bliver den funktionelle belastning 5000 ton N år^{-1} . Er produktionen i stedet baseret på ålegræs med N-turnover på 1 år^{-1} – bliver den funktionelle belastning 500 ton N. Den reelle belastning er altså 10 X højere, når produktionen foretages af opportunistiske makroalger end, når ålegræsset dominerer produktionen. Det er altså forståeligt at vore fjorde ikke opnår bedre miljøtilstand, da de stadig er domineret af opportunistiske primærproducenter.

Pedersen og Borum (1993) opgjorde N-immobiliserings-kapaciteten for ålegræs, og de fandt, at det vækstbetingede N-optag var $34,5 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ($= 345 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Dette er formentlig i den høje ende, da ikke alle lavvandede

fjordområder huser tætte ålegræsbestande. Flindt beregnede for Odense Fjord (<https://www.youtube.com/watch?v=tqcJesWgpnA>) at ålegræspopulationen på lavvandsområderne i referencetilstanden formentlig immobiliserede omkring 200 kg N ha⁻¹ år⁻¹, altså en noget lavere N-immobilisering end Pedersen og Borum estimerede, men dog i samme størrelsesorden, hvilket dokumenterer denne økosystem-funktion. Denne arealeffekt er produktionsafhængig og derfor meget afhængig af den stående biomasse, da ålegræssets maksimale vækstrate ($V_{\max}$) er genetisk bestemt.

Samlet immobiliseringseffekt: op til 200-350 kg N ha⁻¹ år⁻¹.

3.4.3 P fjernelse

I forbindelse med ålegræssets produktion immobiliseres fosfor (P) også ved det vækstbetingede optag af fosfat. I tilfældet, hvor immobiliseringen var 345 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Pedersen & Borums 1993) vil P-immobiliseringen være omkring 25-40 kg P ha⁻¹ år⁻¹ under forudsætning af klassiske N/P-ratio i ålegræsbiomassen (Enriquez 1993, Flindt & Lillebø 2005). Det bør dog bemærkes at P-turnover er hurtigere end N-turnover i det samme plantemateriale, da størstedelen af det organisk bundne P findes i let-omsættelige strukturer så som DNA og ATP (Flindt et al. 1999).

Teoretisk vil den af ålegræsset oxiderede rodzone akkumulere adsorptions-ækvivalenter, således at adsorptionskapaciteten i ålegræssedimenter er højere end på tilsvarende nøgenbunds-sedimenter. Eventuelle iltsvindsituationer vil imidlertid reducere denne adsorptionskapacitet, idet jernpuljen bindes af sulfid. Denne dynamik er årsagen til at mange marine sedimenter har relativt lav adsorptionskapacitet, sammenlignet med sø-sedimenter.

Dette har dog ingen indflydelse på den vækstbetingede immobilisering af P som arealmæssigt er på 20-35 kg P ha⁻¹ år⁻¹.

3.4.4 Effekter som forbedrer miljøkvaliteten (udover N og P fjernelse)

Udbredelse og tæthed af ålegræs er en væsentlig indikator på havmiljøets økologiske kvalitet i henhold til EU's vandrammedirektiv.

Ålegræsenge har omfattende positive effekter på den omgivende natur (Gutiérrez et al. 2011).

Forbedret sigtddybde

Ålegræsbede med tilstrækkelig tæthed og arealudbredelse kontrollerer det fysiske miljø ved at dæmpe strøm og bølger. Herved reduceres resuspensions-hyppigheden og -styrken, mens sedimentation af opslemmede partikler øges, hvilket gør vandet klarere og derved bidrager ålegræsengene til en positiv cyklus med bedre vilkår for bentisk vegetation (Krause-Jensen et al. 2012). I store retableringsprojekter (Orth-gruppen USA) er der målt gennemsnitligt fald i turbiditet (uklart vand) fra ca. 20 NTU til 5 NTU efter retablering af ålegræs i store sammenhængende enge og tilsvarende er der målt gennemsnitligt fald i klorofyl fra 17 til <6 µg chl a l⁻¹ og med et betydeligt fald i variabilitet og fravær af høje pulse med klorofyl (Orth et al 2012).

Øget biodiversitet

Planterne udgør fysiske strukturer og deres blade øger arealet af tilgængelige overflader med en faktor 100 i forhold til et område med nøgenbund. Bladene skaber fæste for opvækst af søpunge og snegle, blåmuslinger, rejer

og anden fauna som assisterer med at filtrere vandsøjlen, og skabe miljøstabilitet. Ålegræsproduktionen nedbrydes primært via detritus-fødekæden, da ålegræsvæv har et højt indhold af strukturelt kulstof, som bakterier har svært ved at nedbryde. Bundfaunaen stimuleres af forhøjede mængder ålegræsdetritus, og den forøgede mængde bundfauna danner efterfølgende fødegrundlag for højere trofiske niveauer som fisk og fugle og øger marine områders produktion og biodiversitet (Gutiérrez et al. 2011).

Kystbeskyttelse

Ålegræsenge udgør en vigtig faktor i forhold til kystbeskyttelse, idet ålegræsenge stabiliserer sedimentet, og mindsker erosion (Christiansen et al. 1981).

3.4.5 Potentielle skadelige effekter

Ingen skadelige effekter

3.4.6 Drivhusgasser

Fourqurean (2012) har opgjort den lagrede kulstof pulje i den levende biomasse af havgræsenge. Denne er estimeret til $2,52 \pm 0,48 \text{ Ton C ha}^{-1}$ ($9.24 \text{ Ton CO}_2 \text{ ha}^{-1}$), mens puljen af organisk C lagret i sedimentet under en havgræseng er estimeret til $139,7 \text{ Ton C ha}^{-1}$ ($512 \text{ Ton CO}_2 \text{ ha}^{-1}$). Dette er et gennemsnit for havgræsser globalt både i områder, hvor produktion ofte er næringssalts- og/eller delvist lys-begrænset. I lavvandede danske kystområder vil der i tætte ålegræsbede, som er velunderstøttet med både næringssalte og lys, formentlig være en større arealspecifik produktion på ca. $400\text{-}500 \text{ g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$. Dernæst tyder det på, at den permanente begravelse er større end tidligere antaget, idet der både aflejres død biomasse i bedet, og der yderligere sedimenterer ålegræs-detritus i dybere områder, som nærmest er ikke-nedbrydelige (Valdemarsen 2014). Antages dette at være omkring 5% af den årlige produktion $= 20 \text{ g C m}^{-2} = 75 \text{ g CO}_2$

$\text{m}^{-2} = 0.75 \text{ ton CO}_2 \text{ ha}^{-1}$.

3.4.7 Pesticider

Ingen bemærkninger.

3.4.8 Økonomi

Der er en socio-økonomisk arbejdsplan knyttet til NOVAGRASS-projektet, men arbejdet med dette går først i gang i 2017, hvorfor det ikke på nuværende tidspunkt er muligt at estimere omkostningerne med baggrund i danske erfaringer.

3.4.9 Hvilken viden mangler?

NOVAGRASS projektets har resultater fra anvendelse af de 2 dominerende retableringsteknikker 1) frøspredning/såning og 2) transplantation af apikale skud.

Retablering ved frøspredning

Der er gennemført retablerings-eksperimenter ved anvendelse af frøspredning på 3 stationer med variabel fysik og næringsstofbelastning i Odense Fjord på 1-1.5 m's dybde. En større matrix af frøspredningsteknikker er afprøvet, hvor der blev "sået" ca. 6000 frø per station i efteråret 2014.

Resultatet var, at blot 6 årsskud spirede frem fra den moderat eksponerede station, mens den fuldt eksponerede station var udsat for så stor sedimentmobilitet, at ingen frø spirede op til overfladen.

På den beskyttede næringsstofbelastede station blev testområdet sat til i opportunistiske makroalger og epifytter, og ingen årsskud klarede foråret. Resultat af testen på ovennævnte lavvandstationer er, at af de ca. 20.000 frø spirede 6 til årsskud – men ingen overlevede første vækstsæson.

Der er desuden testet såning med maskine (udvikling af storskala teknikker) på en ikke eksponeret lavvandsstation. Forsøgene var positive i den forstand, at det er muligt at så frø 2-3 cm ned i sedimentet, med maskine og dermed potentielt forbedre omkostningseffektiviteten, men forsøgene viste lav spiringsgrad, hvilket understreger at frøspiringen endnu ikke er fuldt kontrolleret. Samlet bekræfter forsøgene, at retableringen af ålegræs er meget følsom for fysiske stressfaktorer. De videre tests vil omfatte tests på større dybder (2-3 m i Odense Fjord, Roskilde Fjord og Limfjorden) som stadig lysmæssigt kan understøtte en retablering, men hvor fysisk stress er mindre. Evaluering af disse forsøg kan tidligst ske i slutningen af vækstsæsonen 2016. Der sker en fortsat test af såning med maskine på flere lokaliteter, som ligeledes vil blive evalueret 2016.

Retablering ved transplantation

Der blev tilsvarende gennemført retableringstest af 10 transplantationsteknikker med replikation. Transplantationerne blev foretaget tidligt på vækstsæsonen (2015) – og er siden fulgt med opgørelser over overlevende skud, skudtilvækst og generel sundhedstilstand, og det aktuelle stress sammenholdes med tabsraterne (Valdemarsen et al. 2010). På den beskyttede næringsstofbelastede station blev skuddene ødelagt af opportunistiske makroalger og epifytter – og skudtabene har været meget høje. Igen er der tydelig indikation på en alt for høj næringsstofbelastning. På den moderat eksponerede station klarer skuddene sig rigtig flot. Et initialt skudtab, som gav årsag til begyndende bekymring, er til fulde blevet opvejet af tilvækst over vækstsæsonen, således at der nu er mange flere skud end der blev transplanteret.

På den mere eksponerede station havde skuddene en hård start – og de overlevende skud har ikke kompenseret for initialtabet. Fortsætter tendensen vinteren over, vil de transplanterede skud gå tabt.

Konklusion er derfor, at transplantation på lavvandslokaliteter synes muligt, hvis lokaliteterne vælges med omhu. Forsøgene synliggør i lighed med erfaringer fra andre projekter, at retablering af store ålegræsarealer ved transplantation ikke er realistisk – dette er for ressourcekrævende. Man kan imidlertid bruge teknikken til at sikre, at der er mindre plots (<1 ha) af frøproducerende ålegræsbestande i vore fjorde, således at frøbanken i lavvandede områder ikke bliver begrænsende for en efterfølgende naturlig retablering.

Konklusion

1) Retablering ved frøspredning er endnu ikke lykkedes. Alle test af retablering med frøsprednings-teknikker på lavvandstationer er mislykkedes pga. for voldsom fysik eller eutrofiering. Pt. afventes resultater fra test af frøspredningsteknikker på 2-3 m's dybe stationer, samt de seneste såninger med maskine.

2) Transplantations-teknikker virker fint på velvalgte stationer, hvor alle typer af stress på retableringen er lave. Det er således muligt at sikre blom-

strende ålegræsbede og frøbank for naturlig retablering af ålegræspopulationer i diverse fjorde og kystafsnit. Her viser international erfaring at stor-skala transplantation fremmer succesraten af restaureringsaktiviteten.

3) Med de store problemer der gennem de sidste 30 år har været med at opnå en robust retablering af ålegræs, fromstår beskyttelsen af eksisterende ålegræsbestande som meget vigtig. Her viser erfaringen fra overvågningsprogrammet, at de landbaserede reduktioner i udledningen af næringsalte fremmer en positiv udvikling i ålegræsdybdegrænsen.

Teknikker under udvikling i NOVAGRASS-projektet vil med fordel kunne suppleres med et pilotprojekt som tester og demonstrerer de udviklede teknikker på stor skala, idet der ikke i NOVAGRASS er planlagt eller budgetteret med test/pilots i storskala.

3.4.10 Litteratur om effekter af virkemidlet (rapporter, notater, artikler)

Anvendte referencer

Christiansen C, Christoffersen H, Dalsgaard J & Nornberg P (1981). Coastal and near-shore changes correlated with die-back in eelgrass (*Zostera marina* L). *Sedimentary Geology*, 28: 163-173

Cunha AH, Marba N, van Katwijk MM, Pickerell C, Henriques M, Bernard G, Ferreira MA, Garcia S, Garmendia JM, Manent P (2012). Changing paradigms in seagrass restoration. *Restoration Ecology* 20: 427-430.

Enriques E, Duarte CM & Sand-Jensen K (1993). Patterns in decomposition rates among photosynthetic organisms: the importance of detritus C:N:P content, *Oecologia* 94, 457-471.

Flindt MR, Lundkvist M & Pedersen CB (2007). Retablering af ålegræs i fjorde. *Vand & Jord*. Vol. 3: 105-108.

Flindt MR, Pardal MA, Lillebø AI, Martins I & Marques JC (1999). Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: A brief review. *Acta Oecologica*. 20 (4) 237-248.

Fourqurean JW, Duarte CM, Kennedy H, Marba N, Holmer M, Mateo MA, Apostolaki ET, Kendrick GA, Krause-Jensen D, McGlathery KJ & Serrano O (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5: 505-509.

Gutiérrez JL, Jones CG, Byers JE, Arkema KK, Berkenbusch K, Commito JA, Duarte CM, Hacker SD, Lambrinos JG, Hendriks IE, Hogarth PJ, Palomo MG & Wild C (2011). Physical Ecosystem Engineers and the Functioning of Estuaries and Coasts. In *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. (ed. by Wolanski E & McLusky DS), pp. 53-81. Elsevier, Waltham: Academic Press.

Krause-Jensen D, Markager S & Dalsgaard T (2012). Benthic and Pelagic Primary Production in Different Nutrient Regimes. *Estuaries and Coasts* 35: 527-545.

Lillebø AI, Flindt MR, Cardoso P, Leston S, Pereira ME, Duarte AC, Pardal MA (2012). Restoration of seagrass community to reverse eutrophication in estuaries In: *Ecohydrology and Restoration*, L Chicharo & M Zalewski (eds)

In: Treatise on Estuarine and Coastal Science, E Wolanski & D S McLusky (Chief eds) ISBN: 978-0-12-374711-2.

Marion SR & Orth RJ (2010). Innovative Techniques for Large-scale Seagrass Restoration Using *Zostera marina* (eelgrass) Seeds. *Restoration Ecology* 18: 514-526.

McGlathery KJ, Reynolds LK, Cole LW, Orth RJ, Marion SR & Schwarzschild A (2012). Recovery trajectories during state change from bare sediment to eelgrass dominance. *Marine Ecology Progress Series* 448: 209-221.

Orth RJ, Moore KA, Marion Scott R, Wilcox DJ & Parrish DB (2012): Seed addition facilitates eelgrass recovery in a coastal bay system. *Mar Ecol Prog Ser* 448: 177–195, 2012

Pedersen MF & Borum J (1993). An annual nitrogen budget for a seagrass *Zostera marina* population. *Marine Ecology Progress Series* 101: 169-177.

Riemann B, Carstensen J, Dahl K, Fossing H, Hansen J, Jakobsen H, Josefson A, Krause-Jensen D, Markager S, Stæhr P, Timmermann K, Windolf J & Andersen J (2015). Recovery of Danish Coastal Ecosystems After Reductions in Nutrient Loading: A Holistic Ecosystem Approach. *Estuaries and Coasts*, 1-16.

Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD & Flindt MR (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 418: 119-130.

Valdemarsen T, Wendelboe K, Egelund JT, Kristensen E & Flindt MR (2011). Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *JEMBE*. 410:45-52.

Valdemarsen T, Quintana C, Kristensen E & Flindt MR (2014). Recovery of organic-enriched sediments through microbial degradation: implications for eutrophic estuaries. *MEPS*, Vol 503, P. 41-58.

van Katwijk MM, Thorhaug A, Marbà N, Orth RJ, Duarte CM, Kendrick GA, Althuizen IHJ, Balestri E, Bernard G, Cambridge ML, Cunha A, Durance C, Giesen W, Han Q, Hosokawa S, Kiswara W, Komatsu T, Lardicci C, Lee K-S, Meinesz A, Nakaoka M, O'Brien KR, Paling EI, Pickerell C, Ransijn AMA & Verduin JJ (2015). Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting. *Journal of Applied Ecology* – *in press*

3.5 Sand-capping af mudrede sedimenter

Mogens R. Flindt & Thomas Valdemarsen (SDU)

3.5.1 Funktion

Der er ikke her fokus på næringsstoffjernelse, idet dette virkemiddels primære funktion er at understøtte naturlig eller aktiv retablering af ålegræs.

Store arealer i vores fjorde er efter mange års næringsberigelse og omfattende algevækst blevet dækket med organisk rigt mudder. Ålegræs kan derfor ikke længere få rodfæste i disse områder, og fjordbunden ophvirvles så hyppigt, at de forringede lysforhold forhindrer at god miljøtilstand kan opnås. På de værst ramte lokaliteter består bunden af flydende mudder, som hverken kan huse et alsidigt plante- eller dyreliv. Mudder er et dårligt substrat, da det ikke kan konsolidere på grund af et højt indhold af vand og organisk materiale. Aflejringen af mudder på bunden har medført store funktionelle tab af velfungerende økosystem arealer i de mange lavvandede fjorde. Disse arealer kan ikke ved naturlige mineraliserings-processer vende tilbage til en god bundtilstand indenfor de kommende 50-100 år (Valdemarsen 2014). Intentionen med dette virkemiddel er derfor, at fremskynde naturkvaliteten på bundarealer, som tidligere var gode naturområder og ålegræshabitater i vore lavvandede fjorde.

Sejlrender skal løbende vedligeholdes, udvides og uddybes, og meget store mængder sand/grus bliver i denne forbindelse opgravet og sejlet ud på veldefinerede klappladser udpeget af Miljø- og Fødevareministeriet. En del af dette sand er af god kvalitet og ikke forurenet med miljøfarlige stoffer. Hvorfor ikke bruge dette materiale til at forbedre bundforholdene i de mudrede områder af fjordene? Det er netop formålet med dette virkemiddel. Bæredygtigheden opstår ved at havnemyndighederne ikke behøver at sejle opgravet sand til fjerne klappladser, men kan sprede materialet ud over mudderbunden inde i fjordene. Herved overlejres mudderbunden af et stabiliserende sandlag (sand-capping) og der genvindes kvalitetsbund. Vi forventer, at den øgede bundstabilitet i sand-cappede områder vil føre til, at lysklimaet forbedres og at ålegræs kan genetableres. Udlægningen af sand vil formentlig også mindske udsivningen af næringsstoffer fra det underliggende mudder, hvorved den interne næringsstofbelastning reduceres. Ved på denne måde at anvende kvalitetssandet i fjordene, opstår der en miljømæssig gevinst. Det er meget brændstofkrævende at sejle hundrede tusinder af m³ sand ud på fjerne klappladser, og den heraf afledte CO₂-emission vil derfor kunne mindskes ved dette miljøtiltag. De forbedrede bundforhold medfører samtidigt, at den rodfæstede vegetation igen kan etableres i de sandcappede områder, og vegetationen vil her opbygge en ny stor biomasse, optage N- og P-næringssalte ifm. væksten og derved immobilisere N- og P-næringsstofferne, så de ikke bliver tilgængelige for fytoplankton og skidtalger. Således vil den retablerede ålegræsvegetation starte den positive miljøspiral, idet lysforholdene yderligere forbedres, hvorved udbredelsen af ålegræs igen kan øges.

3.5.2 Egnede områder

Som nævnt er store arealer i mange af vore lavvandede fjorde blevet så mudrede at forankringskapaciteten for ålegræs er svækket (Flindt et al. 2007, Lillebø et al. 2013). Ålegræsset voksede på disse lokaliteter i referencetilstanden, men nu har planten svært ved at retableres. I de seneste ålegræs-

projekter (REELGRASS og NOVAGRASS) samt i det ministerielt (Naturstyrelsen) igangsatte marine modelværktøjsarbejde er disse arealmæssige tab opgjort i Roskilde Fjord, Odense Fjord og Limfjorden. Oparbejdning af sedimentdata og efterfølgende GIS-analyser viser de forarmede sedimentforhold i disse systemer. I Odense Fjord er 30 % (20 km²) af bundarealet, der lysmæssigt understøtter ålegræs-retablering for mudret, mens arealet hvor retableringen af ålegræs svækkes pga. bundforholdene i Limfjorden udgør 30.5 % (469 km²) mens det tilsvarende i den sydlige del af Roskilde Fjord udgør 40 % (21.6 %).

Dette supplerende virkemiddel har hermed stort potentiale i forhold til understøttelse af retableringen af ålegræs. Det er derfor et spørgsmål hvor meget sand som sejlrendevedligehold kan bidrage med. Havnemyndighederne i f.eks. Odense har opgjort volumen af sejlrendevedligeholdelsen, som varierer fra 100.000-500.000 m³. Meget opgravningsvolumen stammer fra den ydre rand omkring indsejlingen til fjorden. Ved at sammenholde disse oplysninger med sedimentanalyser af miljøfremmede stoffer, tyder det på at ca. 1/3 af det opgravede materiale fra Odense Fjord vil kunne benyttes til sand-capping. Havnemyndighederne har teknikkerne til at udlægge sandet i en tykkelse på ca. 10 cm, hvilket derfor potentielt kan resultere i råstof til sand-capping af ca. 0.33-1,6 km² per vedligeholdelses-aktion. Ved en bevilling bør sejlrendevedligeholdelsen (frekvens, volumen og sedimentkvalitet) undersøges/kortlægges på landsplan, så det fulde potentiale for virkemidlet udredes.

3.5.3 N fjernelse

Den potentielle N-fjernelse opstår primært i forbindelse med at ålegræsset retableres. Se under virkemidlet retablering af ålegræs.

3.5.4 P fjernelse

Den potentielle P-fjernelse opstår primært i forbindelse med at ålegræsset retableres. Se under virkemidlet retablering af ålegræs.

3.5.5 Effekter som forbedrer miljøkvaliteten (udover N og P fjernelse)

Beskrivelse af virkemiddel effekter, som bidrager til miljøforbedring i bred forstand herunder direkte og indirekte effekter på:

- Det udlagte sand vil forbedre lysklimaet i systemet, da styrken og frekvensen af resuspensioner nedsættes og derved øger dybdegrænsen for bentisk produktion. Aktiviteten vil altså øge det samlede bundareal, som har tilstrækkelig lysintensitet til at understøtte en bentisk produktion.
- Herved vil den generelle sedimentstabilitet øges (Lundkvist 2007a, 2007b), idet bundlevende kiselalgers produktion stimuleres af den større bentske lysintensitet.
- De bundnære iltforhold forbedres pga. større bentisk primærproduktion.
- Mudderbund huser ikke samfund med høj biodiversitet. Ved at udbringe sand vil biodiversiteten potentielt stige.
- Sand-capping bør opfattes som en faktor, som kan påvirke systemets arealeffektivitet, idet funktionelt tabte områder igen opnår forankringskapacitet – og genvinder deres evne til at huse ålegræs.
- Den øgede ålegræsproduktion vil på systemniveau medføre, at den autotrofe/heterotrofe-balance forskydes mod større autotrofi, hvilket er fundamentalt for oligotrofieringsprocessen.

- Vi har i NOVAGRASS testet sand-capping i naturen ved anlæggelse af små testarealer ($< 100 \text{ m}^2$) og allerede første år efter udlægningen ses en massiv stigning i biomassen og diversiteten af bundfauna (børsteorm, strandkrabbe, snegle og fisk (fladfiskeyngel og Sandkutling) sammenlignet med kontrollerne på mudderbund.

3.5.6 Potentielle skadelige effekter

Teknikken er testet i strømrrender i laboratoriet, hvor sand-cappingen er testet på mange forskellige typer af mudder (3-28 % organisk indhold). Der blev ikke målt flugt eller ophvirvling af mudder under cappingen, og der blev skabt en meget distinkt grænse mellem mudder og sand, som klart indikerer at metoden er anvendelig. Sand-cappingen vil medføre en konsolidering af det underlæggende mudder, idet porevandet vil presses ud af mudderen. Porevandet indeholder højere koncentration af næringssalte, hvilket ved udlægningen vil berige vandmasserne. På de gennemførte eksperimenter er det primært ammonium som presses ud af sedimentet, idet sandet indeholder tilstrækkeligt oxideret jern til at adsorbere fosfat-puljen. De højest målte N-fluxe under en sand-capping er $5 \text{ mg NH}_4 \text{ m}^{-2}$, hvilket svarer til at vandsøjlen på en 3 meters station vil blive beriget med $1.67 \mu\text{g NH}_4 \text{ l}^{-1}$. Perspektiveringsmæssigt svarer denne N-berigelse til at vandsøjlen på området over sand-cappingen vil kunne stimulere en fytoplanktonproduktion på $0.36 \mu\text{g chl.a. l}^{-1}$, hvis alt ammonium optages i fytoplankton. Den ækvivalente mængde af næringssalte ville under naturlige forhold også sive ud af sedimentet, blot noget langsommere. Effekten er altså minimal, og der kan derfor ikke konstateres umiddelbare skadelige effekter. I ovennævnte eksperimenter er der ikke valgt muddertype efter princippet "worst case" i forhold til flux-regnskabet, så der eksisterer formentlig mudderbundsarealer der vil resultere i højere N-fluxe (hvor det organiske indhold i mudderen understøtter højere nedbrydningsrater).

Under vedligeholdelse af sejlrender skaber opgravningen forhøjet turbiditet i nærfeltet, hvilket skyldes omrøring og spild under graveprocessen. Man må forvente at tilsvarende effekter fremkommer under udlægningen.

3.5.7 Drivhusgasser

Aktiviteten er bæredygtig, da havnemyndighederne ikke bruger brændstof på at sejle et anvendeligt råstof ud på fjerne klappladser. Reduktionen i produktionen af CO_2 og NO_x afhænger af distance til klappladser og den transporterede mængde.

3.5.8 Pesticider - toksicitet

Det er af største vigtighed at sedimenterne screenes for tungmetaller og andre miljøfremmede stoffer inden det opgravede sedimentet genanvendes.

Her bør udarbejdes en godkendelsesprocedure, hvor Havmiljøloven og regler for klappning følges.

3.5.9 Økonomi

Sand-capping koster i test-eksperimenter ca. $140.000 \text{ kr. ha}^{-1}$.

3.5.10 Hvilken viden mangler?

Sand-capping er tidligere udført med det formål at forsegle svært forurenede havnesediment (Ling et al., 1996; Zeman, A.J, 1994). Her blev der udlagt 40-50 cm meget groft sand, for at sikre at muddret ikke spredtes i området idet sandet virkede som en membran. Resultaterne viste at sand-cappingen hindrede mudderflugt.

SDU har derfor gennemført en længere række fysiske laboratorieeksperimenter, hvor sand-capping er testet på forskellige typer af mudder med variabelt vand- og organisk-indhold (3-28 % org. mat.). Denne forslåede anvendelse, hvor sand-capping skal understøtte et forbedret lysklima og forankringskapacitet for ålegræs er ikke tidligere afprøvet. Metoden virker fint, sandet aflejres oven på mudder-matrixen, således at muddret efterfølgende ikke er eksponeret for erosion. Den øgede bundnære lysintensitet ved sand-capping er kvantificeret i strømrørende-eksperimenter under varierende strømforhold, hvor turbiditeten er sammenlignet over mudderbund før og efter sand-udbringning. I strømrørende-forsøg forbedres lysintensiteten i vandsøjlen med en faktor 5-10 ved strømhastigheder der resulterer i moderat resuspension.

Sand-capping er også gennemført i felten (Odense Fjord) på mindre arealer – replikater på ca. 10 m² – i alt ca. 100 m².

Pt. testes biogeokemiske effekter: 1) hvordan påvirkes mineraliseringsrater i muddermatrixen, 2) hvordan påvirkes iltforholdene i overflade-sedimentet, 3) hvordan påvirkes de resulterende næringssaltsfluxe og 4) adsorptionskapaciteter for ammonium og fosfat. Efter denne test vil der blive gennemført biologiske test af forankringskapaciteten for ålegræs i strømrørende-studier, hvor tærskelværdier for fastholdelse af ålegræs årsskud undersøges i fint sand, groft sand og grus bliver undersøgt.

Der mangler nu stor-skala forsøg for endeligt at kunne verificere virkemidlets fysiske, biogeokemiske og biologiske potentiale.

3.5.11 Litteratur om effekter af virkemidlet (rapporter, notater, artikler)

Anvendte referencer

Flindt MR, Lundkvist M & Pedersen CB (2007). Retablering af ålegræs i fjorde. Vand & Jord. Vol. 3: 105-108.

Ling HI, Leshchinsky D, Gilbert PA (1996). In-situ capping of contaminated submarine sediments: Geotechnical considerations. ENVIRONMENTAL GEOTECHNICS, VOL 1 Pages: 575-580.

Lillebø AI, Flindt MR, Cardoso PG, Leston S, Dolbeth M, Pereira ME, Duarte AC, Pardal MA (2011). Restoration of seagrass community to reverse eutrophication in estuaries In: Ecohydrology and Restoration, L Chicharo & M Zalewski (eds) In: Treatise on Estuarine and Coastal Science, E Wolanski & D S McLusky (Chief eds). Chapter. 10.07. 151-165.

Lundkvist M, Grue M, Friend P & Flindt MR (2007). The relative contributions of physical and microbiological factors to cohesive sediment stability. Continental Shelf Research 27: 1143-1152.

Lundkvist M, Gangelhof U, Lunding J, Flindt MR (2007). Production and fate of extracellular polymeric substances produced by benthic diatoms and bacteria - A laboratory study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* vol.75: 337-346.

Valdemarsen T, Quintana C, Kristensen E & Flindt MR (2014). Recovery of organic-enriched sediments through microbial degradation: implications for eutrophic estuaries. *MEPS*, Vol 503, P. 41-58.

Zeman AJ (1994). Subaqueous capping of very soft contaminated sediments. *Canadian Geotechnical Journal*, Volume: 31, Issue: 4, Pages: 570-577.

3.6 Iltning

Flemming Gertz og Anders Chr. Erichsen

3.6.1 Funktion

Der skelnes overordnet mellem to typer iltning. 1) Iltning hvor iltrigt overfladevand pumpes ned til større dybde med iltfattigt bundvand og 2) iltning med ren ilt, hvor dysere på bunden frigiver ilt som små bobler til iltfattigt bundvand.

Iltning af bundvand er kun meningsfyldt at anvende i fjordområder med lagdeling, hvor der udvikles iltsvind i bundvandet hen over sommeren.

De fleste erfaringer med iltning som virkemiddel er kendt fra søer, men der er også erfaringer fra marine områder, bl.a. Sverige, med tilførsel af iltrigt overfladevand til iltfattigt bundvand via pumper.

Pumpning af iltrigt overfladevand ned i iltfattigt bundvand

Der er dokumenteret en positiv effekt med nedpumpning af iltrigt overfladevand ned i iltfattigt bundvand i det svenske projekt PROPPEN (Rantajärvi et al 2012). I Lännerstasundet (Sverige) blev der pumpet iltrigt overfladevand ned i det iltfattige bundvand, som i løbet af en uge blev iltet til niveau svarende til overfladelaget. Pumpning havde desuden den effekt, at lagdelingen blev svækket, og der blev observeret et inflow af iltrigt vand (på størrelse med pumpekapaciteten) fra det tilstødende vandområde. Iltningen af bundvandet førte til oxidation af svovlbrinte. Samtidigt blev ammonium oxideret til nitrat (dvs. nitrificeret) for derefter at blive denitrificeret (dvs. reduceret) til frit kvælstof (N_2), hvilket forklarer det observerede fald i den uorganiske kvælstofpulje (Rantajärvi et al 2012). Der blev desuden målt et signifikant fald i fosfatkoncentrationen i vandsøjlen. Det rapporteres dog, at processerne for N og P er komplekse og ikke fuldt forstået.

Erfaringer fra By Fjord (Stigebrandt et al 2014) nord for Göteborg peger i samme retning som de positive erfaringer fra Lännerstasundet, mens der i POPPEN projektet også blev gjort forsøg ved Sandöfjärden, Finland, men her viste pumpeeffekten sig for lille i forhold til vandvolumen, hvorfor der ikke blev den forventede effekt.

Overordnet set fører pumpning af overfladevand ned til bunden til en svækkelse af lagdelingen og en risiko for, at næringsrigt bundvand kan føres op i overfladevandet, så algeproduktionen stimuleres. En referencegruppe for de svenske undersøgelser påpeger derfor også, at netop de hydrografiske ændringer som følge af pumpning skal undersøges yderligere, før der træffes beslutning om at pumpe iltrigt overfladevand ned i iltfattigt bundvand (Naturvårdsverket 2012).

Iltning med ren ilt

I bl.a. Furesøen og Haldsø bruges iltning af bundvandet med ren ilt. Iltning med ren ilt er mindre indgribende for den naturlige hydrografi end metoden, hvor der pumpes iltrigt vand fra overfladen ned til bunden, idet temperatur- og saltgradienter erfaringsmæssigt ikke forstyrres ved iltning med ren ilt. Iltningen sker ved at udlægge én eller flere diffusere på bunden, som via slanger er forbundet med beholdere på land fyldt med flydende ilt. Den flydende ilt overgår til gasform, inden den forlader diffuserne, hvorefter meget små iltbobler stiger opad i vandsøjlen. I forbindelse med udledningen af iltboblerne vil

der opstå en vandstrøm, som vil føre det iltrige vand rundt i bundvandet under springlaget. Iltten bliver brugt til at oxidere svovlbrinte til sulfat, nitrifikation (dvs. oxidation af ammonium til nitrat) og til aerob nedbrydning af organisk materiale, som findes i bundvandet. Det nitrat, der dannes ved nitrifikationen, kan denitrificeres i sedimentet eller den iltfrie vandsøjle til frit kvælstof gas (N_2), hvorved det udgår af fjordens N kredsløb.

I forbindelse med iltningen af bundvandet bindes fosfat efterhånden også til det oxiderede jern i de øverste millimeter af sedimentet.

Fjernelsen af N fra sediment- og vandmiljøet er styret af den koblede nitrifikation/denitrifikation i sedimentet og vandsøjlen, dvs. oxidationen af ammonium til nitrat efterfulgt af reduktion af nitrat til frit (atmosfærisk) kvælstof ($NH_4^+ \rightarrow NO_3^- \rightarrow N_2$). Den koblede nitrifikation/denitrifikation kan ligesom på et rensningsanlæg styres gennem periodevis iltning af bundvandet, dvs. at bundvandet veksler mellem iltholdige og iltfrie forhold. En sådan periodevis iltning af bundvandet indgår ikke i erfaringsgrundlaget fra danske iltningsanlæg i søerne, og det er ikke denne optimering, der er anvendt ved vurderingen af iltning af bundvandet i Mariager Fjord.

3.6.2 Egnede områder

Iltning af bundvand bør foretages ved iltning med ren ilt, men metoden vil kun være anvendelig i et begrænset antal vandområder i Danmark. Det skal være områder med lagdeling af vandsøjlen, hvor der kan opstå iltvind og med en dybde, der sikrer vandstrømning i bundvandet under springlaget. Samtidigt skal området have en rand til tilstødende vandområder, således at et eventuelt ”importeret” iltvind ikke overstiger iltningsanlæggets kapacitet. Det dybe område (”Dybet”) i Mariager Fjord er potentielt egnet til iltning med ren ilt, men også Flensborg Fjord kunne med fordel undersøges nærmere for potentialet.

Områder i Limfjorden (bl.a. Skive Fjord og Lovns Bredning) oplever årlige tilbagevendende iltvind som følge af lagdeling i vandsøjlen. Disse områder egner sig umiddelbart ikke til iltning, fordi det iltfattige bundlag er for tyndt (til tider under ½ m) således, at forholdet mellem areal og lagtykkelse bliver for stort, hvorfor der i så fald skal udlægges iltbrydere i hele fjordområdet. Det anses ikke som en reel eller økonomisk mulighed med de nuværende kendte metoder.

3.6.3 N fjernelse

Potentielle N-fjernelsesrater er helt afhængige af lokale forhold, hvorfor det ikke er umiddelbart meningsfuldt, hverken at overføre erfaringer fra en fjord til en anden eller fra søer (ferskvand) til fjorde (saltvand).

De svenske forsøg har alene fokuseret på fosfor, og forsøgene er derfor ikke optimerede med henblik på kvælstoffjernelse. Dog viser forsøgene et samlet fald i den uorganiske kvælstofpulje i bundvandet. I By Fjord (Stigebrandt et al 2014) faldt den uorganiske N-pulje med ca. 13 ton N i bundvandet (55 %, svarende til 21 kg N/ha) inden for første pumpeperiode i de sidste måneder af 2010. I Lännerstasundet blev fjernelsen af uorganisk N i bundvandet estimeret til 10-20 kg/ha (Rantajärvi et al 2012).

Mariager Fjord

DHI har i 2015 foretaget en gennemgang af et 10-15 år gammelt datagrundlag for Mariager Fjord med henblik på at estimere N-fjernelsen (Rasmussen 2015). Modelleringen viser, at der kan ske en merfjernelse af kvælstof, hvis bundvandet iltes. Der bør tages forbehold for disse beregninger, idet der er sket ændringer i fjordens stofomsætning sidenhen. Disse ændringer kan have bevirket, at det beregnede ilttningsbehov og omfanget af kvælstoffjernelsen kan have ændret sig.

3.6.4 P fjernelse

P fjernes ikke fra systemet, men bindes i sedimentet under iltede forhold, hvorved fluxen fra sediment til vandfase begrænses. Som for kvælstof er det lokale forhold, der er helt afgørende for effekten på P. I By Fjord faldt fluxen af fosfor fra sedimentet til vandfasen til 20 % af niveauet før iltningen (Stigebrandt et al 2014). For Lännerstasundet blev der estimeret en retention på ca. 0,5 g P / m² svarende til 5 kg P / ha (Rantajärvi et al 2012).

For Mariager Fjord vil der ved iltning kunne ske en binding af fosfor til sedimentet, dels i form af en engangshændelse, og muligvis vil en årlig ukendt mængde P kunne immobiliseres i sedimentet, men vidensgrundlaget er på nuværende tidspunkt ikke tilstrækkeligt til en kvantificering.

3.6.5 Effekter som forbedrer miljøkvaliteten (udover N og P fjernelse)

For alle iltede vandområder, marine som søer, er der observeret markant forbedrede livsbetingelser for bunddyr, når bundvandet og dermed sedimentet er veliltet. I By Fjord skete der en kolonisering af bundfauna, som blev fulgt af et markant forbedret fiskeri (Stigebrandt et al 2014). I Furesø er der rapporteret positiv udvikling i både biomasse og diversitet, og den ene af de to tilbageværende reliktkrebs har bredt sig til større dybder. Også vegetationen i Furesø er nået ud på markant større dybder bl.a. som følge af bedre sigtdybde. Dette kan dog ikke alene tillægges iltning, men også den reducerede belastning af P til søen (Thorsgaard & Geertz-Hansen 2012).

3.6.6 Potentielle skadelige effekter

Nedbrydning af organisk materiale under iltning kan potentielt føre til frigivelse af uønskede stoffer som tungmetaller, som i dag er bundet til det organiske materiale. Der blev ikke rapporteret forhøjede værdier under forsøget i By Fjord, som har en historisk industribelastning, men en potentiel risiko for frigivelse under længerevarende nedbrydning kan ikke udelukkes.

Der er i forbindelse med anvendelse af ren ilt ved brug af diffusere ved bunden ikke observeret øget resuspension.

Næringsstoffer kan potentielt set blive løftet op i den fotiske zone, hvorved primærproduktionen kan stimuleres, hvilket absolut må anses for en skadelig effekt. Sker dette, skal iltningen af bundvandet straks indstilles, idet fordelene ved iltning ikke kan opveje den øgede mængde næringsstoffer i det overfladenære vandlag. Erfaringer med iltning af søer peger ikke på, at dette vil ske, og endvidere er lagdelingen i bl.a. Mariager Fjord stærkere end i de pågældende søer.

3.6.7 Drivhusgasser

En udgasning af methan (CH₄), som pt. formodentlig sker fra bunden til den iltfrie vandsøjle, vil forventeligt blive reduceret ved en iltning af sedimentet. Der er ikke gennemført målinger af den naturlige emission af CH₄ fra Mariager Fjord, hvorfor den kvantitative reduktion af metanudslippet fra fjorden ved en iltning af bundvandet ikke kan beregnes.

3.6.8 Økonomi

Der er alene vurderet på økonomi ved metoden, hvor der anvendes iltning med ren ilt. Dette skyldes, at metoden anses som mere velegnet til danske forhold, samt at der foreligger relevante erfaringstal for iltningprojekter fra søer.

Meget groft skønnes udgifter til et iltningssanlæg for Mariager Fjord at udgøre 20-30 mio. kr. i etableringsomkostninger. Årlig vedligeholdelse og omkostninger til ilt vurderes til at udgøre 2,5-3,5 mio. kr.

Ved afskrivning over 20 år med forrentning udgør omkostninger 4,5-6,5 mio. kr./år.

Afhængig af den mer-kvælstofmængde, der kan fjernes ved iltning med ren ilt, vil prisen pr. kg N også variere. Fjernes der fx 45 tons N, udgør prisen 100 - 145 kr./ kg N, mens en effektivitetsfordobling vil halvere udgifterne per fjernet kg kvælstof.

Dertil kommer en ikke ubetydelig fosforeffekt, som ikke er prissat.

3.6.9 Hvilken viden mangler?

Hvad angår Mariager Fjord, vil en genberegning med nyere overvågningsdata og en evt. mere avanceret model styrke vurderingen af iltning som tiltag for Mariager Fjord.

Hvad angår Flensborg Fjord, så foreligger der ingen konkret vurdering af virkemidlets anvendelse. Der foreligger desuden ingen undersøgelse af, om der skulle være andre fjordområder i Danmark, som kunne have gavn af iltning som virkemiddel.

Beslattes det at anvende iltning med ren ilt som virkemiddel til at fjerne kvælstof fra vandmiljøet, bør en sådan anvendelse ikke finde sted, uden af effekten følges nøje med et tilpasset overvågningsprogram.

3.6.10 Litteratur om effekter af virkemidlet (rapporter, notater, artikler)

Avisartikel om forbedret fiskeri i By Fjord:

<http://bohuslaningen.se/nyheter/uddevalla/1.2277294-byfjorden-ett-fiskeeldorado>

I ingeniøren om By Fjord:

<http://ing.dk/artikel/forskere-vores-pumper-har-givet-ilt-doed-fjord-livet-tilbage-174254>

Anvendte referencer

Eija Rantajärvi et al. (2012). *PROPPEN, Controlling benthic release of phosphorous in different Baltic Sea Scales. Final report on the result of the PROPPEN project to the Swedish Environmental Protection Agency, Fomas and VINNOVA.*

Anders Stigebrandt et al. (2014). *An Experiment with Forced Oxygenation of the Deepwater of the Anoxic By Fjord, Western Sweden.* AMBIO (doi:10.1007/s13280-014-0524-9).

NATURVÅRDSVERKET, *Artificiell syresättning av Östersjöns djupbottnar genom syrepumpning*, rapport 6522, Oktober 2012.

Inge Thorsgaard og Ole Geertz-Hansen, 2012. *FURESØS MILJØTILSTAND, EFFEKTEN AF ILTTILFØRSEL 2007-2011.*

Rasmussen EK. *Iltning af bundvand i Mariager Fjord -Estimering af N-fjernelse og P-immobilisering*, DHI 2015.

3.7 Omplantning af muslinger

Jens Kjerulf Petersen og Anja Gadgård Boye

3.7.1 Funktion

Princippet i brug af omplantning af blåmuslinger som virkemiddel er at flytte små blåmuslinger (typisk 25-35 mm og dermed fiskbare) i tætte bestande fra et område med dårlige livsbetingelser og udlægge dem i områder uden muslinger på afgrænsede plots – såkaldte kulturbanker - i et andet område med bedre vækst - og overlevelsesbetingelser med henblik på efterfølgende fiskeri, når muslingerne har nået måls størrelse, hvilket er min 45 mm. De bedre livsbetingelser vil stimulere vækst og navnlig vækst af bløddelene og dermed øge bindingen af næringssalte i muslingerne, og der vil ved en efterfølgende høst af muslingerne ske en nettofjernelse af næringssalte. Områder med dårlige livsbetingelser kan være områder, der hyppigt rammes af iltsvind. I iltvindsområder er der ofte store bestande af muslinger sammenfaldende med et generelt højt næringssaltniveau, og kraftigt eller længerevarende iltsvind vil dræbe muslingerne og efterfølgende lede til et accelererende iltsvind i takt med, at dødt muslingekød nedbrydes. Dette vil i sig selv stimulere næringssaltfrigivelsen i det berørte område. Det er beregnet, at forrådnelse af muslinger vil bidrage endog meget betydeligt til bundens iltforbrug svarende til den stående iltmængde og at iltforbruget ved fjernelse af muslingerne er størrelsesorden mindre end iltforbruget ved forrådnelse (Dolmer et al 2009). Flytning af muslinger fra iltvindsområder og efterfølgende fiskeri, når muslingerne når måls størrelse, vil lede til en nettofjernelse af næringssalte proportionelt med den mængde muslinger, der fiskes fra kulturbanken, idet muslingerne ellers ville være gået til i et iltsvind. Andre områder med dårlige overlevelsesmuligheder eller tilvækstbetingelser kan være områder, hvor muslingerne bundslår i så store tætheder, at de bliver fødebegrænsede i en grad, så de ikke kan overleve i de tætheder, de har bundslået i. Her vil nettofjernelse af næringssalte alene bero på netto tilvækst af muslingerne, pga. de forbedrede vækstbetingelser på kulturbanken. Flytninger af muslinger mellem forskellige vandområder (i vandplan sammenhænge) vil udgøre en særlig problemstilling.

Praktisk foregår både flytning og endelig fjernelse ved høst af måls muslinger ved fiskeri med muslingeskraber.

Der er i dette notat alene taget stilling til omplantninger fra bund til bund og ikke som omplantninger omfattende opsamling af yngel på net og efterfølgende udlægning på bunden. Som virkemiddel er opdræt af muslinger mere hensigtsmæssigt og effektivt ved at bringe muslingerne i land frem for at få reduceret effektiviteten gennem efterfølgende udlægning på bunden.

3.7.2 Egnede områder

Egnede områder til fjernelse af muslinger er primært de områder, der hyppigst rammes af iltsvind eller, hvor der sker store nedslag af blåmuslinger. Det kan fx være de indre dele af Limfjorden (Lovns, Skive, Thisted, Løgstør), Mariager Fjord, Flensborg Fjord og de sydlige dele af Lillebælt og måske Isefjorden, som i forvejen er udlagt som skaldyrvande, det vil sige områder der er udlagt til produktion af muslinger. Etableringen af kulturbanker kan ske i fx de mere eksponerede dele af Limfjorden (Venø, Kaas), på lavere vanddybder i de berørte områder eller i andre østjyske fjorde som fx Vejle Fjord.

Ved både flytning og udlægning skal der tages hensyn til de lokale forhold både hvad angår forekomst af iltsvind og i udlægningsområderne evt. forekomst af ålegræs, stenrev mm. Mht. iltsvind kan der for de nævnte områder forholdsvis tidligt på året identificeres fare for iltsvind i den kommende sommer. Meget store yngelnedslag vil typisk blive observeret af fiskere eller i relation til DTU Aquas overvågning af muslingebestande.

3.7.3 N fjernelse

Kvælstof fjernelsen vil for de muslinger der ellers ville være gået til ved iltsvind skalere direkte til den mængde, der høstes på kulturbanker. Kvælstoffjernelsen kan dog være fordelt mellem flere vandområder, såfremt kulturbanken etableres i et andet vandområde end det vandområde hvorfra muslingerne fjernes. For donor vandområdet er N-fjernelsen proportional med biomassen af de små muslinger, som fjernes. I vandområdet hvor kulturbanken etableres, er N-fjernelsen proportional med N-indholdet i den høstede biomasse minus biomassen af tilførte små muslinger. For bundmuslinger er N-indholdet ca. 0,7-1,0 % af vægten af de levende muslinger (inkl. skal). Kulturbanker udlægges typisk i størrelser af 2-3.000 t med en tæthed på 3 kg m⁻² svarende til en kvælstoftilførsel på 0,1-0,3 t N ha⁻¹. En netto N-fjernelse fordrer derfor, at der kan høstes mere end 3 kg m⁻² fra kulturbanken, dvs. at naturlig dødelighed, dødelighed i forbindelse med omplantningen og prædation ikke overstiger tilvæksten i de omplantede muslinger. N-fjernelse ved omplantning fra områder med lav vækst i muslingebestanden til kulturbanker med højere vækst fordrer en netto-tilvækst af muslingerne og især af kødindholdet. Der er i litteraturen beskrevet forsøg, hvor dette er opnået (Dolmer et al 2012), men det er endnu ikke dokumenteret i produktions-skala i danske farvande. Kulturbanker med en nettotilvækst af de omplantede bestande er dog fundamentet for produktion i såkaldt "on-bottom culture" af blåmuslinger i Holland, Tyskland og på de engelske øer, hvor der er målt produktionseffektivitet på op til 1,5-2,5 kg høstede muslinger for hvert kg udlagt, om end både lavere og højere effektivitet er observeret (Dijkema 1997, Wijsmann 2014, Calderwood et al 2014).

Der mangler stadig endegyldig dokumentation fra danske farvande af effektiviteten af kulturbanker, dvs. primært nettotilvæksten i bankerne og derfor er det på nuværende tidspunkt ikke muligt at estimere en N-fjernelseseffektivitet. De få dokumenterede forsøg (Dolmer et al 2012) indikerer en produktionseffektivitet på 2, svarende til 2 kg høstede muslinger for hvert kg udlagte muslinger. Muslingeerhvervet i Danmark har gennem en årrække gennemført omplantninger som en del af fiskeriet, men der foreligger endnu ikke videnskabelig dokumentation for effektiviteten i erhvervets aktiviteter. Erhvervet rapporterer dog generelt om lavere produktions-effektivitet end Dolmer et al (2012). Omregning til N-fjernelse vil kræve viden om forholdet mellem skalvægt og kødvægt i både de udlagte og høstede muslinger, og en sådan viden findes ikke for danske farvande.

3.7.4 P fjernelse

P-fjernelse vil være som N-fjernelsen dog således, at bundmuslinger indeholder mellem 0,04-0,05 % P og arealeffektiviteten dermed er lavere. Derudover gælder samme forbehold som for N-fjernelse.

3.7.5 Effekter som forbedrer miljøkvaliteten (udover N og P fjernelse)

Forbedret Sigtdybde og reduceret klorofylkoncentration

Muslingerne filtrerer vandet for partikler, hvilket vil resultere i en forbedring af sigtdybden og reduktion af klorofylkoncentrationen i et område omkring kulturbanken, som følge af den store tilførsel af muslinger til banken. Miljøeffekterne vil variere over sæsonen, som følge af muslingernes filtrering og vækst og vil endvidere være afhængig af miljøforhold (strøm, klorofylkoncentration) i det givne vandområde. Der er generelt dokumenteret en sammenhæng mellem koncentration af klorofyl og størrelse af muslingebestande i Limfjorden, men fordi muslingerne lever på bunden, vil effekten på vandkvaliteten være meget afhængig af opblanding og advektion.

Binding af næringsalte

Under væksten vil næringsstoffer bindes i muslingevæv, så de ikke er tilgængelige for ny primærproduktion. Herved bidrager muslingerne til en nedsat turn-over af næringsstoffer.

Reduktion af effekter af intern belastning

Mange danske fjorde udgør sedimenterne en betragtelig næringsstofkilde (intern belastning) og især sommer- og efterårs primærproduktionen er ofte drevet af næringsalte frigivet fra sedimenterne. Muslingerne kan via filtrering af fytoplankton fjerne næringsstoffer frigivet fra sedimenterne og dermed reducere de negative effekter af den interne belastning.

Rev-dannelse

Kulturbankens levetid vil den fungere som biogent rev og tiltrække fisk og fugle.

3.7.6 Potentielle skadelige effekter

Fiskeri

Både flytningen og slutfjernelse foregår ved fiskeri med slæbende redskaber, der vil have en skadelig påvirkning på bunden, herunder på fauna og flora samt potentielt på sedimentets struktur ved gentagende påvirkning. Derudover vil der blive fjernet hårdt substrat. Påvirkning af fiskeri er beskrevet i en række konsekvensvurderinger (se fx Canal-Vergés et al. 2014) og herunder er resuspension ved fiskeriet også beskrevet (se fx Canal-Vergés et al. 2014). Generelt set er resuspensionen i forbindelse med fiskeri lille sammenlignet med naturlig resuspension genereret af strøm og bølger (Dyckjær et al. 1995) og resuspensionen vil primært kunne detekteres indenfor en afstand af <50 m fra skrabesporet (Dyckjær & Hoffmann 1999) og med en kort levetid på få timer (Riemann & Hoffmann 1991, Maier 1998). Dertil kommer effekterne i udlægningsområderne. Disse er kun dokumenteret i begrænset omfang (Dolmer et al. 2009). I forhold til øvrige effekter af fiskeri i forbindelse med omplantning som virkemiddel, så skal det bemærkes, at i tætte forekomster af muslinger er artsdiversiteten lav og i iltsvindsrømte områder er bundfaunaen forarmet og makroalger og ålegræs er enten fraværende eller forekommer med begrænset udbredelse.

Fjernelse af økosystemfunktion

Når levedygtige muslinger fjernes fra et område til et andet bevirker det, at muslingernes økosystemfunktioner og positive feed-back mekanismer (fx filtrering, binding af kvælstof) mistes / flyttes.

Risiko for øget næringsstofftilførsel

Når muslinger flyttes fra et vandområde til et andet, er der risiko for øget næringsstofftilførsel til det vandområde, hvor kulturbanken etableres, såfremt tilvæksten på kulturbanken er mindre end dødeligheden. På kulturbanken vil det organiske indhold i sedimentet blive øget som følge af muslingernes produktion af fækaler og pseudofækaler samt af døde muslinger.

Tilbageholdelse af næringsstoffer

Mere åbne fjorde kan muslingerne potentielt opfange og tilbageholde næringsstoffer, som ellers ville være blevet transporteret ud af fjorden. Dermed kan muslingerne bidrage til øget opholdstid for næringsstofferne og reducere eksporten af næringsstoffer ud af vandområdet.

3.7.7 Økonomi

Virkemidlet kan i princippet drives rent kommercielt ved at lade det være drevet af fiskeriet og den forvaltningsmæssige indblanding vil kunne reduceres til dokumentation af fjernede mængder og vurderinger af egnede lokaliteter til flytning og udlægning. Der foreligger ikke dokumentation for omkostninger ved flytning og efterfølgende fiskeri.

3.7.8 Hvilken viden mangler?

Effektivitet

Der mangler fuldgyltig dokumentation for netto vækst på bankerne og der mangler viden om variabilitet som funktion af fx forekomst af prædatorer.

Produktionspotentiale

Der mangler viden om produktionspotentialet for kulturbanker.

Placering af kulturbanker

Der skal udpeges egnede områder til flytning og omplantning. Der er miljømæssige omkostninger ved at fjerne levedygtige muslingepopulationer og derfor skal muslingebestande fortrinsvis fjernes fra områder hvor de ellers ville gå til fx på grund af iltsvind. Der mangler viden om hvorfra små muslinger mest hensigtsmæssigt kan fjernes for at minimere de miljømæssige omkostninger. Endvidere skal modtageområderne kortlægges så etablering af kulturbanker ikke medfører store, negative effekter på miljøet. Fx skal placering i ålegræsområder forhindres.

Omkostningseffektivitet

Omkostningerne til kulturbanker skal beregnes, hvis de skal indgå som et virkemiddel.

Administrationsmodeller

Der er brug for mere viden om hvordan virkemidlet skal administreres, herunder kontrolprocedurer, fastholdelse af mål for næringssaltfjernelse og evt. kompensation. Alternativt skal det vurderes om et virkemiddel alene kan fungere på kommercielle vilkår og alligevel indgå i reguleringen.

3.7.9 Litteratur om effekter af virkemidlet (rapporter, notater, artikler)

Anvendte referencer

Calderwood J, O'Connor NE, Sigwart J, Roberts D (2014). Determining optimal duration of seed translocation periods for benthic mussel (*Mytilus edulis*) cultivation using physiological and behavioural measures of stress. *Aquaculture* 434, 288-295.

Canal-Verges P, Nielsen P, Nielsen CF, Geitner K & Petersen JK (2014). Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Lovns Bredning 2014/2015. DTU Aqua Rapport 284-2014.

Dijkema R (1997). Molluscan fisheries and culture in the Netherlands. NOAA Technical Report. NMFS 129, 115-134.

Dolmer P, Christensen HT, Hansen BW, Vismann B (2012). Area-intensive bottom culture of blue mussels *Mytilus edulis* in a micro-tidal estuary. *Aquaculture Environment Interactions* 3, 81-91.

Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Clausen P, Bassompierre M, Josefson AB, Laursen K, Petersen IK, Tørring D & Fomsgaard C (2009). Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport 212-09, 127 pp.

Dyckjær S & Hoffmann E (1999) Muslinge fiskeri i Limfjorden, Havmiljøet ved årtusindskiftet. ed. / B.Å. Lomstein. Fredensborg: Olsen & Olsen, Book chapter – Annual report year: 1999.

Dyckjær SM, JK Jensen, Hoffmann E (1995). Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.

Maier PP, Wendt PH, Roumillat WA, Steele GH, Levisen MV, Van Dolah R (1998). Effects of subtidal mechanical clam harvesting on tidal creeks, SCDNR-MRD: 38 p.

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

Wijsman JWM, Schellekens T, Van Stralen M, Capelle JJ, Smaal AC (2014). Rendement van mosselkweek in de westelijke Waddenzee. (Mussel culture yield in the western Wadden Sea - report in Dutch). IMARES Wageningen UR, Yerseke, p. 79.

3.8 Aluminiumtilsætning som muligt virkemiddel i kystnære marine områder

Flemming Gertz

3.8.1 Funktion

Aluminium nedfældes direkte i de øverste ca. 20-30 cm af sedimentet eller doseres i vandfasen med henblik på at binde den interne fosforpulje i sedimentet. Der er således tale om et virkemiddel som begrænser fosfors tilgængelighed for væksten af planktonalger i et vandområde. I modsætning til jern i sedimentet, reagerer aluminium ikke under iltsvind ved at frigive den bundne fosfor. Frigivelse af fosfor under iltvindsituationer kan i nogle tilfælde stimulere algeproduktionen på et kritisk tidspunkt og medvirke til en yderligere forværring af en tilstand.

Der er ganske omfattende erfaringer med aluminiumstilsætning til søer i indland og udland. Behandling af søer med aluminium indgår som virkemiddel i danske vandplaner og er beskrevet i DCE rapport om virkemidler for søer (Søndergaard et al 2015). Den anvendte metode sker ved spredning af aluminiumsalte. Anvendelse af aluminium er bl.a. også kendt fra renseanlæg til fældning af P i spildevand og til P-fældning i overfladevand, som skal bruges til drikkevand. (Søndergaard et al 2015).

Når Al-salte udspreddes i vand dannes $\text{Al}(\text{OH})_3$ (aluminiumhydroxid), som binder fosfat og samtidigt flokkulerer sammen med organiske partikler, hvorefter det bundfældes og under optimale forhold lægger sig som et låg på sedimentet og hindrer yderligere frigivelse. Denne metode kan være problematisk i tilfælde, hvor vandstrømme vil modvirke at de flokkulerede partikler lægger sig ligeligt fordelt på bunden.

I Sverige er på flere søer og i et brakvandområde (Björnöfjärden) nær Stockholm anvendt en patenteret metode, hvor aluminiumssaltet nedfældes direkte i sedimentet. Fordelen er herved at koncentrationer i vandsøjlen minimeres, og der sikres en ligeligt fordelt behandling af sedimentet. Resultater efter denne metode har i flere søer vist markante umiddelbare forbedringer. I Flaten sø rapporteres umiddelbart fald fra 70 $\mu\text{g/l}$ fosfat til stabilt niveau på 10 $\mu\text{g/l}$ efter behandling i år 2000. Tilsvarende markante fald med efterfølgende stabilt lavt niveau er også rapporteret for Malm sjön efter behandling i 2005. (Rydin 2015). En forudsætning for sådanne resultater er, at den interne belastning er betydende og den eksterne tilførsel er nedbragt, således at der ikke opbygges en ny fosforpulje i sedimentet.

Marine forhold

For marine sedimenter gælder, at fosfor ikke i samme grad binder sig til sedimentets jernpulje, fordi jernet i marine sedimenter bliver bundet til sulfider. Disse forhold kan imidlertid variere betragteligt for hvert fjordområde, men som udgangspunkt kan man ikke forvente samme effekt som ved restaurering i søer. Det har derfor også betydet, at eneste pt. kendte forsøg på anvendelse af metoden i marine områder er Björnöfjärden, som er et lavsalth brakvandområde. Udgangspunktet i dette tilfælde var en lang opholdstid for fjordvandet og en stor intern belastning med fosfor (80 %).

3.8.2 Egnede områder

På nuværende tidspunkt må behandling med aluminium i danske marine områder betragtes som hypotetisk, idet der ikke umiddelbart kan identificeres mulige marine lokaliteter, som opfylder kravene om at den interne fosforpulje i sedimentet skal være betydelig i forhold til den eksterne tilførsel af fosfor, samt at vandområdet skal have en lang opholdstid, som forudsætning for at den interne pulje vil være af betydning.

Der bør foretages et betydeligt undersøgelsesarbejde inden en aluminiumsbehandling iværksættes.

3.8.3 N fjernelse

Erfaringer fra Nordborg Sø, som blev aluminiumbehandlet i 2006, peger på at bakterier i sedimentet kan blive hæmmet, herunder også bakterier som er koblet til nitrifikation, således blev der observeret et fald i denitrifikation og dermed søens evne til at fjerne kvælstof.

3.8.4 P fjernelse

Fosforfjernelsen sker ved binding af fosfor til sedimentet ved tilsætning af aluminium. Eneste reference for marine områder er Björnöfjärden nær Stockholm. Før behandlingen var fosforniveauet i de øverste 5 cm af sedimentet ca. 1000 µg P/g DW og efter behandling var fosforniveauet steget til ca. 2300 µg P/g DW. Dette modsvarer 4 tons bundet fosfor på ca. 1 km². Den øgede fastholdelse af fosfor i sedimentet medførte et fald i vandsøjlen fra 40-60 µg Total P/l til ca. 20 µg Total P/l, som igen har ført til fald i fytoplankton-niveau, stigende sigtddybde og øget vegetation (Rydin & Kumblad 2015).

3.8.5 Effekter som forbedrer miljøkvaliteten (udover N og P fjernelse)

Ingen.

3.8.6 Potentielle skadelige effekter

Aluminium kan være giftigt for levende organismer. Vandets surhedsgrad (pH-værdi) er helt afgørende for hvorvidt det er tilfældet. Derudover har koncentrationen af al-salte betydning for giftigheden. Derfor anbefales ikke at anvende aluminiumbehandling ved pH under 6 og koncentrationer skal gerne være under 15-20 µg Al_i/l umiddelbart efter udbringning (Andrén 2012).

I danske marine områder måles pH ikke under 7,8 og dermed er behandling med aluminium som udgangspunkt ikke giftigt og toksicitetsproblemerne er sandsynligvis ikke større end i ferskvand pga. den høje alkalinitet og det høje indhold af kalciumioner, men der er stort set ingen erfaringer fra marine områder. I Björnöfjärden følges de potentielt giftige effekter og indtil nu (et par år) er der ikke rapporteret om skadelige virkninger.

Der er spor af tungmetaller i aluminiumsprodukter og derfor har man ved behandling med aluminium i danske søer fået Miljøstyrelsens udledningstilladelse.

Som udgangspunkt må det vurderes, at indholdet af tungmetaller er på et niveau som er uden betydning i forhold til det som forefindes allerede. I en række danske søer blev indholdet af tungmetaller monitoreret ved alumini-

umbehandling og i mindst et tilfælde (Sønderby Sø) faldt tungmetalkoncentrationen til under det halve af hvad den var før behandlingen. Aluminium tog altså også tungmetaller ud af vandsøjlen ved udfældningen.

Ved eventuel brug af virkemidlet bør ovenstående indgå i en forundersøgelse.

3.8.7 Drivhusgasser

Ingen.

3.8.8 Pesticider

Ingen.

3.8.9 Økonomi

Omkostninger ved simpel spredning på overfladen er baseret på erfaringer fra danske søer (100 ha sø) anslået til 18.000 kr./ha (Søndergaard et al 2015).

Omkostninger ved direkte nedfældning i sediment af 60 g Al/m² er anslået til ca. 20.000 SKK/ha af entreprenøren VATTENRESURS, som foretog opgaven ved Björnöfjärden (pers. mail). Såfremt der bindes 4 ton P/km² som ved Björnöfjärden vil prisen blive 500 SKK/kg P. Omkostninger per kg bundet fosfor er estimeret (Rydin & Kumblad 2015) til 2750 SKK / kg P for Björnöfjärden, hvori der indgår relativ høj andel udvikling og deres estimat af omkostninger for større områder med en udviklet metode er anslået til 350 SKK/ kg P.

3.8.10 Hvilken viden mangler?

Der mangler identifikation af egnede områder ud fra kriterier om, at den interne P-belastning skal være betragteligt større end den årlige eksterne P-tilførsel, og at den interne P-belastning ikke af sig selv vil aftage i løbet af 5-10 år. Det er sandsynligt, at der ikke findes egnede områder i danske farvande, eller højst ganske få. Der mangler desuden erfaringer for udførelse i marine områder eller brakvandområder.

Mens det er et accepteret virkemiddel for søer, er der endnu kun erfaringer fra en kort årrække fra Björnöfjärden, som eneste lavsaline brakvandsområde.

Et større udredningsarbejde bør gennemføres inden en egentlig udførelse finder sted.

3.8.11 Litteratur om effekter af virkemidlet (rapporter, notater, artikler)

Anvendte referencer

Søndergaard M, Lauridsen TL, Jensen H, Egemose S & Reitzel K (2015). Vejledning for gennemførelse af sørestaurering. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 42 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 149.
<http://dce2.au.dk/pub/SR149.pdf>

Emil Rydin, oral, Aluminiumbehandling för att fälla fosfor i naturen – Svenska exempel. BAIticSea2020.

Emil Rydin and Linda Kumblad BalticSea2020, Oral, *Anoxic sediments bind phosphorous after Al-treatment*. Seminar: Sea-based Measures - to reduce consequences of Eutrophication. 12 February 2015, Stockholm University.

Cecilia Andrén (2012). *TOXICITY OF INORGANIC ALUMINIUM IN HUMIC STREAMS*. Doctoral thesis in Applied Environmental Science, Department of Applied Environmental Science, Stockholm University.

3.9 Beskyttede havområder som marint virkemiddel

Henning Mørk Jørgensen

3.9.1 Funktion

I forhold til udledning af næringssalte kan marine beskyttede områder alene fungere som virkemiddel gennem at begrænse næringssaltene virkninger:

1. På lavere dybder med lystilgængelighed og basis for bundplanter (primært havgræsser og makroalger) kan bundplanternes biomasse og deres relativt langsomme nedbrydning bidrage til at binde næringsstofferne i længere tid og hermed begrænse de negative virkninger af eutrofiering.
2. En uforstyrret havbund som rummer en divers bundfauna vil alt andet lige have øget N-fjernelse og P-tilbageholdelse, som følge af faunaens gravende og pumpende aktivitet, der øger udstrækningen af bundens iltede lag og af de overgangszoner, hvor denitrifikation kan foregå. Det kan betyde øget N-fjernelse og P-tilbageholdelse.

Det primære sigte med beskyttede havområder er da typisk også at genskabe/sikre biodiversitet og beskytte særlige naturtyper og arter og graden af regulering af aktiviteter varierer, men omhandler i sagens natur altovervejende fysiske forstyrrelser såsom fiskeri, råstofindvinding og klapning. I lukkede områder giver beskyttelsen ofte en relativ hurtig og vedvarende forøgelse af biodiversiteten inde i reservaterne (Lubchenco m.fl. 2003, Fenberg m.fl. 2012). Veldesignede og velforvaltede beskyttede havområder kan også bidrage til at økosystemer kan blive mere modstandsdygtige overfor trusler som invasive arter og klimaforandringer (HELCOM 2010a). De mest positive effekter på biodiversiteten og økosystemet som helhed ses ved reservater med fuld og længerevarende beskyttelse (Fenberg m.fl. 2012).

I havet er kun de større mobile arter i stand til aktivt at opsøge egnede levesteder, sprede sig hurtigt og evt. genkolonisere områder de er forsvundet fra. Mindre arter og larve- og spore-livsstadier føres mere eller mindre passivt rundt af og spredes med havstrømmene. Opretholdelse af biodiversiteten i et område vil ofte være betinget af, at der regionalt er tilstrækkeligt store populationer til at sikre den nødvendige rekruttering (Hansen m.fl. 2012).

Den marine naturbeskyttelse i Danmark består hovedsageligt af habitat- og fuglebeskyttelses-områderne (Natura 2000). Områderne er udpeget for at beskytte særlige naturtyper eller arter, men er dog ikke tilstrækkeligt repræsentative til at opfylde havstrategidirektivets artikel 13 stk 4. (Hansen m.fl. 2012, Naturstyrelsen 2015).

I danske farvande findes også andre former for beskyttede områder. Et eksempel er Øresund. Her har et 80 år gammelt forbud mod bundtrawling betydet, at torsk og andre bundlevende fiskearter har langt større bestande og mere naturlig størrelsesfordeling end i nabofarvandet Kattegat (Svedang 2010). Fjernelse af store rovfisk i havet kan have stor betydning i form af kaskadevirkninger ned gennem fødekæden. Svenske studier (Eriksson et al 2011, Moksnes PO m.fl. 2011.) indikerer, at den mindre predation fra store rovfisk i Østersøen og Kattegat har øget bestanden af mindre fisk i kystzonen, som til gengæld har mindsket den græssende smådyrsfauna. Det betyder forøget vækst af hurtigt voksende algearter og heraf følgende øget skygning af de langsomt voksende bundplanter, som derfor reduceres i biomasse

og udbredelse. Det er virkninger på den marine bundvegetation, som har mange lighedspunkter med de negative økosystemvirkninger, som forårsages af eutrofiering og som forstærker virkningerne af eutrofiering (mange næringsstoffer).

3.9.2 Egnede områder

Med henblik på næringsstoffer vil det være områder med lavere dybder med lystilgængelighed og basis for bundplanter samt områder med uforstyrret havbund, som er i fokus.

Principielt kan alle områder, der rummer særlige eller repræsentative naturtyper og/eller arter som er repræsentative, sjældne, truede eller strukturskabende begrunde udpegning som beskyttede områder. Endelig gælder, at jo større områderne er desto bedre virker beskyttelsen og indbyrdes skal områderne ligge så tilstrækkeligt tæt, at de sikrer at "det blå transportbånd" (de fremherskende strømretninger) kan levere en udveksling af vandbårne stadier mellem områderne, så deres robusthed overfor ødelæggende hændelser maksimeres.

3.9.3 N fjernelse

Jo mere veludviklet en flerårig bundvegetation (havgræsser, andre blomsterplanter og makroalger (tang)) der er i et havområde, desto større mængde N bindes der i plantebiomassen. Det bundne N kan så ikke indgå i anden planteplanktonproduktion eller i kortlivede makroalger, som er de planteproduktioner, der medfører dårlig sigtdybde, bortskygning og det meste iltsvind. Først efter en langsom nedbrydning bliver N igen tilgængelig.

Der er altså ikke tale om N-fjernelse, men N-lagring. N-fjernelse vil kræve afhøstning af bundplanter, hvilket ikke vil forekomme i beskyttede områder.

Opskyl af bundplanter på kysterne kan føre til permanent fjernelse af næringsstoffer fra havmiljøet og kan forekomme overalt.

En uforstyrret havbund med en divers bundfauna har pga dyrenes gravende og pumpende aktivitet en øget udstrækning af bundens iltede lag og af de overgangszoner, hvor N kan denitrificeres til atmosfærisk N.

3.9.4 P fjernelse

Her gælder samme virkning af bundvegetation som beskrevet for N-fjernelse.

P kan ikke omsættes til atmosfærisk form på havbunden som N kan, men en veliltet havbund holder P tilbage, så det kun langsomt igen frigives til planktonproduktion.

3.9.5 Effekter som forbedrer miljøkvaliteten (udover N og P fjernelse)

Hvor marine beskyttede områder er udpeget resulterer de i langvarig og ofte hurtig forøgelse af mængde, diversitet og produktivitet af marine arter, især de som tidligere har været kommercielt udnyttet.

Beskyttede områder gavner ofte diversiteten, herunder fiskeriet, i omliggende arealer pga. "spill-over" af individer indefra området og gennem eksport

af æg, sporer og larver udover områdets afgrænsning. Opretholdelse af biodiversiteten i et område kan således være betinget af, at der regionalt er tilstrækkeligt store populationer til at sikre den nødvendige rekruttering.

Populationer af fisk og andre marine dyr opnår typisk en mere naturlig størrelses- og aldersstruktur inde i beskyttede områder, hvilket er gavnligt for økosystemets stabilitet og modstandskraft (resilience) overfor eksempelvis klimaændringer og for opretholdelsen af stabile fødekæder.

3.9.6 Potentielle skadelige effekter

Ingen kendte skadelige effekter af beskyttede områder, men der er eksempler på beskyttede områder, hvor tilstanden ikke eller kun meget langsomt er forbedret.

3.9.7 Drivhusgasser

Potentielle klimarelaterede effekter af beskyttede områder beskrives: Store tætte bestande af bundplanter binder CO₂

3.9.8 Pesticider

Potentielle effekter på pesticider: Ingen.

3.9.9 Økonomi

Begrænsninger i fiskeri og råstofindvinding, evt. klapning, har visse omkostninger som skal modregnes af spill-over-virkning på fiskeri udenfor områderne, af rekreative muligheder og af områdernes generelt mere robuste og stabiliserende virkninger.

3.9.10 Hvilken viden mangler?

Det konkrete udgangspunkt for etablering af et beskyttet havområde er ofte uklart fordi der mangler konkret viden - tidsligt og rumligt - om omfang og effekter af andre presfaktorer end eutrofiering, som et område har været udsat for. Eksempelvis hvor ofte og hvor længe de fysiske forstyrrelser fra fx bundslæbende fiskeredskaber har været i spil. Det gør det sværere at forudsige og dokumentere effekterne af en beskyttelse og hastigheden af forbedringer.

De enkelte områders biologiske/habitatmæssige forskelligheder vil føre til forskellige resultater af en beskyttelse. Dette omhandler især hastigheden hvormed forbedringerne sker, hvis et område fredes.

Selvom virkningerne af beskyttede områder er veldokumenterede mangler der konkret viden om hvor langtrækkende og omfattende de positive "spill-over" effekter fra et beskyttet område på de omliggende havområder vil være. Det har betydning fordi tankegangen bag "et sammenhængende netværk af beskyttede områder" jo er, at opnå positive generelle effekter i regional skala (i hvert fald for nogle organismegrupper) – eksempelvis flere store fisk, større robusthed mod forstyrrelser, hurtigere rekolonisering efter katastrofeshændelser.

3.9.11 Litteratur om effekter af virkemidlet (rapporter, notater, artikler)

Anvendte referencer

Eriksson BK, Sieben K, Eklöf J, Ljunggren L, Olsson J, Casini M, & Bergström U (2011). Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. *Ambio*, 40(7), 786-797.

Fenberg PB, Caselle JE, Claudet J, Clemence M, Gaines SD, Garcia-Charton A m.fl. (2012). The science of European marine reserves: Status, efficacy, and future needs. – *Marine Policy* 36, 1012–1021.

Hansen JLS, Markager S, Moller PR, Petersen LK, Nielsen RD & Sveegaard S (2012). Hvordan sikrer vi havets biodiversitet? Pp. 62-66 i H. Meltofte (red.): Danmarks natur frem mod 2020 – om at stoppe tabet af biologisk mangfoldighed. – Det Gronne Kontaktudvalg.

HELCOM 2010a (Towards an ecologically coherent network of well-managed Marine Protected Areas – Implementation report on the status and ecological coherence of the HELCOM BSPA network.

<http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/bsep124B.pdf>)

Lubchenco J, Andelman S, Gaines S & Palumbi RS (2003): Plugging a hole in the ocean: an introduction to the special issue on marine reserves. – *Ecol. Appl.* 13: S3-7.

Moksnes P-O, Belgrano A, Bergström U, Casini M, Gårdmark A, Hjelm J, Karlsson A, Nilsson J, Olsson J, Svedäng H (2011). ÖVERFISKE – EN MILJÖFÄRLIG AKTIVITET HAVSMILJÖINSTITUTETS RAPPORT NR 2011:4; HAVSMILJÖINSTITUTET 2011.

Naturstyrelsen 2015(Forslag til beskyttede områder i Kattegat, 2015)

Roberts CM & Hawkins JP (2000). Fully-protected marine reserves: a guide. Endangered Seas Campaign. – World Wildlife Fund - United States, Washington, D.C.

Svedang H (2010). Long-term impact of different fishing methods on the ecosystem in the Kattegat and Oresund – European Parliament.

UNEP-WCMC (2008). National and Regional Networks of Marine Protected Areas: A Review of Progress. – UNEPWCMC,Cambridge.



ISBN: 978-87-7156-190-6