



MARINE VIRKEMIDLER

Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 368

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



[Tom side]

MARINE VIRKEMIDLER

Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 368

2020

Annette Bruhn (red)^{1,2}

Mogens R. Flindt³

Berit Hasler^{2,4}

Dorte Krause-Jensen^{1,2}

Martin Mørk Larsen^{1,2}

Marie Maar¹

Jens Kjerulf Petersen⁵

Karen Timmermann¹

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Aarhus Universitet, Center for Cirkulær Bioøkonomi

³ Syddansk Universitet

⁴ Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

⁵ DTU Aqua, Dansk Skaldyrcenter



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 368
Titel:	Marine virkemidler
Undertitel:	Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag
Forfattere:	Annette Bruhn (red) ^{1,2} , Mogens R. Flindt ³ , Berit Hasler ^{2,4} , Dorte Krause-Jensen ^{1,2} , Martin Mørk Larsen ^{1,2} , Marie Maar ¹ , Jens Kjerulf Petersen ⁵ og Karen Timmermann ¹
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, ² Aarhus Universitet, Center for Cirkulær Bioøkonomi, ³ Syddansk Universitet, ⁴ Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab & ⁵ DTU Aqua, Dansk Skaldyrcenter
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	April 2020
Redaktion afsluttet:	Marts 2020
Faglig kommentering:	Dorte Krause-Jensen, AU (3.1, 3.5), Pernille Nielsen DTU Aqua (3.1), Susse Wegeberg, AU (3.2.), Marie Maar, AU (3.3, 3.4), Karen Timmermann, AU (3.5, 3.7), Jørgen Dalskov DTU (3.5), Signe Høgslund, AU (3.6). Berit Hasler, AU (økonomidelen af 3.1, 3.2, 3.5).
Kvalitetssikring, DCE:	Signe Jung-Madsen og Kirsten Bang, DCE
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Kler, AU
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen. Kommentarerne findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR368_komm.pdf
Finansiel støtte:	Miljø- og Fødevareministeriet
Bedes citeret:	Bruhn A, Flindt MR, Hasler B, Krause-Jensen D, Larsen MM, Maar M, Petersen JK og Timmermann K. 2020. Marine virkemidler – beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 126. - Videnskabelig rapport nr. 368 http://dce2.au.dk/pub/SR368.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Marine virkemidler har til formål at bidrage til opnåelse af god økologisk tilstand i de marine vandområder. Marine virkemidler er placeret i – og virker i – de marine vandområder, hvor de fjerner og/eller binder næringsstoffer (kvælstof (N) og fosfor (P)) og/eller har en direkte effekt på andre biologiske kvalitetslementer og støtteparametre. Denne rapport beskriver status for viden om syv potentielle marine virkemidler med fokus på N- og P-effekt, øvrige effekter på miljø og klima, samt økonomi for de virkemidler, hvor tilgængelig viden findes. Det eksisterende vidensgrundlag, og dermed datasikkerheden, for de beskrevne virkemidler er forskellig. Virkemidlerne er på basis af eksisterende viden inddelt i fire kategorier: 'Operationelt', 'Potentielt lovende', 'Teoretisk lovende' og 'Ikke egnet til danske farvande'. De beskrevne virkemidler er af forskellig karakter, og de er ikke nødvendigvis virksomme eller effektive i alle marine områder. Der er ingen marine virkemidler, der bør anvendes uden en forudgående faglig vurdering af placering.
Emneord:	Muslingeopdræt, dyrkning af sukkertang, ålegræs, stenrev, omplantning af muslinger, sand-capping, iltning, kvælstof, fosfor, reduktionsomkostninger, habitatrestaurering
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Peter Bondo Christensen
ISBN:	978-87-7156-475-4
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	126
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR368.pdf

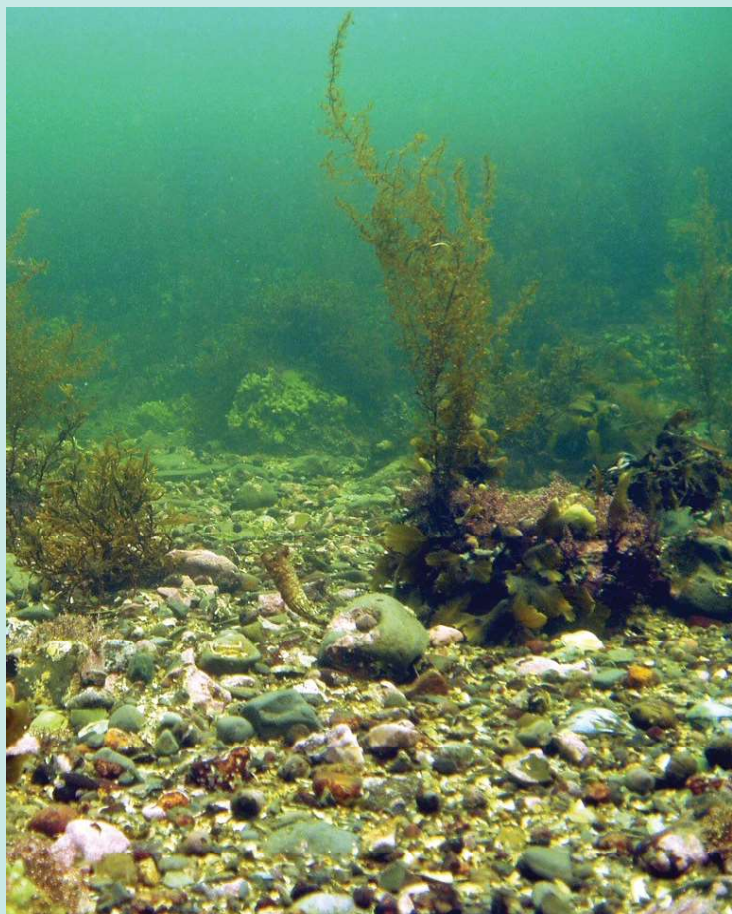
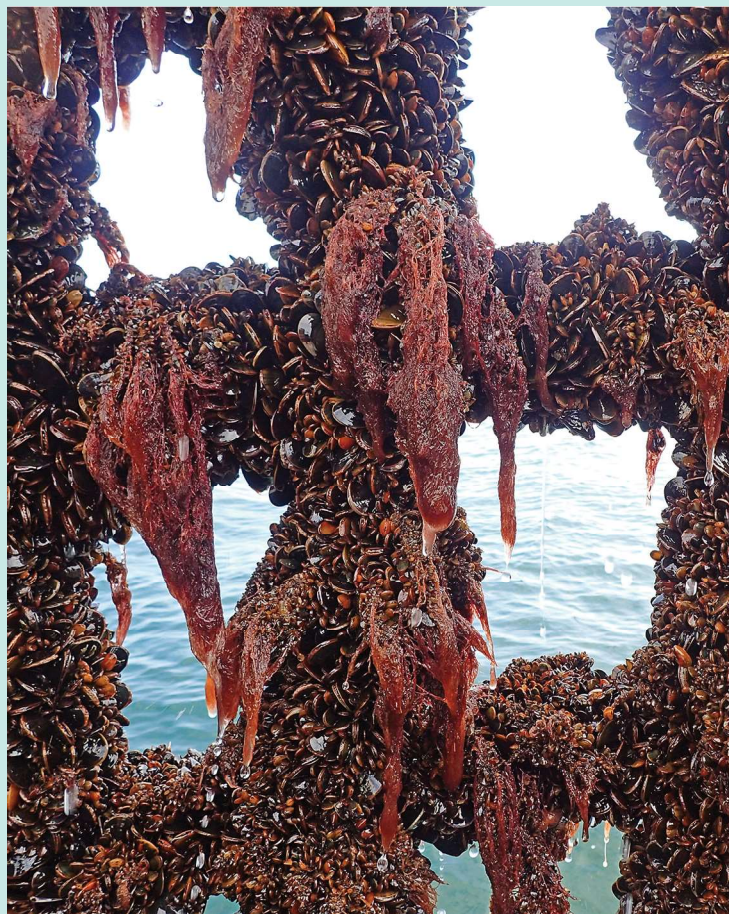
Indhold

1	Forord	5
2	Marine virkemidler	7
2.1	Baggrund og definition	7
2.2	Vurdering af marine virkemidler	8
3	Beskrivelser af marine virkemidler	14
3.1	Muslingeopdræt	14
3.2	Dyrkning af sukkertang	35
3.3	Reetablering af ålegræs	55
3.4	Sand-capping	80
3.5	Omplantning af muslinger	92
3.6	Etablering af stenrev	106
3.7	Iltning af bundvand med ren ilt	107
Bilag 1:	Baggrundsundersøgelse af datatilgængelighed for sand-capping	113

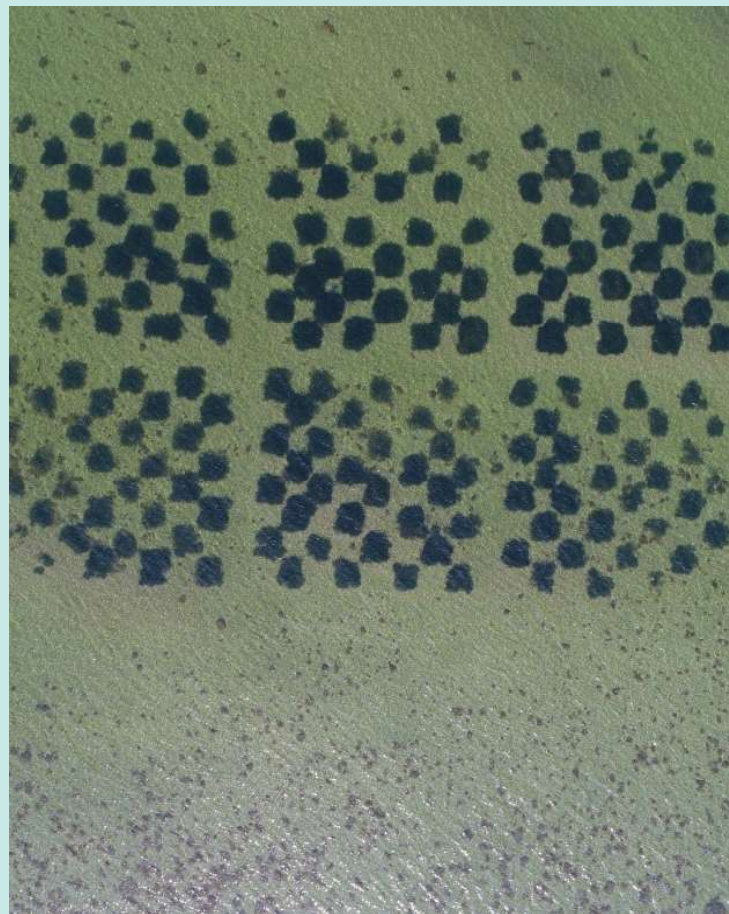
Sukkertang. Foto: Teis Boderskov (AU)



Muslinger opdrættet på net+rør. Foto: Jens Kjerulf Petersen (DTU Aqua)



Stenrev. Foto: Limfjordsrådet (Dan Kaasby)



Reetablerede ålegræsbede. Foto: Niels Svane (SDU)

1 Forord

Denne rapport er udarbejdet af Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE), Aarhus Universitet (AU), i samarbejde med Danmarks Tekniske Universitet (DTU) og Syddansk Universitet (SDU), og med bidrag fra Limfjordsrådet (kapitel 3.6.) og DHI Danmark (DHI) (kapitel 3.7). Rapporten er en opfølgning på Virkemiddelkataloget fra 2016 (Timmermann m.fl. 2016a). Den viden, der ligger til grund for de enkelte kapitler, er genereret i en lang række nationale og internationale forskningsprojekter, hvoraf de væsentligste er beskrevet i starten af hvert enkelt kapitel.

Rapportens kapitel 3.1-3.5 udgør samtidig slutrapporterne fra fire projekter bestilt af Miljø- og Fødevareministeriet (MFVM): 1) Vurdering af mulig lokalisering samt effekt af muslingebrug og muslingebanker som kvælstofvirkemiddel i danske farvande; 2) Vurdering af tangdyrkning som marint kvælstofvirkemiddel¹; 3) Vurdering af potentiale for og effekt af udplantning af ålegræs og 4) Vurdering af effekt og potentiale for sand-capping.

Af disse fire bestillinger fra MFVM fremgår bl.a. at:

”Formålet er at få klarlagt hvilke potentialer, der er for 1) kvælstoffjernelse ved at anvende muslingedyrkning i de enkelte danske marine områder for så vidt muligt på oplandsniveau (som angivet i Vandområdeplan 2015-21); 2) kvælstoffjernelse ved at anvende tangdyrkning i de danske marine områder for så vidt muligt på oplandsniveau (som angivet i Vandområdeplan 2015-21)¹; 3) at genetablere ålegræsbede ved ålegræsudplantning/-såning i danske marine områder, og hvilken effekt genetableringen har på kvælstoffjernelse; og 4) gennem sand-capping at øge potentialet for at genetablere ålegræs på fjordbundsarealer, som er dækket af blødt mudder, som forhindrer ålegræsset i at få fodfæste”. ”Resultaterne skal kunne bruges i forbindelse med udarbejdelsen af Vandområdeplaner for 2021-27. Arbejdet trækker således på resultater fra flere forskellige forsknings- og udviklingsprojekter, hvorfra relevante resultater vil blive syntetiseret løbende. Arbejdet skal resultere i et bidrag til et grundigt forskningsbaseret beslutningsgrundlag, som vil kunne danne baggrund for en politisk beslutning om anvendelsen af virkemidlerne”.

Efter ønske fra Miljøstyrelsen (MST) er vurderingen af de forskellige virkemidlers effekt på fjernelse af fosfor fra de marine områder inddraget i rapporten. Derudover er der inddraget en status for to af de øvrige virkemidler, som indgik i det foregående virkemiddelkatalog: Iltilførsel og etablering af stenrev.

Under arbejdet med de marine virkemidler har der været nedsat en faglig følgegruppe bestående af de fagligt ansvarlige for hvert projekt på AU (Marie Maar og Karen Timmermann (1), Annette Bruhn (2), Dorte Krause-Jensen (3+4) og Jacob Strand/Martin Mørk Larsen (4), Berit Hasler (økonomi, 1+3) samt eksterne eksperter fra DTU (Jens Kjerulf Petersen (1)) og SDU (Mogens R. Flindt (3+4)).

¹ Et andet slutprodukt af bestillingen *Vurdering af tangdyrkning som marint kvælstofvirkemiddel: ”Høst af eutrofieringsbetingede masseforekomster af søsalat - status på viden om miljøeffekter og økonomi”* foreligger som et selvstændigt notat

Beskrivelserne af de enkelte virkemidler har været diskuteret og kommenteret i den faglige følgegruppe under jævnlige statusmøder med repræsentanter fra MST og MFVM, men det konkrete indhold i de enkelte afsnit er alene udarbejdet af de respektive forfattere. Beskrivelserne følger en overordnet skabelon, hvor hovedfokus er lagt på de miljømæssige aspekter af virkemidlerne, herunder især fjernelsen af kvælstof og fosfor. Beregninger af reduktionsomkostninger og socioøkonomiske betragtninger er inddraget i det omfang, det har været muligt.

Rapporten består af en introduktion til marine virkemidler samt en sammenfattende faglig vurdering af datasikkerhed og operationalitet for de enkelte virkemidler (Kapitel 2). Herefter følger beskrivelser af de enkelte virkemidler i selvstændige afsnit (Kapitel 3). Det er de projektansvarlige fra AU samt de nævnte eksterne eksperter fra DTU og SDU, som er ansvarlige for introduktionen og vurderingen. Eventuelle bidrag fra øvrige projektpartnere, herunder erhvervspartnere, er beskrevet under de enkelte virkemidler.

Rapporten har været igennem en to ugers høringsproces i Partnerskabet for videnopbygning om virkemidler og arealregulering.

Reference

Timmermann K, Boye AG, Bruhn A, Erichsen AC, Flindt MR, Fossing H, Gertz F, Jørgensen HM, Petersen JK, Schwærter S (2016a) Marine virkemidler - Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi
<http://dce2.au.dk/pub/MarineVirkemidler.pdf>

2 Marine virkemidler

2.1 Baggrund og definition

EU's vandrammedirektiv (VRD) fastsætter mål for miljøkvaliteten af grundvand, vandløb, søer, overgangsvande, kystvande samt kunstige og stærkt modificerede overfladevandområder. De marine vandområder skal som minimum opnå god økologisk tilstand, hvilket fastsættes ud fra tilstanden af de biologiske kvalitetselementer: Fytoplankton, blomsterplanter og makroalger, samt bunddyr. Virkemidler til at nå de fastsatte mål er en vigtig del af de indsatsplaner, som skal sikre opnåelse af god økologisk tilstand. De terrestriske virkemidlers primære formål er at reducere tilførsler af især kvælstof (N) og fosfor (P) til grundvand, vandløb, søer og kystvande, således at der kan opnås god økologisk tilstand. Terrestriske virkemidler sikrer reduktioner i næringsstofudledning fra dyrkningsfladen og punktkilder (renseanlæg m.m.). De fjerner derved forurening ved kilden, som anbefalet af VRD.

I de senere år er der kommet et stadigt større fokus på marine økosystemtjenester og marine virkemidler som redskaber til at modvirke og reducere eutrofiering og andre menneskeskabte negative påvirkninger af marine økosystemer (Thiele m.fl. 2020; Duarte og Krause-Jensen 2018; Timmermann m.fl. 2016b). De marine virkemidler er karakteriserede ved at være virkemidler, som er placeret i det marine miljø og derfor virker i og på de marine vandområder. Forskning i og udvikling af naturbaserede løsninger "nature-based solutions/engineered ecosystem services" til at fremme god økologisk tilstand i marine vandområder står højt på den politiske dagsorden i EU, og både i Danmark og EU fokuserer flere forsknings- og udviklingsprojekter på at dokumentere og kvantificere effekterne af marine virkemidler. Siden det første danske katalog over marine virkemidler (Timmermann m.fl. 2016a), er flere aktuelle marine virkemidler testet i større skala i danske farvande, og usikkerhederne på de kvantificerede effekter er derfor i nogen grad reduceret.

Denne rapport inkluderer marine virkemidler, der både fjerner og/eller binder næringsstoffer, samt virkemidler, som har en direkte effekt på de biologiske kvalitetselementer og relevante støtteparametre (f. eks. fysisk-kemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer som sigtdybde, iltforhold, pH og sedimentstabilitet). Rapporten kategoriserer ikke de enkelte virkemidler som værende primært N/P-virkemidler eller habitatrestaurerende virkemidler, men beskriver relevante typer af effekter for samtlige virkemidler med fokus på N- og P-effekter.

Selvom både terrestriske og marine virkemidler har til formål at bidrage til opnåelse af god økologisk tilstand i de marine vandområder, er der flere grundlæggende forskelle, som betyder, at man ikke umiddelbart kan sammenligne deres effekter.

Det er væsentligt at pointere, at marine virkemidler afhjælper effekter af eutrofiering, men ikke i sig selv påvirker selve tilførslen af næringsstoffer til de marine områder. Marine virkemidler kan således ud fra et forvaltningsmæssigt synspunkt ikke stå alene, jævnfør VRD'ets anbefalinger om at fjerne forureningen ved kilden.

Marine virkemidler adskiller sig fra terrestriske virkemidler på følgende primære områder:

- Marine virkemidler forhindrer ikke næringsstoffer i at nå ud i det marine miljø, men de kan medvirke til at forbedre miljøtilstanden i de marine vandområder enten ved, at næringsstofferne fjernes/bindes eller ved at påvirke de biologiske kvalitetselementer og støtteparametre (f.eks. ved at skabe bedre vækstbetingelser for ålegræs).
- Marine virkemidler er placeret langt fra de primære kilder. Det bevirker, at næringsstoffer fra land kan påvirke bl.a. grundvand, vandløb og søer, inden de fjernes/bindes i de marine vandområder.
- Marine virkemidler kan medvirke til at tilbageholde næringsstoffer i kystnære vandområder gennem midlertidig eller permanent lagring i biomasse og sedimenter frem for at blive transporteret ud i de åbne havområder.
- Marine virkemidler binder eller fjerner ikke kun næringsstoffer tilført fra land, men også næringsstoffer, der kommer 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 uden brug af marine virkemidler.
- Marine virkemidler kan reducere næringsstoffernes turn-over (målt som antallet af gange kvælstof- og fosforbelastningen kan bidrage til primærproduktion pr. vækstsæson), hvorved effekten af næringsstoftilførsel på miljøtilstanden bliver reduceret.

Man skal derudover være opmærksom på, at de beskrevne marine virkemidler er af forskellige karakter, og har forskellige forudsætninger og effekter. Derfor er de forskellige marine virkemidler ikke nødvendigvis virksomme, eller effektive, i alle marine områder. Det kræver således en konkret vurdering for hvert enkelt område i forhold til hvilke marine virkemidler, der eventuelt vil kunne implementeres og hvilke(n) effekt(er), der vil kunne opnås i et givent område.

2.2 Vurdering af marine virkemidler

I beskrivelserne af de marine virkemidler fokuserer denne rapport primært på virkemidlernes N- og P-effekter, dvs. om virkemidlerne medvirker til a) øget binding og permanent fjernelse af kvælstof og fosfor fra det marine økosystem, og/eller b) øget tilbageholdelse/binding af kvælstof og fosfor således, at næringsstofferne evt. bindes mere eller mindre permanent i sediment/biomasse eller om omsætningen, i form af antal gange et N- eller P-molekyle indgår i primærproduktionen (turn-over), nedsættes. Ud over de konkrete N- og P-effekter vurderes og beskrives også virkemidlernes direkte og indirekte påvirkning på øvrige biologiske kvalitetselementer (fytoplankton, blomsterplanter og makroalger, samt bunddyr), samt øvrige positive og/eller negative effekter på miljø (sigtdybde, iltforhold, biodiversitet, stabilisering af sedimenter o. lign) og klima.

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 biologisk egnede lokaliteter, ligesom der, hvor muligt, 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 de enkelte virkemidler.

Datasikkerhed på virkemidlernes effekter er kategoriseret på følgende måde:

- God (***): inkluderer data fra flere danske vandområder over flere sæsoner.
- Middel (**): inkluderer data fra et enkelt dansk vandområde over flere sæsoner, eller fra flere danske vandområder over en enkelt sæson.
- Lav (*): inkluderer data fra et enkelt dansk vandområde over én sæson.

Forskelle i datagrundlaget og dokumentationen for effekter er 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 f.eks. tekniske afklaringer, evt. dokumentation af effekt med stor-skala implementering og udredning af 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 et teoretisk potentiale, men er stort set udokumenteret.

'Uden for kategori': Virkemidlet vurderes ikke at være egnet i danske farvande.

Reduktionsomkostningerne (dvs. omkostningerne forbundet med at reducere N- og P-tilgængeligheden i de marine områder) er - for de virkemidler, hvor det har været muligt - opgjort i kr. pr. kg N eller P fjernet og/eller bundet. Reduktionsomkostningerne er opgjort både som budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger. De budgetøkonomiske priser opgøres i faktorpriser, som de udøvende aktører faktisk skal betale. Faktorpriserne (priser uden moms og punktafgifter mv.) justeres med en nettoafgiftsfaktor (NAF) for at udtrykke de velfærdsøkonomiske priser, som udtrykker markedspriserne.

Baggrunden for beregning af begge typer af reduktionsomkostninger og de typer af omkostninger, der er indgået i beregningerne, er beskrevet i detaljer for hvert af de relevante virkemidler. Eventuelle indtægter fra salg af høstede muslinger og tang er ikke indregnet. Reduktionsomkostninger er ikke beregnet for sand-capping, omplantning af muslinger, etablering af stenrev og iltning, da der pt. ikke foreligger tilstrækkelige data for beregning af omkostningerne.

Reduktionsomkostningerne er beregnet uafhængigt for N og P og tager således ikke højde for, at de marine virkemidler reducerer tilgængeligheden af begge næringsstoffer på samme tid.

Tabel 2.1 viser en oversigt over de marine virkemidler. Tabellen gengiver i kort form de væsentligste effekter af virkemidlerne samt en vurdering af sta-

tus 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 anvendelsespotentiale.

Opdræt af muslinger er det marine virkemiddel, der har mest omfattende dokumentation i danske farvande, og hvor anbefalingerne til implementering er mest detaljerede. For samtlige virkemidler, bortset fra iltning, gælder, at mere forskningsbaseret information vil blive tilgængeligt i de kommende år.

Både opdræt af muslinger, dyrkning af sukkertang og reetablering af ålegræs er testet i større skala i flere områder i Danmark og vurderes at være operationelle (Kategori 1) (dog med lavere datasikkerhed for reetablering af ålegræs end for opdræt af muslinger og tang), mens omplantning af muslinger og sand-capping forud for ålegræsudplantning vurderes potentielt lovende, men kræver yderligere dokumentation (Kategori 2). Sand-capping har ikke i sig selv en N- eller P-effekt, og tjener alene til habitatrestaurering forud for ålegræsudplantning på mudderbund. Iltning af bundvand vurderes på baggrund af modellering hverken at have reducerende effekt på N eller P, og virkemidlet skønnes således ikke at have effekt i danske farvande.

Det skal understreges, at når det beskrives, at opdræt af muslinger, dyrkning af sukkertang og reetablering af ålegræs er testet i stor eller større skala, så henfører det til test i "anlægsskala" svarende for muslingeopdræt til et standard opdrætsanlæg (18,8 hektar), for tang til 1-18 hektar, og for ålegræs op til 1 hektar. Både N- og P-effekter og reduktionsomkostninger er beregnet på denne skala. Som det nævnes i de enkelte kapitler, mangler man stadig viden om de økologiske konsekvenser af implementering af de givne virkemidler på endnu større skala, og man kender ikke de enkelte vandområders bærekapacitet. Man kan derfor ikke lineært opskalere de hér præsenterede effekter og omkostninger til større skala, som f.eks. hele farvandsområder.

Der er ingen marine virkemidler, der bør implementeres uden en forudgående faglig vurdering af placering.

Referencer

Duarte CM, Krause-Jensen D (2018) Intervention Options to Accelerate Ecosystem Recovery From Coastal Eutrophication. 5 (470). doi:10.3389/fmars.2018.00470

Thiele T, Alleng G, Biermann A, Corwin E, Crooks S, Fieldhouse P, Herr D, Matthews N, Roth N, Shrivastava A, von Unger M, Zeitlberger J (2020). Blue Infrastructure Finance: A new approach, integrating Nature-based Solutions for coastal resilience. IUCN, Gland, Switzerland

Timmermann K, Boye AG, Bruhn A, Erichsen AC, Flindt MR, Fossing H, Gertz F, Jørgensen HM, Petersen JK, Schwærter S (2016a) Marine virkemidler - Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi <http://dce2.au.dk/pub/MarineVirkemidler.pdf>

Timmermann K, Erichsen AC, Bruhn A, Fossing H, Petersen JK, Flindt MR (2016b) Hvad ved vi om marine virkemidler? Vand & jord 23:141-144

Tabel 2.1. Oversigt over de marine virkemidler beskrevet i denne rapport. Tabellen gengiver i kort form de væsentligste effekter af virkemidlerne, samt en vurdering af status for den eksisterende viden og datasikkerhed (afsnit 2.2). Det er imidlertid vigtigt at læse den fulde beskrivelse af virkemidlerne (kapitel 3) for at få et samlet billede af virkemidlernes effekter, forbehold og anvendelsespotentiale.

Virkemiddel	N-fjernelse	N-binding	P-fjernelse	P-binding	Effekt på biologiske kvalitetselementer, samt støttparametre	Øvrige effekter - natur, miljø, klima, andet	Status for viden	Kommentarer
Opdræt af muslinger	N-fjernelse sker ved høst af muslinger Kan endvidere medføre lokalt øget denitrifikation Arealeffektivitet af den direkte N-fjernelse er op til 1000-3000 kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ ved anvendelse af net+rør, men vil afhænge af lokaliteten	N-binding i muslingevæv i vækstperiode (nedsat N-turnover)	P-fjernelse sker ved høst af muslinger Arealeffektivitet af den direkte P-fjernelse er op til 60-170 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹ ved anvendelse af net+rør, men vil afhænge af lokaliteten	P-binding i muslingevæv i vækstperiode (nedsat P-turnover)	Reduceret klorofylkoncentration især omkring anlæg Øget sigtddybe primært omkring hvert enkelt anlæg Øget iltforbrug under anlæg Risiko for reduktion i lokal bundfauna biodiversitet	Øget sedimentation under anlæg (medfører øget iltforbrug, øget N- og P-flux, evt. nedsat denitrifikation ved iltsvind, men vurderes at være begrænset ved rigtig placering) Reduceret sedimentation på bassinskala og deraf afledte effekter Reduceret effekt af intern belastning Øget lokal sedimentation og udskygning fra anlægget kan påvirke bundvegetationen. Ændring af lokale strømforhold omkring anlæg Kan konflikte med anden anvendelse af søterritoriet Kan give visuelle gener	Kategori 1 Datasikkerhed: Høj (***) Opdræt af muslinger som virkemiddel er dokumenteret praktisk muligt med en høj sikkerhed og høj areal-specifik næringsstoffjernelse. Behov for viden om hvordan tabsprocesser i relation til prædation kan minimeres eller forhindres. Behov for viden om påvirkning af biodiversitet omkring anlæg og om klimaeffekter Metoder til effektiv forarbejdning af de høstede muslinger som dyrefoder er ikke færdigudviklet.	Det er forvaltningsmæssigt nemt at kontrollere den primære virkemiddeleffekt i form af tons muslinger høstet Opdrætsteknologi med net+rør kan optimeres Flere mulige men ikke endeligt afklarede anvendelser af muslingerne, og flere mulige forvaltningsmodeller
Dyrkning af sukkertang	N-fjernelse sker ved høst af alger Arealeffektivitet af den direkte N-fjernelse er op til 47,3 kg N ha ⁻¹ år ⁻¹ men afhænger af lokaliteten	N-binding i algebio-masse i vækstperiode (nedsat N-turnover)	P-fjernelse sker ved høst af alger Arealeffektivitet af den direkte P-fjernelse er op til 5,2 kg P ha ⁻¹ år ⁻¹ , men afhænger af lokaliteten	P-binding i algebio-masse i vækstperiode (nedsat P-turnover)	Reduceret klorofyl i vandsøjlen og øget sigtddybe (sidstnævnte dokumenteret via litteraturen) Øget lokal iltproduktion i vandsøjlen	Øget biodiversitet Optag og lagring af kulstof Øgning af pH – forsøringsbuffer (sidstnævnte dokumenteret via litteraturen) Potentielle negative effekter kan undgås ved velovervejet placering af anlæg: Skygning af naturlig bundvegetation ved dyrkning på lavt vand. Effekt afhænger af dybde og biomassetæthed. Ændring af lokale strømforhold. Begrænset øgning af sedimentation under anlæg. Kan konflikte med anden anvendelse af søterritoriet Kan give visuelle gener Potentielle, men ikke dokumenterede, effekter: Spredning af sygdomme/parasitter til naturlige tangskove	Kategori 1 Datasikkerhed: Høj (***) Fjernelsespotentiale, omkostninger og miljøpåvirkning er dokumenteret for tre forskellige farvandstyper, Limfjorden, yderfjord og kystvande (på anlægs-skala i Horsens Fjord (yderfjord) og i mindre skala i Limfjorden og i Kattegat ved Grenå (kystvande)). Behov for mere viden om areal-specifikt produktionspotentiale under forskellige miljøforhold. Behov for mere viden om vandområdets samlede fjernelsespotentiale og bærekapacitet.	Det er forvaltningsmæssigt nemt at kontrollere den primære virkemiddeleffekt i form af tons tang høstet. Dyrkningsteknologi kan optimeres, herunder ved selektiv avl Anvendelse af høstet tang skal afklares, flere mulige anvendelser

Virkemiddel	N-fjernelse	N-binding	P-fjernelse	P-binding	Effekt på biologiske kvalitetselementer, samt støtteparametre	Øvrige effekter - natur, miljø, klima, andet	Status for viden	Kommentarer
Reetablering af ålegræs	En del af ålegræssets N-binding fører til permanent N-immobilisering i form af begravelse af organisk materiale i sedimentet samt denitrifikation (sidstnævnte dokumenteret via litteraturen). 146 kg N ha⁻¹ år⁻¹	Immobilisering i vækstsæsonen gennem ålegræsproduktion (blade, rødder, jordstængler), akkumulering i sedimentet, denitrifikation og udvikling i faunabiomasse. Herved bliver N utilgængelig for f.eks. fytoplankton, og N-turnover nedsættes dermed. 294 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (heraf 146 kg N ha⁻¹ år⁻¹ permanent immobiliseret)	En del af ålegræssets P-binding fører til permanent P-immobilisering i form af begravelse af organisk materiale i sedimentet 32 kg P ha⁻¹ år⁻¹	Immobilisering i vækstsæsonen gennem ålegræsproduktion (blade, rødder, jordstængler), akkumulering i sedimentet, og udvikling i faunabiomasse. Herved bliver P utilgængelig for f.eks. fytoplankton, og P-turnover nedsættes dermed. 60 kg P ha⁻¹ år⁻¹ (heraf 32 kg P ha⁻¹ år⁻¹ permanent immobiliseret)	Øget ålegræs tæthed og dybdeudbredelse Øget lokal sigtdybde Øget iltproduktion Øget biodiversitet i lokal bundfauna samt fisk (sidstnævnte dokumenteret via litteraturen).	Øget kulstof-tilbageholdelse, øget sigtdybde i og omkring ålegræsbede, Øget sedimentstabilisering og Erosionsbeskyttelse. Øget biodiversitet via habitat-effekt. Buffer mod forurening (sidstnævnte dokumenteret via litteraturen).	Kategori 1 Datasikkerhed: Middel (**) Storskala reetableringerne bør følges i fremtiden for dokumentation af langtidseffekter og omkostninger.	Beregningerne af N- og P-effekt er baseret på data fra én storskala reetablering (Horsens) efter 2 år, da de øvrige 2 storskala reetableringer endnu er i startfasen (første år). Data for denitrifikation er baseret på litteraturværdier. Økonomiske beregninger udført på baggrund af få observationer.
Sand-capping	Ingen direkte effekt på sedimentflux af næringsstoffer. Forventet effekt via ålegræsrestaurering	Ingen direkte effekt på sedimentflux af næringsstoffer. Forventet effekt via ålegræsrestaurering	Ingen direkte effekt på sedimentflux af næringsstoffer. Forventet effekt via ålegræsrestaurering	Ingen direkte effekt på sedimentflux af næringsstoffer. Forventet effekt via ålegræsrestaurering	Kan sandsynligvis øge restaurerings-succes for ålegræs ved at stabilisere sedimentet og dermed forbedre ålegræssets mulighed for forankring Øget lokal sigtdybde (dokumenteret i lab. tests samt i felten) Indikation af forbedrede forhold for bunddyr (felt-data)	Øget sedimentstabilitet (dokumenteret i lab. tests samt i felten) Forventede positive økosystemeffekter via ålegræsrestaurering (se tabeloplysnin-ger for ålegræs) Ingen negative gener påvist. Dog er det afgørende at anvende ikke-forurenet sand samt at undgå negativ påvirkning, hvor sandet opsamles.	Kategori 2 Datasikkerhed: Lav (*) Virkemidlet er undersøgt både i laboratoriet, ved storskala feltforsøg samt ved datamining. Effekt på ålegræsrestaurering endnu ikke fuldt dokumenteret i felten. Ålegræsrestaureringssucces på sand-cappet område bør følges i fremtiden for dokumentation af langtidseffekter. Datagrundlag til opgørelse af omkostninger bør etableres.	Sand-capping er foretaget i to områder. Effekten af sand-capping på restaureringssucces for ålegræs er endnu ikke fuldt afklaret, da udplantningen endnu kun er fulgt i under et år. Det er nødvendigt at sand-cappe relativt store områder for at undgå negative effekter fra omkringliggende mudderbund.

Virkemiddel	N-fjernelse	N-binding	P-fjernelse	P-binding	Effekt på biologiske kvalitetselementer, samt støtteparametre	Øvrige effekter - natur, miljø, klima, andet	Status for viden	Kommentarer
Omplantning af muslinger	Donorområde: 120-500 kg N ha ⁻¹ muslingebanke Kulturbanke: 14-70 kg N ha ⁻¹ ved høst	N-binding i muslingevæv (nedsat N-turn-over)	Donorområde: 9-25 kg P ha ⁻¹ muslingebanke Kulturbanke: 0,8-4 kg P ha ⁻¹ ved høst	P-binding i muslingevæv (nedsat P-turn-over)	Reduceret klorofyl-koncentration i donorområdet 1-2 mdr. efter opfiskning (pga. mindre iltsvind/ forøget filtration) og i området omkring kulturbanken (pga. forøget filtration) Reduceret iltsvind og øget sigtddybde i donorområdet 1-2 mdr. efter opfiskning	Negative effekter på havbunden og dens organismer ved opfiskning og genudlægning af muslingerne. Resuspension pga. skrab af havbunden kan kortvarigt (timer) forringe sigtddybden og forøge iltforbruget. Der er risiko for næringsstofftilførsel, hvis dødeligheden af muslinger er høj i modtagerområdet. Reduceret effekt af intern belastning i modtagerområdet.	Kategori 2 Datasikkerhed: Middel (**) Der mangler viden om i hvilket omfang kulturbankedrift i modtagerområdet kan gøres mere effektivt Behov for mere viden om påvirkning af biodiversitet (revdanelse), klorofyl, sigtddybde, sedimentet, bæreevne og klimaeffekter i modtagerområdet	Omplantninger kan potentielt drives på rent kommercielle vilkår. N-fjernelsen er målbar og den primære virkemiddeleffekt nem at kontrollere. Virkemidlet kan udelukkende anvendes i donorområder med dårlige vækstbetingelser eller direkte skadelige miljøvilkår for muslinger, primært iltsvind.
Etablering af stenrev	Afventer Stenrevsprojektets resultater i særskilt rapport	Afventer Stenrevsprojektets resultater i særskilt rapport	Afventer Stenrevsprojektets resultater i særskilt rapport	Afventer Stenrevsprojektets resultater i særskilt rapport	Afventer Stenrevsprojektets resultater i særskilt rapport	Afventer Stenrevsprojektets resultater i særskilt rapport	Afventer Stenrevsprojektets resultater i særskilt rapport	Afventer Stenrevsprojektets resultater i særskilt rapport
Iltning af bundvand med ren ilt	Eventuel forøget N-fjernelse ved at flytte denitrifikationen fra skillefladen ned i sedimentet. Undersøgelse viste imidlertid ingen umiddelbar gevinst			P-effekten ved en iltning er ikke behandlet specifikt, men modelberegninger viste, at der ikke er nogen tilbageholdelse af P i sedimentet ved iltning af bundlaget	Potentiel positiv effekt på bundfauna i ellers iltfrie miljøer, men dette er ikke dokumenteret for danske farvande		Uden for kategori. Effekten af iltning er undersøgt ved brug af en mekanistisk model for Mariager Fjord. Effekter af iltning er ikke undersøgt for andre danske vandområder, men Mariager Fjord må formodes at være mest oplagt, og her viste undersøgelsen ingen yderligere effekt på N og P	Modelanalysen af iltning af bundvandet i Mariager Fjord viste, at der ikke blev fjernet mere N fra fjorden ved iltningen end uden iltning. Med modelberegninger er de tidligere tiders analyser blevet ekstrapoleret til fjordsystem niveau, og det vurderes, at der ikke umiddelbart er behov for mere viden

3 Beskrivelser af marine virkemidler

3.1 Muslingeopdræt

Marie Maar¹, Raphael Filippelli², Berit Hasler^{2,3}, Andreas Holbach¹, Jens Kjerulf Petersen⁴, Lars Kjerulf Petersen², Camille Saurel⁴, Daniel Taylor⁴, Mette Termansen⁵ og Karen Timmermann¹

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

³ Center for Cirkulær Bioøkonomi, Aarhus Universitet

⁴ DTU Aqua, Dansk Skaldyrcenter

⁵ Københavns Universitet, Institut for Fødevarer og ressourceøkonomi

Kvalitetssikring: Dorte Krause-Jensen (AU), Pernille Nielsen (DTU Aqua)

Projekternes finansiering og gennemførelse

EU BONUS programmet og Innovationsfonden har finansieret det 3-årige projekt BONUS OPTIMUS (Optimization of mussel mitigation cultures for fish feed), og Innovationsfonden har derudover finansieret det 4-årige projekt MumiPro (Mussel farming, mitigation and protein source for organic husbandry), begge med Jens Kjerulf Petersen fra Dansk Skaldyrcenter/DTU Aqua som projektleder.

Aarhus Universitet har via projekterne bidraget med viden og syntese omkring sideeffekter, rumlig modellering af virkemiddelpotentiale og udvikling af GIS-værktøj til at understøtte den rumlige marine planlægning (Institut for Bioscience) samt social accept og økonomiske beregninger omkring opdræt af muslinger (Institut for Miljøvidenskab).

DTU Aqua/Dansk Skaldyrcenter har bidraget med ny viden og syntese omkring optimering af muslingeproduktion og N+P-fjernelse ved høst af muslinger, rumlig modellering af virkemiddel potentiale, anvendelse af muslinger, sideeffekter og administrationsmodeller.

Københavns Universitet har bidraget til de økonomiske beregninger.

Begge projekter inkluderer projektpartnere fra andre forskningsinstitutioner og erhvervsvirksomheder. Erhvervspartnerne fordeler sig i hele værdikæden fra dyrkning af muslinger, over forarbejdning til anvendelse af muslingemel som foder til dyr. Erhvervspartnerne har bidraget med data (priser for materialer og estimater for tidsforbrug) til beregning af virkemidlets økonomiske effektivitet, men har ikke været involveret i selve videnssyntesen eller udarbejdelsen af dette kapitel.

Funktion og anvendelse

Definition af virkemidlet og dets 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 (Petersen m.fl. 2016, 2018). Blåmuslingerne dyrkes på flydende strukturer placeret i et vandområde, hvorpå der er monteret yngelfang. Blåmuslingelarverne sætter sig på

ungelfanget og vokser indtil høsten. Da kun få promiller af den rekrutterede yngel ellers ville blive rekrutteret til den naturlige bestand, er der tale om ny produktion og dermed reel fjernelse af næringsstoffer ved høst. 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 kilder, men som en ikke-selektiv metode til fjernelse af næringsstoffer fra vandmassen i et område omkring muslingeanlægget (Timmermann m.fl. 2015). Muslingeopdræt målrettet næringsstoffjernelse (muslingeopdræt som virkemiddel) er optimeret, så biomassen pr. areal bliver størst mulig, mens arbejdsindsatsen er søgt nedbragt så meget som muligt.

Virkemidlets effektivitet målt ift. kvælstof- og fosforfjernelse afhænger af lokale fysiske og miljømæssige forhold, som påvirker muslingeproduktionen. De parametre, som har størst betydning for den arealspecifikke produktion, er: Vanddybde, fødekonzentration, strømforhold, temperatur, saltholdighed, prædation og rekruttering (Timmermann m.fl. 2015). Opdræt virker primært i områder med en naturlig bestand af muslinger, der leverer muslingelarver til rekrutteringen, men larver fra nærliggende vandområder kan også lede til rekruttering på yngelfang i vandområder uden naturlige bestande. I øvrigt er blåmuslinger alment forekommende i de fleste vandområder.

Der findes forskellige former for dyrkningsteknikker. Som udgangspunkt er der anvendt 150-200 m langliner holdt oppe af små (18 l) bøjler og påmonteret 5 cm brede nylonbåndler, der er placeret på langlinen i kontinuerede loops af 2-3 m længde og med en afstand på 30 eller 60 cm mellem hvert loop. En afstand på 30 cm giver en større tæthed af loops og dermed en højere produktion. Fordelen ved denne metode er, at langlinerne kan sænkes under vandoverfladen, hvorved der kan produceres, uanset om der kommer isdække eller ej, og dermed åbnes der for en potentielt lidt længere produktionssæson end for de andre systemer. Ulempen er, at produktionspotentialet er lavere, da der er et mindre totalt overfladeareal i langlinesystemer, som muslingerne kan fæstne sig på. En variant heraf er at bruge meget store bøjler (XPlora, 200 l), der holder to parallelle langliner, hvorpå der kan udhænges udstyr, der kan bære en lidt større biomasse, f.eks. stigesystemer, der ligeledes hænger i loops af 2-3 m. XPlora-systemet kan ikke undersøges ved isdække. Endelig kan der bruges 100-130 m lange rør, hvorpå der monteres net af 2-3 m højde med variabel maskestørrelse. Rørene kan p.t. heller ikke undersøges kontrolleret og er derfor som XPlora-systemet afhængige af, at der høstes inden evt. isdække. Uanset dyrkningsmetode sættes yngelfang ud i maj-juni, og der kan høstes fra november-december samme år til marts-maj året efter. Til høst af de forskellige systemer bruges forskellige mere eller mindre maskinelle metoder, hvor rør+net systemerne er de mest mekaniserede og derfor har størst effektivitet.

Der er sket en forøgelse af muslingeproduktionen i langlinesystemerne siden 2010. I de første forsøg med muslingeopdræt som virkemiddel i Skive Fjord blev der produceret op til 1.100 t blåmuslinger på et standardanlæg (60 cm loop afstand) på 18,8 ha ved høst i maj året efter udsætning af yngelfang eller ca. 900 t pr anlæg ved høst inden jul samme år som udsætning (Petersen m.fl. 2014). I nylige forsøg ligeledes i Limfjorden er produktionen øget med op til max 1.800 t pr anlæg (30 cm loop afstand) ved høst før jul og lidt mindre ved høst i marts året efter (Taylor m.fl. 2019). Det vurderes, at produktionen ikke kan øges betydeligt mere i langlinesystemer. Ved de første forsøg med rør+net i Horsens Fjord blev det vurderet, at der kunne produceres op til 2.500 t pr standardanlæg

(Plessner m.fl. 2015). Disse data er dog forbundet med betydelige usikkerheder, da der ikke blev gennemført forsøg i fuld skala, og de nævnte maksimale værdier baserer sig på ekstrapoleringer. I nylige forsøg i Limfjorden blev der dokumenteret en produktionseffektivitet på op til >4.000 t blåmuslinger for et enkelt standardanlæg (Taylor m.fl. 2019). Der er dog nogen usikkerhed om dette estimat, fordi variationen mellem anlæg og mellem forskellige maskestørrelse af nettene gav estimater på 2.100-4.500 t pr anlæg (18,8 ha). Det vurderes, at der med metoden er muligheder for betydelig produktionsoptimering, så produktionsresultater omkring 3.500 t pr anlæg er realistiske.

Uden for Limfjorden er der primært lavet forsøg på test-liner undtagen i Horsens Fjord, hvor der er gennemført nye forsøg med rør+net. I Horsens Fjord blev der produceret 730 t blåmuslinger for et anlæg på 11,3 ha med høst før jul, og før antallet af edderfugle blev for stort. I en række andre østjyske fjorde kan produktionspotentialt for langlinesystemer estimeres med udgangspunkt i forsøg med testliner til 1.200-1.600 t pr anlæg (18,8 ha), og de er dermed i princippet på niveau med anlæg i Limfjorden om end med en anelse lavere høstudbytte.

N- og P-effekt

N-effekt

Langlinesystemer (30 cm loop afstand, 2-3 m dybde) kan fjerne 0,7-1,4 t N ha⁻¹, og rør+net systemer kan fjerne 1,6-3,0 t N ha⁻¹ (Taylor m.fl. 2019). Beregningerne er for standardanlæg (18,8 ha) med forskellige høsttidspunkter og er kun målt på anlæg i Limfjorden. Der kan forekomme tæthedsafhængige begrænsninger i væksten, der kan reducere den arealspecifikke kvælstoffjernelse, hvis anlæggene gøres større, eller hvis flere anlæg placeres tæt på hinanden. Målinger på anlæg uden for Limfjorden tyder på en lidt mindre arealspecifik N-effekt (se dog også modelberegninger i afsnit 3.1.3).

P-effekt

Langlinesystemer (30 cm loop afstand, 2-3 m dybde) kan fjerne 0,06-0,09 t P ha⁻¹, og rør+net systemer kan fjerne 0,10-0,17 t P ha⁻¹ (Taylor m.fl. 2019). Beregningerne er for standard anlæg (18,8 ha) med forskellige høsttidspunkter og er kun målt på anlæg i Limfjorden. Der kan forekomme tæthedsafhængige begrænsninger i væksten, der kan reducere den arealspecifikke fosforfjernelse, hvis anlæggene gøres større, eller hvis flere anlæg placeres tæt på hinanden. Målinger på anlæg uden for Limfjorden tyder på en lidt mindre arealspecifik P-effekt (se dog også modelberegninger i afsnit 3.1.3).

Effekt i tid og rum.

Muslingeopdræt har en umiddelbar effekt på miljøet, idet muslingerne filtrerer vandet for partikler og dermed forbedrer sigtdybden samtidig med, at der sker en løbende binding af næringsstoffer i muslingevævet og dermed fjernelse fra vandsøjlen (Petersen m.fl. 2018, Timmermann m.fl. 2019). Virkemidlet fungerer bedst om sommeren og om efteråret, fra muslingelarverne fæstner på yngelfang i maj-juni, til de største væksthastigheder opnås, mens vandtemperaturerne er optimale for vækst. Muslinger vokser generelt mindre om vinteren og kan endda tabe biomasse pga. respiration. Der kan også være tab af muslinger pga. prædation fra edderfugle, eller hvis opdrætsanlægget ødelægges under en storm eller ved isdække. Muslinger kan evt. høstes efter forårsopblomstringen, hvor muslingerne har genoptaget høje væksthastigheder og biomassen forøges. Virkemidlets effekt i tid afhænger således af opdrætsperiodens længde, som starter med muslingelarvernes nedslag i maj-juni og

slutter med høsten. Høsttidspunktet varierer fra november samme år til marts-april det efterfølgende år. Geografisk er virkemiddeffekten begrænset til det vandområde, hvor opdrætsanlæggene placeres.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Muslingeopdræt kan kombineres med dyrkning af tang, hvor tang kan optage de udskilte næringsstoffer fra muslinger og drage fordel af bedre lysforhold fra muslingefiltration. Muslingeopdræt skal ikke placeres umiddelbart over bentisk vegetation som f.eks. et ålegræsbed, da der kan være en forøget sedimentation som følge af muslingernes biodeposition. Men reetablering af ålegræsbede kan drage fordel af de bedre lysforhold omkring opdrætsanlæg pga. filtration af partikler fra vandet. Opdræt kan foregå i områder med omplantning af muslinger, hvor omplantningen sker uden for selve muslingeopdrætsanlægget (kapitel 3.5).

Sikkerhed på data

Validiteten af data for produktionstørrelse og N-fjernelse i Limfjorden er høj. Data uden for Limfjorden er baseret på ekstrapoleringer, og der er nogen usikkerhed forbundet med præcis bestemmelse af produktionseffektivitet og N-fjernelse, herunder evt. betydning af prædation fra f.eks. edderfugle. Der er ikke umiddelbart behov for yderligere undersøgelser af dyrkningsmetoder m.m., men ved konkret implementering af virkemidlet vurderes der at være et behov for supplerende analyser f.eks. med henblik på placering i de områder uden for Limfjorden, hvor virkemidlet evt. ønskes implementeret samt en løbende monitorering af virkemidlets effekt. Der er ligeledes behov for undersøgelser af mulighederne for at begrænse eller forhindre edderfugles prædation af muslinger på opdrætsanlæg. Datasikkerheden tager ikke højde for opdrætters erfaring og kapacitet til at opdrætte muslinger og anlæggenes indbyrdes placering.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Virkemidlet kan implementeres fra start af 3. generations vandplaner for områder uden edderfugle. Undersøgelser af mulighederne for begrænsning /forhindring af edderfugles prædation kan gennemføres inden for få år.

Forudsætninger og potentiale

Rumlig model for virkemiddelpotentiale

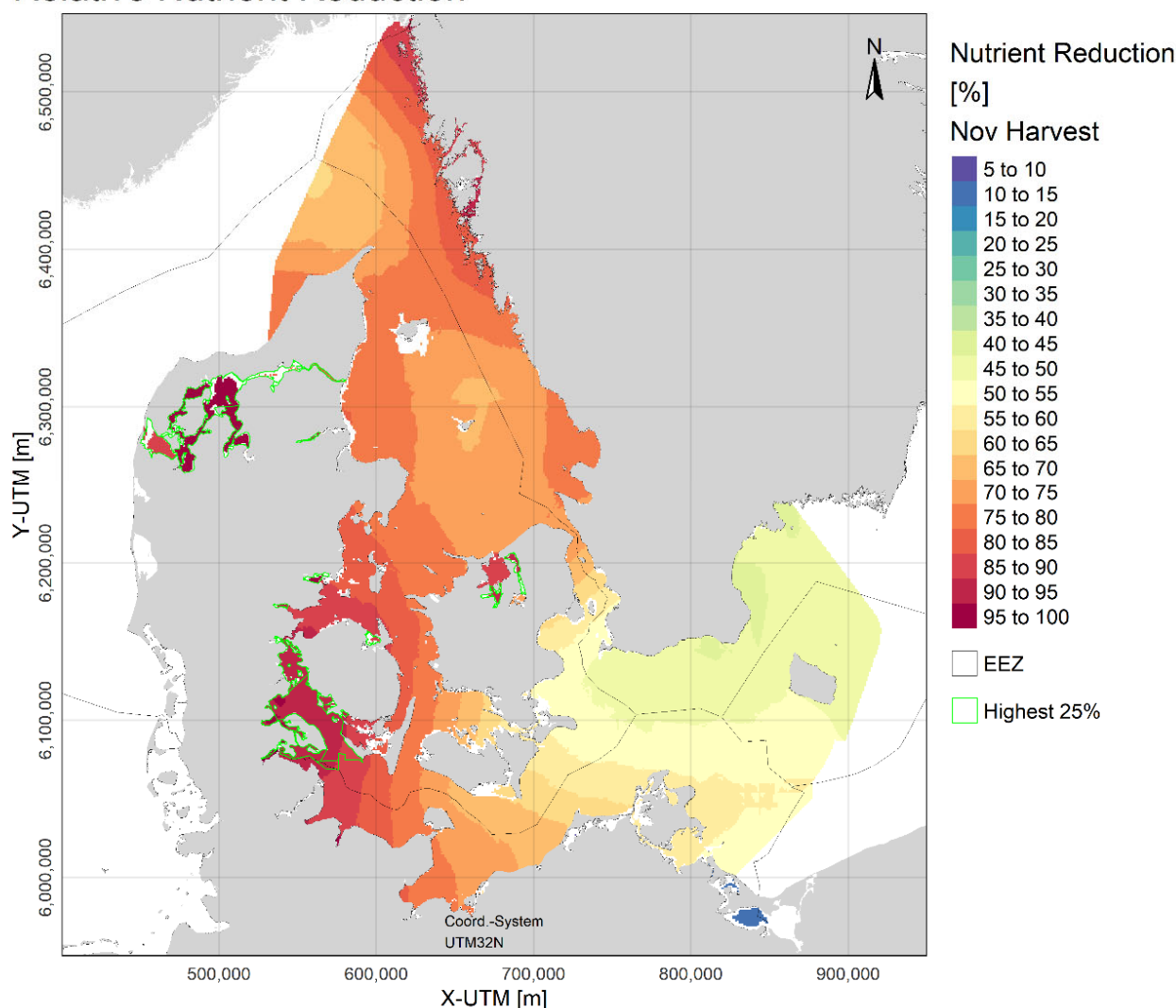
Muslingevækst er afhængig af miljøbetingelser, især temperatur, saltholdighed og klorofylkoncentration, og varierer derfor tidsligt og rumligt (geografisk). Derfor blev en rumlig model udviklet for at beregne den gennemsnitlige potentielle N- og P-fjernelse ved muslingeopdræt i den vestlige del af Østersøen for et standardopdrætsanlæg (18,8 ha) (Holbach m.fl. 2020).

Væksten af individuelle muslinger blev modelleret på baggrund af månedsgennemsnit af målte miljøbetingelser, som blev interpoleret i rum for at kunne dække hele området. Til kalibrering af modellen blev der anvendt resultater fra testliner i Mariager Fjord, Horsens Fjord, Vejle Fjord, Flensborg Fjord og Roskilde Fjord. Modellen dækker tidsrummet fra juli til november, hvorefter det antages, at muslingerne bliver høstet. Endvidere findes der en god relation mellem muslingestørrelse og biomassetæthed på yngelfang, som bruges til at opskalere væksten fra den enkelte musling til biomassen henover hele anlægget og dermed høstpotentialet. Næringsstofindholdet beregnes for hele muslinger, dvs. både muslingevævet, skallen og byssus-trådene. Den modelberegne muslingebiomasse blev omregnet til vådvægt med faktoren 9,68 g

vådvægt/g-tørvægt og derefter til N- og P-indhold ved at antage hhv. 1,4 % N og 0,08 % P af muslingernes vådvægt (Nielsen m.fl. 2016, Taylor m.fl. 2019).

Der blev anvendt et standardmuslingeanlæg i modellen med følgende egenskaber: Langlineanlæg med 2 m loop-længde og en afstand på 30 cm mellem hvert loop. Hele anlægget ($750 \times 250 \text{ m}^2 = 18,8 \text{ ha}$) består af 3 sektioner (à $250 \times 250 \text{ m}^2$), hvor hver sektion indeholder 30 langliner af 200 m længde. Hele modelanlægget indeholder på denne måde 138.857 m yngelfang. Vi antager en vanddybde på minimum 4 m således, at anlægget kan vintersikres ved undersænkning 1 m under overfladen og samtidig være hævet 1 m over bunden. Områder med <4 m dybde inkluderes derfor ikke i modellen. For at gøre modellen uafhængig af anlægstypen og sammenlignelig på tværs af områder, blev den relative næringsstoffjernelse i procent til sidst beregnet ved at normalisere med den maksimale medianværdi, dvs. det højeste potentiale svarer til 100% i Figur 3.1.1.

Relative Nutrient Reduction



Figur 3.1.1. Virkemiddelpotentiale (%) for et 'standard' muslingeanlæg med et areal på 18,8 ha. Kortet viser den relative (%) arealspecifikke N- og P-fjernelse ved høst i november. Grønne polygoner fremhæver de VP2 kystvandsområder, som svarer til de 25% højeste gennemsnitlige virkemiddelpotentialer. Til information vises der også (stiplede linjer) grænser af nationale eksklusive økonomiske zoner (EEZ). Kortet inkluderer ikke tabsprocesser, fødebegrænsning samt anden anvendelse af havet og kan derfor ikke alene anvendes til placering af muslingeopdrætsanlæg eller danne grundlag for en beregning af det totale virkemiddelpotentiale.

Samlet set kan det fra modelberegninger konkluderes, at saltholdigheder >16 psu, temperaturer $\sim 19^{\circ}\text{C}$ og klorofylkoncentrationer på $2-20 \mu\text{g l}^{-1}$ er ideelle for hurtig muslingevækst. Dette medfører, at væksthastighederne i tid varierer mest på grund af sæsonmæssige temperaturændringer. I rum varierer væksten til gengæld mest på grund af lokale saltholdigheder og klorofylkoncentrationer. Det højeste virkemiddelpotentiale for Danmark findes i Limfjorden, Mariager Fjord, Bælthavet (inkl. mange af fjordene) og Isefjord, hvor der er gode fødeforhold og saltholdigheden ikke er begrænsende for vækst (Figur 3.1.1). Potentialet bliver mindre ind mod Østersøen pga. faldende saltholdighed og i de mere åbne vandområder pga. lavere klorofylkoncentrationer. Det skal dog nævnes, at strømhastighed og fortynding af føden inden for opdrætsanlægget ikke er med i modellen. En høj fødetilførsel, og dermed muslingevækst, kan forekomme i områder med lave klorofylkoncentrationer kombineret med en høj strømhastighed. En lav strømhastighed giver derimod en mindre vandudskiftning og forøger fortyndingen af klorofylkoncentrationen inden for anlægget, som kan resultere i fødebegrænsning og lavere vækst af muslinger.

Den geografiske fordeling af virkemiddelpotentialet (0-100 %) i modellen antages at gælde for både langline anlæg og net+rør anlæg, som direkte kan skales til målte værdier for N- og P-fjernelse ved muslingehøst (Tabel 3.1.1). Denne skaleringsfaktor mellem model og målte værdier afhænger af den anvendte teknologi og vil således være mindre for langliner end for net+rør pga. forskelle i produktionskapacitet.

Tabel 3.1.1. Virkemiddeleffekt i form af N- og P-fjernelse for lineopdræt og net+rør-opdræt, overlap med andre virkemidler, om virkemidlet kan times i tid og rum og sikkerhed på effekten. Effekten er inddelt i 5 zoner, se zoneinddeling i Figur 3.1.2. Se forbehold for estimerne i figur 3.1.2.

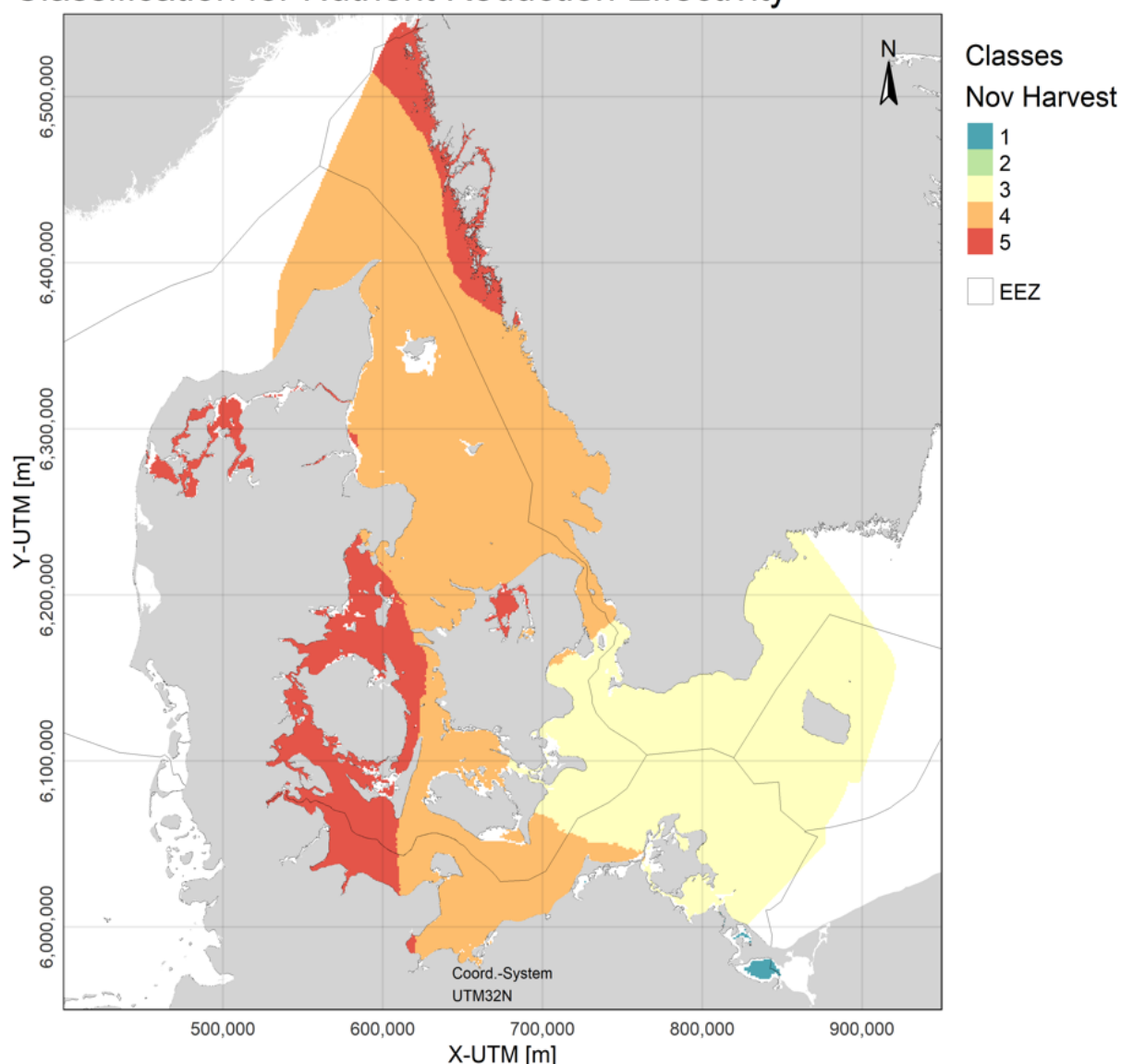
Opdræt af muslinger ¹	N-effekt t N ha ⁻¹	P-effekt t P ha ⁻¹	Overlap	Kan times i tid og rum	Datasikkerhed	Økonomi ²	
						N uden salg Kr. kg N ⁻¹ Budgetøkonomiske/ velfærds-økonomiske priser	P uden salg Kr. kg P ⁻¹ Budgetøkonomiske/ velfærdsøkonomiske priser
Lineopdræt			Ja	I tid nej, i rum ja	***		
Zone 5							
Modeldata	0,5-1,4	0,03-0,08				104/133	1795/2298
Målte data	0,7-1,4	0,06-0,09				94/120	1316/1685
Zone 4 Modeldata	0,4-1,3	0,02-0,07				116/149	2194/2808
Zone 3 Modeldata	0,2-1,0	0,01-0,06				165/211	2821/3611
Zone 1 Modeldata	0,0-0,5	0,00-0,03				395/506	6582/8425
Net+rør opdræt			Ja	I tid nej, i rum ja	**		
Zone 5							
Modeldata	1,0-2,5	0,06-0,15				64/82	1062/1360
Målte data	1,6-3,0	0,10-0,17				48/62	826/1057
Zone 4 Modeldata	0,6-2,3	0,04-0,13				77/98	1312/1679
Zone 3 Modeldata	0,3-1,8	0,02-0,10				106/136	1859/2379
Zone 1 Modeldata	0,0-1,0	0,00-0,05				223/285	4461/5710

¹Der er ingen modeldata, som ligger inden for zone 2. Der er kun målte data fra testfarme i zone 5 (Limfjorden).

²Der er ikke medtaget udgifter ifm. beskyttelse mod prædation fra edderfugle. Der er ikke indregnet forskelle i udgifter ift. transportafstande fra anlæg til forarbejdning på land mellem vandoplandene.

Den vestlige Østersø blev opdelt i 5 zoner ud fra deres virkemiddelpotentiale (dvs. fra 0 til 100% med 20% intervaller) jf. Figur 3.1.2. Den potentielle N- og P-fjernelse blev beregnet for hver zone, hvor zone 5 med højest potentiale (80-100%) blev skaleret til målinger fra Limfjorden (Tabel 3.1.1). For anlæg med langliner, blev der brugt målinger fra den nyeste, dokumenterede konfiguration med 30 cm loop-afstand og 2 m dybde. Det antages at være et konservativt estimat, da produktionskapaciteten kan forøges ved at forlænge loop-længden i dybere vandområder. For net+rør blev der anvendt målinger fra net med maskestørrelser på 17,5 cm og 25 cm og 3 m dybde, som er den bedst testede konfiguration både i Limfjorden og Horsens Fjord (Taylor m.fl. 2019). Variationen af virkemidlet (minimum og maksimum værdier) er beregnet for hver zone i modellen og inkluderer både den naturlige variation af muslingevæksten fra år-til-år, usikkerheden i opskaleringsmodellen fra individuelle muslinger til høstpotentialet og den rumlige variation inden for zonen (Tabel 3.1.1).

Classification for Nutrient Reduction Effectivity



Figur 3.1.2. Inddeling af zoner iflg. beregnet virkemiddelpotentiale i rumlig model (se Figur 3.1.1). Zone 5 svarer til 80-100%, zone 4 til 60-80%, zone 3 til 40-60%, zone 2 til 20-40% og zone 1 til 0-20% af maksimalt potentiale for N- og P-fjernelse i situationer uden fødebegrænsning. Zoneinddeling bliver brugt til at beregne N- og P-effekt samt økonomi i tabel 3.1.1. Kortet inkluderer ikke tabsprocesser, fødebegrænsning samt anden anvendelse af havet og kan derfor ikke alene anvendes til placering af muslingeopdrætsanlæg eller danne grundlag for en beregning af det totale virkemiddelpotentiale. Usikkerheden vurderes at være mindst i fjorde med testliner og størst i åbne farvande og områder med stor rumlig heterogenitet.

Modellen kunne teoretisk også køres for senere høsttidspunkter som f.eks. i marts. Men modellen har en tendens til at overestimere muslingebiomassen og dermed høstpotentiallet om foråret sammenlignet med feltdata. Det antages derfor, at andre eksterne faktorer reducerer muslingevæksten/øger tabet af muslinger og dermed reducerer biomassetætheden på anlægget, især om vinteren, og dermed forårsager uoverensstemmelsen mellem model og feltdata.

Forekomsten og mængden af muslingelarverne er ikke inkluderet i modellen, da der ikke findes data med tilstrækkelig rumlig dækning. Derfor gælder modelresultaterne kun, såfremt der findes nok larver til at sikre en god rekruttering på yngelfang om foråret. Det er dog en rimelig antagelse for de fleste områder, da der forekommer tætte naturlige muslingepopulationer på lavt vand, og der er observeret store tætheder og lang opholdstid af larverne (3-5 uger) i vandet i de undersøgte områder og dermed sandsynlighed for god spredning af muslingelarverne (Riisgaard m.fl. 2015)

Risici for tab af muslinger fra virkemiddel anlæg

Der findes flere eksterne faktorer, som kan forårsage signifikante tab af muslinger fra virkemiddel anlæg. De følgende faktorer skal derfor tages i betragtning, før muslingeanlæg bliver etableret i et vandområde.

Fysiske forhold: Fysiske forhold som eksponering for stærk strøm, store bølger eller isdække kan medføre tab af muslinger. En del tab kan minimeres ved dyrkningstekniske forholdsregler som undersænkning af anlæg, valg af materialer og andre tekniske tiltag. Nogle områder vil dog med det nuværende teknologiske niveau være mindre egnede, f.eks. langs den jyske vestkyst. Undersænkning af anlæg kan p.t. ikke udføres med de mest produktionseffektive anlæg (net+rør), men dette vurderes at kunne blive løst teknologisk inden for en kortere årrække, og der er netop bevilliget et GUDP-projekt (SUBMUSSEL), der skal udvikle dette.

Prædation: Det er især søstjerner og edderfugle, som kan forårsage store tab af biomasse fra muslingeanlæg. Søstjerner kan komme på opdrætsanlæg ved nedslag af søstjerneyngel på anlæggene, eller ved at voksne søstjerner kan kravle op på anlæggene, hvis disse kommer i kontakt med bunden. Der findes metoder til helt eller delvist at undgå prædation fra søstjerner på anlæg, f.eks. ved at sikre opdriften med flere bøjer, så linerne ikke kommer i kontakt med bunden og potentielle prædatorer. En anden mulighed er at igangsætte udsætningen af yngelfang ud fra forekomsten af søstjerneyngel i vandet og dermed undgå store nedslag.

Edderfugle er en beskyttet art og lever for det meste af muslinger. På deres årlige træk passerer edderfuglene store dele af de danske kystvande, især om efteråret. Hvis en flok edderfugle finder et muslingeanlæg, er der stor risiko for, at en betydelig del af muslingehøsten bliver spist. Fuglene kan enten blive i området og udskille en del af næringsstofferne som fækalier / urin eller flyve til et nyt område. Skæbnen af næringsstoffer optaget i fuglene er således ukendt og kan ikke bruges i virkemiddelsammenhæng. Der findes tekniske løsninger for at forhindre edderfuglenes adgang til muslingerne i opdrætsanlæg, f.eks. ved brug af net. Nettene skal dog være finmaskede for at undgå, at edderfuglene selv bliver fanget i nettet og dør. Hvis opdrætsanlæg skal beskyttes mod prædation fra edderfugle, medfører det en større omkostning. I områder med høj sandsynlighed for forekomst af edderfugle, kan tidlig høst af muslingerne overvejes. Der arbejdes på at lave et risikokort for forekomst af edderfugle om efter-

året i de danske vandområder. Kortet bliver sammensat af observationer af edderfugle ved monitoring og fuglenes adfærdsmønstre i forhold til miljøfaktorer som f.eks. nærheden til åbent hav og fysiske barrierer.

Opdrætseksptise: Hvis muslingeopdrætteren ikke har erfaring med at håndtere anlægget, kan der opstå tab af muslinger pga. forkert opsætning, manglende vedligeholdelse, ingen beskyttelse mod edderfugle, m.m. Det er derfor vigtigt, at evt. operatører har dokumenteret viden eller erfaring.

Andre vigtige kriterier ved planlægning af muslingeanlæg som virkemiddel

Ud over de nævnte faktorer, som påvirker muslingevæksten og dermed det forventede virkemiddelpotentiale, bør man også medtage andre kriterier i udvalgsprocessen af velegnede steder for muslingeanlæg (Petersen m.fl. 2013, Timmermann m.fl. 2015). Denne multi-kriterie tilgang betragtes som en vigtig del af den marine fysiske planlægning.

Fysiske forhold: Bathymetrien påvirker muslingeopdræt gennem dybdelængden på det anvendte materiale. Med rør+net systemer kan der dyrkes på lavere vanddybder end for langlinesystemer, men der kan generelt set ikke dyrkes på dybder <3-4 m. Større dybder giver mulighed for længere loops og dermed et forøget virkemiddelpotentiale. Men det vil medføre højere omkostninger ved installationen (f.eks. materiale og forankring) og vedligeholdelse.

Andre aktiviteter: Havområder bruges til mange former for produktive og rekreative aktiviteter, og der er også havområder, hvor naturværdierne er store. I nogle områder er det derfor ikke muligt eller ønskeligt at etablere muslingeanlæg. Der er f.eks. områder, der anvendes til erhvervsfiskeri, sejlruter, havneindløb, arealer med ankerforbud, søkabler, rørledninger og områder brugt til militærøvelser samt en række rekreative aktiviteter såsom sejlsads, dykning, badning, fiskeri, m.m. Etablering af nye muslingeanlæg vil potentielt kunne være i konflikt med andre interessenters anvendelse af områderne. Det er f.eks. tilfældet ift. fiskeri, sedimentekstraktion og -dumping, fritidssejlsads, sommerhus- og badevandsområder.

Miljø: Der er mange vandområder, hvor der findes særligt behov for at forbedre den økologiske tilstand med hensyn til klorofyl og eutrofiering. Disse områder kunne f.eks. prioriteres ved planlægningen af muslingeanlæg som virkemiddel. Beskyttede områder (f.eks. Natura2000 og Ramsar) ekskluderer ikke muslingeopdræt som virkemiddel, men en placering i sådanne områder kræver en miljøkonsekvensvurdering. De positive miljøeffekter på f.eks. sigtdybden og klorofylkoncentrationen som følge af muslingefiltration kan endvidere inddrages ved valg af placering baseret på modelberegninger. Samtidigt skal man tage hensyn til effekter fra øget akkumulering af organisk stof under anlæggene (se afsnit om sideeffekter).

Bæreevne af systemet: Muslingernes vækst er afhængig af tilførsel af føde uden for opdrætsanlægget. Der er derfor en områdespecifik grænse for, hvor tæt anlæggene kan placeres eller hvor mange anlæg, der kan være i et vandområde, uden at de påvirker hinanden og dermed reducerer muslingernes vækst på det enkelte anlæg og således også den arealspecifikke effektivitet (Timmermann m.fl. 2015). Det er vandområdets bærekapacitet, der vil være afgørende for, hvor stort et volumen der maksimalt kan benyttes til (effektivt) muslingeopdræt. En estimering af vandområdernes bærekapacitet kræver nærmere modelanalyser. I relation til muslingeopdræt som virkemiddel vil bæreevne være et sekundært problem, fordi formålet med opdrættet netop er at binde

næringsstoffer gennem at reducere mængden af fytoplankton. En mindre bæreevne kan dog samtidigt føre til en reduceret fødetilgængelighed og vækst for andre organismer i systemet.

Samlet set kan det konkluderes, at optimal placering af muslinge anlæg som marint virkemiddel involverer flere forskellige typer af vurderinger. Der arbejdes på at udvikle et GIS-værktøj til at hjælpe beslutningstagere og interessenter igennem denne proces, hvor der interaktivt kan sættes præferencer, tærskelværdier og vægtning af de forskellige aktiviteter, som potentielt kan lede til konflikter. Det vil således være muligt at regne flere scenarier igennem og objektivt sammenligne resultaterne. Formålet med værktøjet er at gøre marin fysisk planlægning af muslinge anlæg som marint virkemiddel så let og transparent som muligt. Værktøjet kan dog ikke i sig selv erstatte en konkret vurdering i specifikke vandområder og er primært et screeningsværktøj.

Anvendelse af muslinger

I det omfang muslingeopdræt som virkemiddel implementeres i større skala, vil det medføre en betydelig merproduktion af muslinger, som ikke kan antages at finde afsætning med den eksisterende efterspørgsel på markedet for fersk konsum, som i dag aftager så godt som alle opdrættede muslinger (Petersen m.fl. 2015). Endvidere vil en stor andel af muslingerne ikke have en egnet størrelse til fersk konsum. Der vil således være behov for nye veje til afsætning af muslingerne. En mindre del af muslingerne vil kunne gå ind i forarbejdningsindustrien og blive til f.eks. forarbejdede (kogte) muslinger. Men en meget betydelig del vil skulle afsættes til andre formål, f.eks. til dyrefoder, kosttilskud eller andre blandede formål. Muslinger som økologisk foderingrediens (muslingemel) er dokumenteret for høns, grise og ørred. For at kunne udnytte muslingerne skal skaldelene helt (fisk, grise) eller delvist (høns) fjernes fra det færdige produkt (Petersen m.fl. 2015). Der er udviklet metoder hertil, men disse er p.t. ikke lønsomme på ren kommerciel basis i forhold til det færdige produkt ved sammenligning med priserne på fiskemel. Branchen vurderer, at ved tilstrækkelig volumen vil der være basis for en kommerciel produktion af muslingemel. Derudover er der mulighed for at udvinde muslingeolie, som kan bruges som økologisk kosttilskud til mennesker. Der arbejdes aktuelt i 2 projekter – MuMiPro og GUDP-projektet InProFeed – på at udvikle metoder til omkostningseffektiv forarbejdning af små muslinger.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Administration af muslingeopdræt som virkemiddel kan ske på flere måder – enten som en egentlig offentlig investering og drift af opdrætsanlæg f.eks. gennem kommunale driftsselskaber eller gennem private operatører. Ved brug af private operatører kan der bruges forskellige administrationsmodeller enten baseret på kontraktlige forpligtelser til fjernelse af næringsstoffer eller gennem omsættelige næringsstof-kvoter. Ved kontraktlige forpligtelser kan der laves direkte aftaler mellem kommuner/staten og de private operatører om en given næringsstoffjernelse i specifikke vandområder ved brug af muslingeopdræt.

En mulighed er, at finansieringen af aftalerne ensidigt påhviler staten/kommunerne, og at indsatsen bestemmes med henblik på at opnå vandplanernes indsatskrav. Alternativt kan opdrættet ses som en aktivitet, der reducerer virkningen af udledninger fra landbruget, således at finansieringen påhviler landbruget i oplandet, evt. med mulighed for subsidiering ligesom f.eks. efterafgrøde-reguleringen. Endelig kan muslingeopdræt indgå i et system, hvor der indføres omsættelige N-rettigeheder. I et sådant system kan landmænd få

mulighed for at handle udlednings-rettigheder, dvs. købe rettighed til udledninger af N. Denne reguleringsform kan omfatte, at landbruget gives mulighed for at betale for N-reduktion i havet / fjordene ved muslingeopdræt. Hvis dette er billigere for landmanden, frem for at han selv udfører tiltag, vil der kunne opstå incitamenter til denne form for handel. Disse incitamenter undersøges i de igangværende forskningsprojekter.

Kontrol af muslingeopdræt som virkemiddel vil afhænge af, hvilken model der anvendes. Hvis der bruges private operatører evt. reguleret gennem et marked for omsættelige N-kvoter, vil der være behov for at kunne kontrollere i hvilke vandområder, opdrætsanlæggene placeres, samt hvor store anlæggenes produktionskapacitet skal være. Endelig vil der være behov for at kunne kontrollere, at den aftalte N- og P-fjernelse faktisk gennemføres. Placering og omfang kan kontrolleres / forvaltes gennem tildeling af tilladelser. Kontrol af de høstede mængder kan gennemføres ved en kombination af vejning og stikprøver for indhold af næringsstoffer i hhv. kød, byssus og skal (Petersen 2016). Da der ikke kan forventes at være krav til anvendelsen af de opdrættede muslinger, må udgangspunktet for dokumentation af næringsstoffjernelse være vådvægten af de høstede muslinger. I afhængighed af dyrkningsteknik og høstmetode vil der ved høsten komme varierende grad af byssus og evt. andre organismer, der sidder på muslingerne, med i høsten. Sortering af høsten i en "ren" muslingefraktion og andet som f.eks. fouling vil være arbejdskrævende. Opdræt af muslinger i vandsøjlen som virkemiddel er endvidere kendetegnet ved en normalt relativ lille andel fouling og de fleste foulingorganismer vil have et tilsvarende indhold af næringsstoffer som muslinger (inkl. skal). Derudover vil en del af vådvægten være vand (f.eks. inde i muslingerne). Inden for det første døgn efter høst kan muslingerne tabe op til 10% af vægten i form af tab af vand / væske. Vandtabet vil variere med høstmetode, årstid og andre eksterne forhold og kan ikke kvantificeres systematisk. Trods fejkilder er vådvægt af den samlede høst det mest operationelle udgangspunkt for dokumentation af næringsstoffjernelse. Praktisk kan det foregå på kontrollerbare vejeenheder. Ved ankomst til kaj losses muslingerne i containere, som køres til vejning inden for f.eks. max 12 timer efter høst. Vejningen omfatter lastvogn, container og den høstede mængde og gennemføres på et vejesystem, hvor vægten af bil og container kan fratrækkes. Vejeenheden skal notere vægt og andre relevante oplysninger elektronisk, kunne udskrive vejeseddel, og der skal kunne foretages uafhængig kontrol af vejning. Vejningen suppleres med udtagning af delp prøver til bestemmelse af fraktionerne muslingekød, byssus, skal og andet og kan endvidere analyseres for N- og P-indhold. Udtagning af delp prøver kan foretages pr høstperiode og er ikke nødvendig for hver enkelt landing.

Sideeffekter

Natur og miljø (herunder marine kvalitetsselementer)

Potentielle positive effekter

Forbedret sigtddybde og reduceret klorofylkoncentration

Muslingeopdræt i vandsøjlen kan forbedre sigtddybden og reducere klorofylkoncentrationen som følge af muslingefiltration. Dette er blevet påvist både ud fra *in situ* data, økologisk modellering og satellitdata omkring opdrætsanlæg i Limfjorden (Skive Fjord, Sallingsund, Løgstør Bredning og Venø Sund) og As Vig (Maar m.fl. 2020a). Reduktioner i klorofylkoncentration kan være helt op til 60-70% i opdrætsanlægget, men er gennemsnitligt på 14-50% afhængig af muslingernes filtrationskapacitet og miljøforhold såsom strømforhold, temperatur og klorofylkoncentration (Nielsen m.fl. 2016, Petersen m.fl. 2019, Timmermann m.fl. 2019, Maar m.fl. 2020a). Sigtdybden viser en gennemsnitlig forøgelse på

0,8-1,1 m (op til 2,3 m) inde i anlæggene baseret på målinger (Maar m.fl. 2020a). Modellering viste en forbedring af sigtddybden i et område, der er 14 gange større end selve opdrætsanlægget i Skive Fjord (Timmermann m.fl. 2019). Den rumlige ændring er størst for standardanlæg med stor muslingebiomasse eller i områder med flere opdrætsanlæg. Modelscenarier fra Skive Fjord viste, at 10 standardanlæg kan reducere klorofylkoncentrationen om sommeren og forbedre sigtddybden med hhv. 16% og 7,8% i gennemsnit på bassinskala (Timmermann m.fl. 2015, 2019, Petersen m.fl. 2018). Effekten var generelt højest i sommer- og efterårsmånederne som følge af den opbyggede muslingebiomasse på anlæggene, gode fødeforhold og høje temperaturer, hvorimod effekten var mindre i vinterperioden med lavere temperaturer og klorofylkoncentration. Effekten er desuden mindre tydelig i de mere åbne områder med højere strømhaastigheder pga. fortynding ved advektion og generelt lavere klorofylkoncentrationer (Petersen m.fl. 2018, Maar m.fl. 2020b).

Reduceret sedimentation på bassinskala

Modelscenarier fra Skive Fjord viste, at sedimentationen på bassinskala blev reduceret pga. de lavere koncentrationer af fytoplankton og detritus i vandsøjlen som følge af muslingefiltrationen (Timmermann m.fl. 2019). Dvs. selvom der var en forøget sedimentation lige under anlægget, var der en netto reduktion af sedimentationen for hele området målt i forhold til, hvis der ikke havde været muslingeopdræt.

Binding af næringsstoffer

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 de fleste fjorde og kystområder udgør frigivelse af næringsstoffer fra sedimenterne en betydelig næringsstofkilde (intern belastning), og især i sommerperioden, hvor næringsstofftilførslerne fra land er relativt lave, vil den interne belastning bidrage til at drive primærproduktionen ved opblanding af vandsøjlen. I lagdelte perioder vil et forøget iltforbrug, pga. den interne belastning, kunne forårsage iltsvind ved bunden. Muslingeopdræt kan, via filtrering af fytoplankton, fjerne næringsstoffer frigivet fra sedimenterne og reducere sedimentationen på basinskala og dermed reducere de negative effekter af den interne belastning. Det betyder, at virkemidlet i modsætning til landbaserede virkemidler kan håndtere intern belastning.

Denitrifikation

Denitrifikation er en anaerob bakteriel respirationsproces, hvor nitrat omdannes til frit kvælstof (N_2) eller lattergas (N_2O). Det dannede N på gasform forsvinder op i atmosfæren, og kvælstoffet udgør derfor ikke længere en belastning af havmiljøet. Ved organisk berigelse af sedimentet ses ofte en forøgelse af denitrifikationen, hvis den ikke hæmmes af sulfatreduktion eller mangel på nitrat under iltfrie forhold. Ved en hæmning af denitrifikationen kan der ske en større tilbageholdelse af ammonium i systemet. Under muslingebrug er der ofte målt forøgede denitrifikationsrater på 25-260% i forhold til uden forbruget i bl.a. Limfjorden og Horsens Fjord (Carlsson m.fl. 2012, Petersen m.fl. 2018, Hylén m.fl. 2020) som følge af biodeposition. I disse tilfælde vil denitrifikationen bidrage til N-fjernelsen udover, hvad der fjernes ved indbygning i muslingebiomasse og det kan opfattes som en ekstra økosystemtjeneste.

Potentielle skadelige effekter

Øget lokal NP-fluks, sedimentation og iltforbrug

Muslinger omdanner det bundne N og P i fytoplanktonbiomasse til muslingebiomasse via filtration. En fraktion af det optagne N og P bliver dog tabt via ekskretion som ammonium og fosfat til vandet eller ved biodeposition af fækalier og pseudofækalier. Den øgede sedimentation af organisk materiale under opdrætsanlæggene kan medføre en lokal forøget næringsstoffrigivelse (Carlsson m.fl. 2009, Holmer m.fl. 2015). Et studie fra Skive Fjord beregnede, at ekskretion udgjorde 82% og sedimentflukse 18% af N-udskillelsen fra et opdrætsanlæg (Holmer m.fl. 2015). De udskilte næringsstoffer kan dermed bidrage til ny primærproduktion. Modelstudier viste dog ingen tegn på forøget primærproduktion omkring opdrætsanlæggene, da fytoplanktonbiomassen også var lavere (Plessner m.fl. 2015, Timmermann m.fl. 2019). Der vil desuden stadig være en netto fjernelse af N og P, da der kun sker en omdannelse af næringsstoffraktioner.

Generelt vil den lokalt forøgede sedimentation og de deraf afledte effekter på de bentiske biogeokemiske processer (f.eks. næringsstofflukse, iltoptagelse) være tæt koblete til muslingebiomassen, men forhold som strømhastigheder, eksponering, eutrofieringsgrad, redox-forhold m.m. vil influere på, om der kan detekteres negative miljøeffekter under et muslingeanlæg og størrelsen af disse (Carlsson m.fl. 2009, Carlsson m.fl. 2012, Petersen m.fl. 2018). I As Vig uden for Horsens Fjord har et nyligt studie vist, at sedimentationen kan være meget lokaliseret. Studiet viste en generel forøget sedimentation under et rør+net anlæg ift. en reference-station, men sedimentationen var yderligere forøget direkte under nettene sammenlignet med mellem nettene (Hylén m.fl. 2020). Under anlægget i As Vig blev der målt forøget sedimentation, næringsstofflukse og iltoptagelse, mens anlægget var aktivt. Ændringer i iltoptagelse var ikke synlige 3-4 måneder efter høsten, mens næringsstofflukse stadig var svagt forøgede. I Skive Fjord var muslingeopdrættets bentiske påvirkning begrænset pga. de høje baggrundskoncentrationer af organisk materiale og næringsstoffer (Holmer m.fl. 2015).

Det skal bemærkes, at modelsimuleringer fra Skive Fjord viser, at den øgede sedimentation under anlægget modsvares af en reduceret sedimentation uden for anlægget, så der på bassinskala er en netto reduceret sedimentation (Timmermann m.fl. 2019). De lokalt forøgede N- og P-flukse fra sedimentet under opdrætsanlægget vil derfor blive modvirket af den lavere N- og P-regenerering på bassinskala (Petersen m.fl. 2018). Desuden vil et forøget iltoptag ikke føre til lokalt iltsvind under opdrætsanlægget ved normale vandskifte- og strømforhold ($>0.02 \text{ m s}^{-1}$) for indre danske farvande (Petersen m.fl. 2012, Valdemarsen m.fl. 2015, Maar m.fl. 2020b). Hvis muslingerne på anlægget bliver høstet før vinteren, vil den efterfølgende braklægningsperiode på 5-6 måneder medvirke til en nedbrydning af det organiske materiale og reducere akkumulering over tid (Maar m.fl. 2018).

Høje sedimentationsrater under et muslingeanlæg kan lede til en organisk berigelse i så stort et omfang, at sulfiddannelse og iltsvind hæmmer den koblete nitrifikation-denitrifikationsproces (Holmer m.fl. 2015, Petersen m.fl. 2018). Derefter bliver dissimilativ nitrat-reduktion til ammonium (DNRA) den dominerende proces (Christensen m.fl. 2003). Hvis denitrifikationen hindres, kan det betyde en større tilbageholdelse af ammonium i systemet. Samtidigt kan fosfat bundet til metalforbindelser i sedimentet blive frigivet til vandsøjlen ved iltsvind (Holmer m.fl. 2003). Den forøgede N- og P-frigivelse fra sedimentet kan

dermed potentielt modvirke effekten af N- og P-fjernelse ved indbygning i muslingebiomasse (Stadmark og Conley 2011). Størrelsen af denitrifikationen var dog kun 2% af den samlede N-fjernelse ved muslingehøst for et standardopdrætsanlæg i Limfjorden og <1% af høsten i et anlæg i Horsens Fjord (Hylén m.fl. 2020), så selv ved en hæmning af denitrifikationen vil der være en netto N-fjernelse for muslingeopdræt som virkemiddel (Petersen m.fl. 2012). De fleste studier viser en generel forøgelse af denitrifikation under opdrætsanlæg (Carlsson m.fl. 2012, Nizzoli m.fl. 2006, Holmer m.fl. 2015). Undtagelser var pga. placering i områder med for lidt strøm, for mange opdrætsanlæg og i forvejen dårlige iltforhold (Gilbert m.fl. 1997, Christensen m.fl. 2003, Carlsson m.fl. 2012). Det anbefales derfor at lægge opdrætsanlæg i områder med strømhastigheder $>0.02 \text{ m s}^{-1}$ eller at flytte dem regelmæssigt for at undgå risiko for iltsvind og forøget sulfatdannelse i sedimentet (Petersen m.fl. 2012, Maar m.fl. 2020b). De fleste vandområder har strømhastigheder større end denne tærskelværdi og er derfor potentielt velegnede til muslingebrug.

Tilbageholdelse af næringsstoffer

I mere åbne fjorde kan muslingerne potentielt opfange og tilbageholde næringsstoffer (enten lokale eller fra mere åbent vand) via deres biodeposition, som ellers ville være blevet transporteret ud af fjorden. I dette tilfælde kan muslingerne bidrage til øget opholdstid for næringsstofferne og dermed lokalt øge eutrofieringen i nærheden af anlægget. Samtidig vil eksport af næringsstoffer ud af vandområdet blive reduceret, hvilket vil mindske eutrofieringen i det tilstødende vandområde. Overordnet set vil der dog altid være en nettofjernelse af næringsstoffer ved opdræt af muslinger, da der på bassin-skala er en mindre sedimentation.

Fysiske effekter af selve opdrætsanlægget

Opdrætsanlægget kan lokalt ændre strømforholdene og mindske strømhastigheden inden for anlægget (Stevens & Petersen m.fl. 2011). Desuden kan der være en udskygningseffekt på vegetationen under anlægget, og det bør derfor ikke placeres ovenover f.eks. et ålegræsbed (se også afsnit om overlap med andre virkemidler). På opdrætsanlæg med net+rør kan der være forsamlinger af fugle, fortrinsvis måger, som anvender rørene som hvileplads i vandoverfladen.

Klima

Klimaeffekter blev ikke direkte undersøgt i projekterne. De potentielle effekter er nævnt i afsnittet under manglende viden.

Øvrige (f.eks. visuelle gener)

Beboere i kystområder ud til muslingeopdræt, det være sig helårsbeboere eller sommerhusbeboere, kan på forskellige måder blive påvirket af sådanne opdræt (Petersen og Stybel 2019). Det samme gælder brugere af de farvande, hvor sådanne anlæg er placeret. Påvirkningen af beboere og brugere omfatter:

- Visuelle gener, afhængig af anlæggenes antal, størrelse, afstand til kysten og anlægstypen.
- Affald i form af bøjer, liner og rørdele mv., som river sig løs fra anlægget og skyller ind på kysten eller generer båd- og skibsfarten.
- Hindringer for forskellig rekreativ brug af farvandet, primært sejlads med lystbåde, i mindre grad sejlads med kano, kajak, robåd mv. I dette forhold er markering af anlæggene og dermed deres synlighed vigtig, i hvert fald synlighed tæt på og især for lystsejlere efter mørkets frembrud, hvor anlæggene kan være svære at få øje på.

- Omvendt kan oplevelsen af visuelle gener eventuelt blive nedtonet eller helt glemt, hvis muslingebruget opfattes som noget positivt, fordi det bidrager til en bedre miljøtilstand, eller man oplever, at det er i overensstemmelse med lokalsamfundets og dets værdier.

At et anlæg til muslingeopdræt kan opleves som en visuel gene beror også på, at en udsigt ud over uforstyrrede vidder opfattes som et væsentligt gode ligesom tilstedeværelsen af uforstyrret natur, som ikke er underlagt produktion, opleves som en væsentlig kvalitet. Derudover kan oplevelsen af de visuelle gener forstærkes, hvis der i området er dårlige erfaringer med andre former for akvakultur. Omvendt kan oplevelsen af visuelle gener evt. reduceres, hvis muslingebruget opfattes som et virkemiddel for en bedre miljøtilstand / bæredygtige produkter.

Økonomi

Forudsætninger for de økonomiske beregninger

Omkostningerne ved muslingeopdræt som virkemiddel omfatter drifts- og anlægsomkostninger, inklusive udgifter til materialer ifm. etablering og vedligehold af anlæggene samt udgifter til høst. Der er endvidere medregnet udgifter til diverse tjenesteydelser og arbejds løn. Der anvendes en timepris på 250 kr./time til arbejds løn, da der forudsættes aflønning af ufaglært arbejdskraft. Alle omkostninger er beregnet som årlige omkostninger - for nogle aktiviteter varierer omkostningerne over årene, de ophører f.eks. efter en årække eller gentages f.eks. hvert 10. år. Anlægsomkostningerne er omregnet til årlige omkostninger med de angivne levetider for de forskellige dele af anlægget. Nutidsværdien er i den velfærdsøkonomiske analyse beregnet ved at anvende en kalkulationsrente på 4 %, jf. Finansministeriets vejledning (Finansministeriet 2017, 2019).

Omkostningerne ved muslingeopdræt som virkemiddel opgøres som budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger. De priser, der indgår i en budgetøkonomisk opgørelse, opgøres i faktorpriser, som virksomhederne (her muslingeopdrætterne) faktisk skal betale. Faktorpriserne (priser uden moms og punktafgifter mv.) justeres med en nettoafgiftsfaktor (NAF) for at udtrykke de velfærdsøkonomiske priser, som udtrykker markedspriserne. Det er disse priser, der anvendes i forbindelse med samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger (Finansministeriet, 2019), og for sammenligning af omkostningseffektivitet mellem virkemidler (f.eks. mellem muslingeopdræt og virkemidler på land) er det korrekte sammenligningsgrundlag den velfærdsøkonomiske opgørelse. Iht. Finansministeriet skal der anvendes en NAF faktor på 1,28 (Finansministeriet 2019). Den tidligere anvendte NAF var 1,325, og denne ændring i NAF påvirker naturligvis niveauet for de beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger, når der sammenlignes med tidligere beregninger af virkemidler.

De budget- og velfærdsøkonomiske beregninger er udført uden antagelse om videre forarbejdning af muslingerne som foder, da der endnu ikke er sikker viden om afsætningen af muslingerne. Forudsætningerne vedr. produktivitet og N-optag i de forskellige vandoplade bygger på de samme forudsætninger som anvendt i beregningerne af N-effekter. De driftsøkonomiske omkostninger ved muslingeopdræt som virkemiddel er beregnet for de 5 virkemiddelzoner (Figur 3.1.2, tabel 3.1.1). Der er beregnet et interval på 1,3-9 kr. kg⁻¹ muslinger (vådvægt) (1,7-11 kr. kg⁻¹ i velfærdsøkonomiske priser) for produktion med langliner, og 0,6-5,6 kr. kg⁻¹ muslinger (0,8-7,1 kr. kg⁻¹ i velfærdsøkonomiske priser) for produktion med net. Årsagen til de lavere omkostninger per

kg muslinger (vådvægt) med net er en større produktion per hektar. Opsætningen af langliner og net svarer til de forudsætninger, der er anvendt til N og P-beregningerne, og er beregnet på baggrund af målte værdier i Skive Fjord og modellerede værdier i de øvrige lokaliteter, som svarer til de lokaliteter, der er beregnet N og P for.

Beregnet omkostning per kg N

Omkostninger per kg N er også beregnet for de 5 virkemiddelzoner og for zone 5 for både målte og modellerede værdier for N-fjernelsen (Figur 3.1.2, tabel 3.1.1). Omkostningsberegningerne er baseret på Filippelli m.fl. (2019). Omkostningerne til anlæggene er ikke differentieret mellem vandoplandene, idet det forudsættes, at den samme anlægstype kan etableres i alle fjorde. Der er ikke indregnet forskelle i transportafstande fra anlæg til forarbejdning på land mellem vandoplandene, da der endnu ikke findes baggrundsoplysninger til en sådan beregning. Der er heller ikke regnet på forskelle i størrelse af anlæggene og den betydning, størrelsen måtte have for omkostningerne. Omkostningerne vil være aftagende med større anlæg pga. sparede udgifter til bl.a. båd og eftersyn, herunder anvendt arbejdskraft.

Omkostningen per hektar langlineanlæg er beregnet til 98.736 kr./ha/år og for et anlæg med net til 111.522 kr./ha/år. Det antages, at produktionsomkostningerne ikke varierer væsentligt med produktionsmængden.

Beregningerne for langliner viser, at omkostningerne per kg N ligger på 120 kr./kg N i gennemsnit for det højeste virkemiddelpotentiale i zone 5, når der anvendes målte data, og der ikke regnes med forarbejdning af muslingerne til foder eller anden anvendelse. Der er anvendt velfærdsøkonomiske priser til beregningen. Både budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger er vist i tabel 3.1.1. For de øvrige virkemiddelzoner er reduktionsomkostningerne for N beregnet til at ligge mellem 133-506 kr./kg N (også velfærdsøkonomiske priser). For muslinger produceret på net er der beregnet reduktionsomkostninger for N mellem 62-285 kr./kg N for de 5 virkemiddelzoner i velfærdsøkonomiske priser.

Beregnet omkostning per kg P

Omkostningerne er også beregnet i form af omkostninger per kg P fjernet ved langline og netproduktion af muslinger, jf. tabel 3.1.1. For langlinerne er omkostningerne beregnet til 1.685-8.425 kr.kg⁻¹ P, og for muslinger dyrket på net er omkostningen lavere, 1.057-5.710 kr. kg⁻¹ P beregnet i velfærdsøkonomiske priser og for de 5 virkemiddelzoner.

Andre betragtninger af omkostningseffektivitet

Generelt vil reduktionsomkostningerne for N-optagelsen ved muslingeproduktion være lavest i kystnære eutrofierede vandområder, hvor blåmuslingernes vækst er størst (Figur 3.1.1) og driftsomkostningerne lavest. Det vurderes, at muslingeopdræt vil have større reduktionsomkostninger i de åbne havområder, idet muslingevæksten vil være reduceret pga. generelt lavere fødetilgængelighed og lav/svingende saltholdighed i f.eks. den vestlige Østersø/Bælthavet (Maar m.fl. 2015, Riisgaard m.fl. 2012). Omkostningerne til drift og høst af off-shore anlæg vil forventeligt også være højere sammenlignet med mere kystnære anlæg, men der er ikke data tilgængelige p.t. for at kvantificere disse forskelle i omkostninger. På den anden side vil en større vanddybde i de åbne vandområder tillade, at opdrætsanlægget stikker dybere i vandsøjlen, dvs. større arealproduktion, såfremt teknologien tillader det. Prædation fra især edderfugle kan være et problem for muslingeopdræt og

forårsage store tab, med mindre der etableres foranstaltninger til bekæmpelse /forhindring af edderfuglene. Foranstaltninger i form af f.eks. beskyttelse af opdrætsanlægget med net vil øge omkostningerne, men disse omkostninger er ikke kvantificeret.

Manglende viden

Biodiversitet

Effekter af muslingeopdræt på biodiversitet er ikke undersøgt. Opdræt af blåmuslinger kan påvirke biodiversiteten lokalt via deres filtration ved at påvirke planktonsammensætning og fødetilgængeligheden for andre organismer. Opdrætsanlæggene kan desuden fungere som kunstige rev og dermed opholdssted for andre arter (f.eks. epifauna, epiflora, fisk). På længere sigt kan biodeposition af fækalier og tab af døde muslinger /skaller akkumuleres under opdrætsanlægget og ændre habitatet og samfundet under anlægget. Muslinger som fødekilde kan påvirke og tiltrække potentielle prædatorer.

Systemets bæreevne

Det er ikke undersøgt, hvor mange opdrætsanlæg et område kan bære, før der indtræder fødebegrænsning, som går ud over virkemidlets effektivitet. Desuden kan en sådan fødebegrænsning påvirke den naturlige bestand af filtratorer negativt i form af mindre vækst, hvilket også kan påvirke øvrige dele af fødenettet. På længere sigt, når vandområdet økologiske tilstand er forbedret pga. færre næringsstoffer og mindre fytoplanktonbiomasse, vil systemets bæreevne være mindre, og virkemidlet bliver mindre effektivt. Dette kan undersøges direkte via anlæggenes produktivitet eller ved hjælp af 3D økologiske modeller.

Klimaeffekter

Virkemidlets klimaeffekter er endnu ikke undersøgt i Danmark. Biodeposition under opdrætsanlæggene kan lokalt forøge denitrifikationen og dermed frigivelse af lattergas fra sedimentet, hvorimod en del af kulstoffet formodentligt bliver begravet i sedimentet. På bassinskala vil der dog formodentligt være en reduceret frigivelse af lattergas og kulstofbegravelse pga. den lavere netto sedimentation. Kulstof bliver bundet i muslingeskallen, men hvorvidt der er tale om en egentlig kulstoffjernelse vil afhænge af skæbnen af skallerne (f.eks. tab til havbunden, deponering, forbrænding). I et nyligt review om muslingers rolle i CO₂-cyklussen blev det konkluderet, at muslingeskaller ved høst af opdrættede muslinger kan betragtes som et netto "CO₂-sink" (Filguera m.fl. 2018). Bidraget er begrænset på skala af et enkelt opdrætsanlæg, men det blev vurderet, at CO₂-ekstraktionen ved den årlige produktion af muslingearter på verdensplan svarer til 6,3 x 10⁵ ton CO₂ (Filguera m.fl. 2018). Anvendelse af skallerne vil dog afgøre graden af deponering. Deponeres skallerne i f.eks. bygningsmateriale, vil det være en permanent CO₂-begravelse. Der vil være et forbrug af brændstof i forbindelse med vedligeholdelse og høst af anlæggene samt ved forarbejdning af muslingerne til f.eks. foder. De høstede muslinger vil på den anden side være en proteinkilde med et meget lavt CO₂-aftryk i forhold til f.eks. landbaserede proteinkilder.

Prædation fra edderfugle

Der mangler en kortlægning af risiko for prædation fra edderfugle samt at udvikle metoder til at beskytte anlæggene mod edderfugle prædation. Der er endnu ikke beregnet omkostninger ved en sådan beskyttelse af anlægget.

Teknologisk optimering

Det vurderes ikke realistisk i lavvandede fjordområder at øge N-fjernelsen betydeligt gennem teknologisk udvikling for langline-systemer. Rør+net systemer er noget nyere i danske farvande, om end der i projektperioden er etableret kommercielle anlæg i Limfjorden, der allerede nu producerer i stor skala. Vi vurderer, at der kan ske yderligere teknologisk udvikling for disse systemer, så de f.eks. kan undersænkes og dermed have en længere produktionsperiode eller bliver konfigureret optimalt i forhold til de lokale strømforhold. Disse ændringer vil næppe ændre N-fjernelsen betydeligt, men sikre at de angivne potentialer på op til 3.500 t pr anlæg kan opnås generelt. Derudover vil der kunne ske udvikling af vedligehold og høst, som imidlertid primært vil have betydning for omkostningerne. Med hensyn til forarbejdning af de producerede muslinger vil der være behov for yderligere teknologisk udvikling for at mindske prisen på de forarbejdede produkter. Dette vurderes at være muligt inden for en kort årrække.

Opsummering

Opdræt af muslinger som virkemiddel er dokumenteret praktisk muligt med en høj sikkerhed og høj areal-specifik næringsstoffjernelse (Tabel 3.1.1). Der kan anvendes langliner, som kan undersænkes ved isdække og har en lidt længere produktionssæson. Produktionspotentialet er dog lavere end for andre systemer. Net+rør har den største muslingeproduktionskapacitet, og der er potentiale for yderligere optimering. Til gengæld kan de p.t. ikke undersænkes og kan forårsage visuel forurening. Rumlig modellering har udpeget en række egnede områder til opdræt både i og uden for Limfjorden (Figur 3.1.2). Muslingeopdræt har flere positive sideeffekter på økosystemet (f.eks. klarere vand). Der kan dog forekomme en lokal negativ effekt på bunden under anlægget, som vurderes at være begrænset ved en rigtig placering. Den største risiko er tab af muslinger pga. prædation fra edderfugle. Samtidig er metoden til en kosteffektiv anvendelse af de høstede muslinger som dyrefoder ikke færdigudviklet. Ved muslingeopdræt som virkemiddel er der derfor stadig tale om en netto-omkostning, og det er således nødvendigt, at der betales for økosystemtjenesterne (N-fjernelse, forbedret sigtdybde, evt. klimaefekt). Implementering vil altid kræve en områdespecifik vurdering.

Tabel 3.1.2. Sideeffekter.

Virkemiddel	Natur og miljø	Klima	Øvrige
Opdræt af muslinger	+/-	?	-

Referencer

Carlsson MS, Holmer M, Petersen JK (2009). Seasonal and spatial variation of benthic impacts of mussel long-line farming in a eutrophicated Danish fjord, Limfjorden. *J. Shellfish Res.* 28 (4): 791-801.

Carlsson MS, Engström P, Lindahl O, Ljungqvist L, Petersen JK, Svanberg L, Holmer M (2012) Effects of mussel farms on the benthic nitrogen cycle in the Swedish west coast. *Aquacult. Envir. Interact.* 2: 177-191.

Christensen PB, Glud RN, Dalsgaard T, Gillespie P (2003) Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments. *Aquaculture* 218:567-588

Filguera R, Strohmeier T, Strand Ø (2018) Regulating services of bivalve molluscs in the context of the carbon cycle and implications for ecosystem valuation. In Small, AC, Ferreira JG, Grant J, Petersen JK & Strand Ø (eds): Goods and services of marine bivalves. Springer ISBN 978-3-319-96776-9, pp 179-208.

Filippelli R, Termansen M, Hasler B, Timmermann K, Petersen JK (2019) Cost-effectiveness of mussel farming as a eutrophication mitigation measure: Agricultural, environmental and market drivers. Unpublished manuscript.

Finansministeriet (2017) Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger.

Finansministeriet (2019) Dokumentationsnotat om opgørelse af nettoafgiftsfaktoren. Notat, 26. april 2019.

Gilbert F, Souchu P, Bianchi M, Bonin P (1997) Influence of shellfish farming activities on nitrification, nitrate reduction to ammonium and denitrification at the water-sediment interface of the Thau lagoon, France. *Mar Ecol Prog Ser* 151:143-153

Holbach A, Maar M, Timmerman K, Taylor D (2020) Blue mussel mitigation farms in the Western Baltic Sea - spatial modelling of nutrient reduction potentials. Submitted paper.

Holmer M, Thorsen SW, Carlsson MS, Petersen JK (2015) Pelagic and benthic nutrient regeneration processes in mussel cultures (*Mytilus edulis*) in a eutrophic coastal area (Skive Fjord, Denmark). *Estuaries & Coasts* 38 (5): 1629-1641.

Hylén A, Bergström P, Kononets M, Lindegarth M, Stedt A, Taylor D, Petersen JK (2020) In situ characterization of sediment-water nutrient exchange in a mussel farm. *Biogeosciences*. *In preparation*.

Maar M, Saurel C, Landes A, Dolmer P, Petersen JK (2015) Growth potential of blue mussels (*M. edulis*) exposed to different salinities evaluated by a Dynamic Energy Budget model. *J Mar Syst* 148:48-55

Maar M, Larsen J, Dahl K, Riemann B (2018) Modelling the environmental impacts of future offshore fish farms in the inner Danish waters. *Aquaculture Environment Interactions* 10:115-133

Maar M, Taylor D, Darecki M (2020a) D4.1 Maps of particle depletion around different mussel farms (in-situ, satellite, modelling) (M30)-with background and explanatory information. BONUS OPTIMUS report.

Maar M, Larsen J, von Thenen M, Dahl K (2020b). Site-selection of mussel mitigation cultures in relation to efficient nutrient compensation of fish farming. *Aquaculture Environment Interactions*, in revision.

Nielsen P, Cranford PJ, Maar M, Petersen JK (2016) Magnitude, spatial scale and optimization of ecosystem services from a nutrient extraction mussel farm in the eutrophic Skive Fjord, Denmark. *Aquacult. Envir. Interact.* 8: 311-329.

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

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

Petersen JK, Timmermann K, Holmer M, Hasler B, Göke C, Zandersen M (2013) Miljømuslinger – muslinger som supplerende virkemiddel. Notat fra DCE Nationalt Center for Havmiljø og Energi, Aarhus Universitet, 38 pp.

Petersen JK, Hasler B, Timmermann K, Nielsen P, Tørring DB, Larsen MM, Holmer M (2014) Mussels as a tool for mitigation in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 82: 137-143.

Petersen JK, Nielsen CF, Nørgaard JV, Steenfelt S, Fitridge I (2015) Anvendelse af blåmuslinger til husdyrfoder. Nykøbing Mors: Dansk Skaldyrcenter, Institut for Akvatiske Ressourcer. (DTU Aqua-rapport; Nr. 296-2015).

Petersen JK, Saurel C, Nielsen P, Timmermann K (2016) The use of shellfish for eutrophication control. *Aquacult. Int.* 24 (3): 857-878.

Petersen JK (2016.) Egenkontrol af muslinger i kompensationsopdræt i forbindelse med havbrug. Notat fra DTU Aqua til Miljøstyrelsen 13. december 2016, 12 s.

Petersen JK, Holmer M, Termansen M, Hasler B (2018) Nutrient extraction through bivalves. In Small AC, Ferreira JG, Grant J, Petersen JK, Strand Ø (eds): *Goods and services of marine bivalves*. Springer ISBN 978-3-319-96776-9, pp 179-208.

Petersen JK, Loo LO, Taylor D (2019) Evaluating chlorophyll depletion in mitigation mussel cultivation at multiple scales. *Aquaculture Environment Interactions* 11:263-278

Petersen LK, Stybel N (2019) Local acceptance of mussel cultivation in the Baltic Sea. Conference paper Aquaculture Europe 7-10 Oct 2019, Berlin, Germany

Plesner LJ, Andersen P, Carl J, Tørring D, Holdt SL, Marinho GS, Lagoni K, Boderskov T, Schmedes P, Birkeland MJ (2015) KOMBI-Opdræt, Kombinationsopdræt af havbrugsfisk, tang og muslinger til foder og konsum (Technical Report No. 2015–12). Dansk Akvakultur.

Riisgård HU, Bøttiger L, Pleissner D (2012) Effect of salinity on growth of mussels, *Mytilus edulis*, with special reference to the Great Belt (Denmark). *Open Journal of Marine Science* 2:167-176

Riisgaard HU, Lundgreen K, Pleissner D (2015) Environmental Factors and Seasonal Variation in Density of Mussel Larvae (*Mytilus edulis*) in Danish Waters. *Open Journal of Marine Science* 5:280-289

Stadmark J, Conley DJ (2011) Mussel farming as a nutrient reduction measure in the Baltic Sea: Consideration of nutrient biogeochemical cycles. *Mar Pollut Bull* 62:1385-1388

Stevens CL, Petersen JK (2011) Turbulent, stratified flow through a suspended shellfish canopy: implications for mussel farm design. *Aquaculture Environment Interactions* 2:87-104

Taylor D, Saurel C, Nielsen P, Petersen JK (2019) Production characteristics and optimization of mussel mitigation culture. *Front. Mar. Sci.* 6 (689) <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00698>

Timmermann K, Maar M, Bolding K, Larsen J, Windolf J, Nielsen P, Petersen JK (2019) Mussel production as a nutrient mitigation tool for improving marine water quality. *Aquacult. Environ. Interact.* 11: 191-204 <https://doi.org/10.3354/aei00306>

Timmermann K, Petersen JK, Hasler B (2015) Opdræt af muslinger. (Ed) Timmermann, K. m.fl.: Marine virkemidler. Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE-nationalt Center for Miljø og Energi. pp. 13-20.

Valdemarsen T, Hansen PK, Ervik A, Bannister RJ (2015) Impact of deep-water fish farms on benthic macrofauna communities under different hydrodynamic conditions. *Mar Pollut Bull* 101:776-783

3.2 Dyrkning af sukkertang

Annette Bruhn^{1,2}, Teis Boderskov^{1,2}, Mette Møller Nielsen³, Michael Bo Rasmussen^{1,2} og Marianne Thomsen^{2,4}

¹ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

² Center for Cirkulær Bioøkonomi, Aarhus Universitet

³ DTU Aqua, Dansk Skaldyrcenter

⁴ Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

Faglig kommentering: Susse Wegeberg¹ og Berit Hasler^{2,4} (økonomi)

Projekternes finansiering og gennemførelse

Dette kapitel opsummerer resultater fra flere danske og internationale forskningsprojekter, hvoraf flere endnu ikke er afsluttet: MAB3, The MacroAlgae Biorefinery (Det Strategiske Forskningsråd. 2012-2016); KOMBI-opdræt. Kombinationsopdræt af havbrugsfisk, tang og muslinger til foder og konsum (GUDP 2013-2016); Macrofuels (EU, Horizon 2020. 2016-2019); MAB4, Makroalge bioraffinering til højværdiprodukter (Innovationsfonden. 2016-2020); Tang.nu (Villum Fonden og Velux Fonden. 2017-2020.) og Økotang (Innovationsfonden. 2017-2021).

Denne opsummering samt forsknings- og udviklingsarbejdet omkring dyrkning af sukkertang i Danmark i de ovennævnte projekter, bortset fra KOMBI, er udført af Aarhus Universitet, Institut for Bioscience og Institut for Miljøvidenskab, i samarbejde med DTU Aqua, Dansk Skaldyrcenter. Flere af projekterne inkluderer projektpartnere fra andre forskningsinstitutioner og erhvervsvirksomheder. Erhvervspartnerne fordeler sig i hele værdikæden fra dyrkning af sukkertang, over forarbejdning til anvendelse i en række forskellige produkter. Erhvervspartnerne har bidraget med data (priser for materialer og estimater for tidsforbrug) til beregning af virkemidlets økonomiske effektivitet, men har ikke været involveret i selve videnssyntesen eller udarbejdelsen af dette kapitel.

Funktion og anvendelse

Definition og funktion af dyrkning af sukkertang som virkemiddel

Tang (makroalger) optager og indbygger næringsstoffer fra det omgivende vand under væksten. Ved dyrkning og efterfølgende høst af tang fjernes der ved kvælstof (N) og fosfor (P) fra det marine miljø. Næringsstoffoptaget sker direkte fra det vandige miljø i form af opløste næringsstoffer og uafhængigt af, hvilken kilde næringsstofferne kommer fra. Tangdyrkning kan derfor betragtes som en generel metode til binding og fjernelse af næringsstoffer fra et havområde omkring et tangdyrkningsanlæg, ikke som et filter, der er målrettet specifikke punktkilder (Neveux m.fl. 2018). Reduktionsomkostningerne per kg N og P for tangdyrkning som virkemiddel til N- og P-fjernelse kan nedbringes, dels ved at N- og P-fjernelsen maksimeres – dvs. ved størst mulig mængde N og /eller P bundet i tangbiomasse per areal – og /eller ved minimeret omkostningsniveau, herunder arbejdsindsats. Tangdyrkning har flere positive sideeffekter på miljø og klima (afsnit 3.2.5). Den høstede tang repræsenterer en værdi som råvareressource til fødevarer, foder, højværdiprodukter og energi og muliggør genanvendelse af N og P i en cirkulær ressourcemstrøm (Zhang og Thomsen 2019).

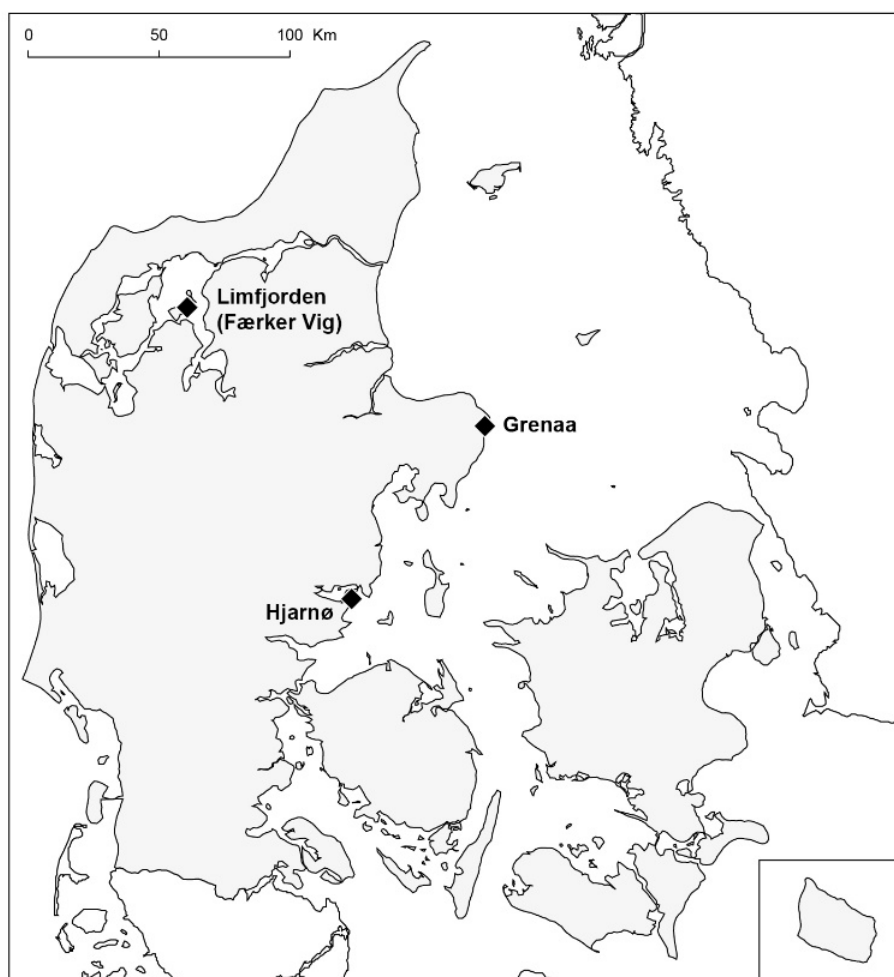
Sukkertang (*Saccharina latissima*) er den eneste tangart, der dyrkes i større mængder i havet i Danmark. Sukkertang dyrkes kommercielt til konsum og

foder og er også forsøgsvis dyrket som kompensationsafgrøde for N-udledning ved Hjarnø Havbrug A/S i Horsens Fjord (Marinho m.fl. 2015a).

Metoder til tangdyrkning

Den traditionelle metode til dyrkning af sukkertang er dyrkning på liner (Forbord m.fl. 2018): Sporer eller gametofytter af sukkertang sås / podes på liner, hvorefter linerne opbevares i havvand med lys og næring i kølerum på land i en periode på ca. 6 uger, mens tangspirene udvikles. Når tangspirene er ca. 0,5 cm, sættes linerne ud i havet, hvor tangplanterne vokser indtil høst. Typisk sættes spirelinerne ud fra september til januar med høst efterfølgende forår/sommer (maj - juli). I Danmark er dyrkning af sukkertang på liner velafprøvet i større skala i tre forskellige farvandstyper med forskellig eksponeringsgrad: Limfjorden (4 ha anlæg med op til 4 ha sukkertang), Horsens Fjord (yderfjord) (100 ha anlæg med op til 50 ha sukkertang) og i mere åbent farvand i Kattegat ud for Grenå (kystvande) (20 ha anlæg med op til 10 ha sukkertang) (Seghetta m.fl. 2016; Forbord m.fl. 2012; Marinho m.fl. 2015a; Bruhn m.fl. 2016; Wegeberg 2010; Boderskov m.fl. 2020; Nielsen 2015; Boderskov m.fl. 2020; Nielsen m.fl. 2020; Thomsen m.fl. 2020) (figur 3.2.1).

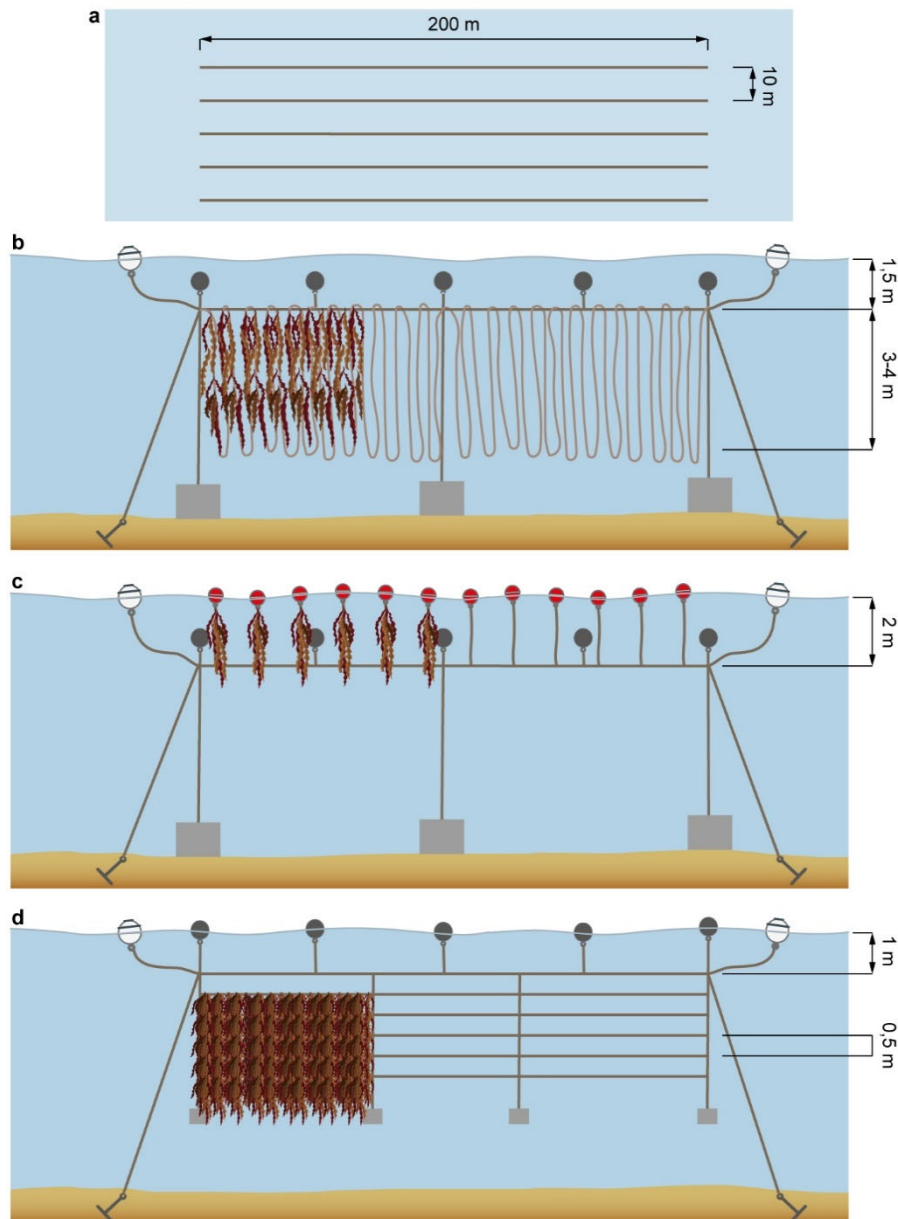
Figur 3.2.1. Dyrkning af sukkertang i større skala har hidtil fundet sted tre steder i danske farvande: I Limfjorden, ved Hjarnø i Horsens Fjord og i Kattegat ud for Grenå. Data fra disse tre områder indgår i denne rapport.



Derudover er enkelte testliner blevet udsat i andre danske havområder for at sammenligne vækst, udbytte og indholdsstoffer i tangen som led i projektet Tang.nu. Dyrkning på andre substrater end liner, f.eks. specialudviklede tekstiler, er testet i Danmark og andre europæiske lande gennem de seneste 4 år (Kerrison m.fl. 2018; Boderskov m.fl. 2020), mens forsøgsdyrkning på stor-skala net af samme type som "Smart-farm" systemer til muslingeproduktion

p.t. afprøves i en erhvervsphd (<http://www.havbrug.dk/blog/storskalaproduktion-af-dansk-oekologisk-sukkertang/>). Typisk består dyrkningssystemerne i kystnære områder af hovedliner, der med ca. 10 m's mellemrum er udspændt nær havoverfladen ved hjælp af bøjler og skrueankre i havbunden (figur 3.2.2).

Figur 3.2.2. Dyrkningssystemer til sukkertang testet i Danmark, hvor spireliner med sukkertang udsættes på a) hovedliner set ovenfra á ca. 200 m's længde og med ca. 10 m's mellemrum, og med spirelinen som: b) kontinuerlige guirlander (loops), c) vertikale "poppers", eller d) horisontale etager.



På Færøerne er dog udviklet et koncept til brug i mere eksponerede havområder, hvor hovedlinerne ikke er udspændte, men slækkede (Bak m.fl. 2018). Spirelinerne fastgøres til hovedlinen og kan f.eks. hænge ved hjælp af vægtlodder og/eller bøjler i kontinuerlige guirlander (loops), som enkelte liner (single droppers/poppers), eller i vandrette etager fra overfladen og ned, så de er placeret i den zone, hvor lyset er tilstrækkeligt til vækst (Figur 3.2.2). Igennem de seneste år er det dokumenteret, at en tæthed af spireliner svarende til ca. 5000 m spireline pr. ha er realistisk (Marinho m.fl. 2015a; Nielsen 2015; Thomsen m.fl. 2020). Flere steder opererer man med den samme type koncessioner som linemuslingeanlæg, hvor et anlæg dækker 250 x 750 m med 90 hovedliner á 200 meter. For at optimere økonomien i produktionen af sukkertang og undgå den relativt dyre fase, hvor spirerne udvikles på linerne i

landbaserede anlæg, er nye metoder udviklet og testet til direkte såning af tangspirer på liner og tekstiler. Der er dog begrænset succes med den direkte såningsmetode, bl.a. fordi tangspirernes lille størrelse ved udsætning gør dem sårbare over for overbegroning af andre organismer samt sedimentation af organisk materiale i vandet, og som konsekvens ses en stor variation i udbyttet (Kerrison m.fl. 2018; Boderskov m.fl. 2020). Høst foregår overvejende manuelt, men maskiner til mekaniseret høst er i udvikling. Den sæsonmæssige rutine i tangdyrkning i Danmark indebærer, at spireliner bliver sat ud fra tidligt i efteråret (primo september) til først på vinteren, og tangen høstes fra starten af maj, afhængig af om man ønsker en étårig eller flerårig afgrøde. I Limfjorden er det væsentligt, at tangen sættes ud tidligt (september) og høstes tidligt (april-maj), såfremt biomassen ønskes anvendt til højværdi-produktion. Både udsætning og høst kan foregå senere i Horsens Fjord og ved Grenå uden reduktion i udbyttet, såfremt linerne er spiret tidligt i klækkeriet. Hvis biomassen bliver i vandet senere end maj i Limfjorden og juni/juli i Horsens fjord og ved Grenå, kan tangen blive begroet med muslinger, søpunge, hydroider og epifytter (Bruhn m.fl. 2016; Marinho m.fl. 2015a; Wegeberg 2010; Nielsen 2015). Denne begroning (biofouling) indeholder, som tangen selv, både N og P og bidrager hermed ved høst til fjernelse af næringsstoffer fra det marine miljø (Marinho m.fl. 2015a). Dog forringer begroningen tangbiomassens kvalitet som fødevarer eller råvarer til foderproduktion. Herved falder forretningspotentialet af den høstede biomasse signifikant, og biomassen kan ende med at komme til at udgøre et affaldsproblem frem for en værdifuld ressource. Den begroede tangbiomasse kan dog 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 (Marinho m.fl. 2015a; Handå m.fl. 2013).

N- og P-effekt

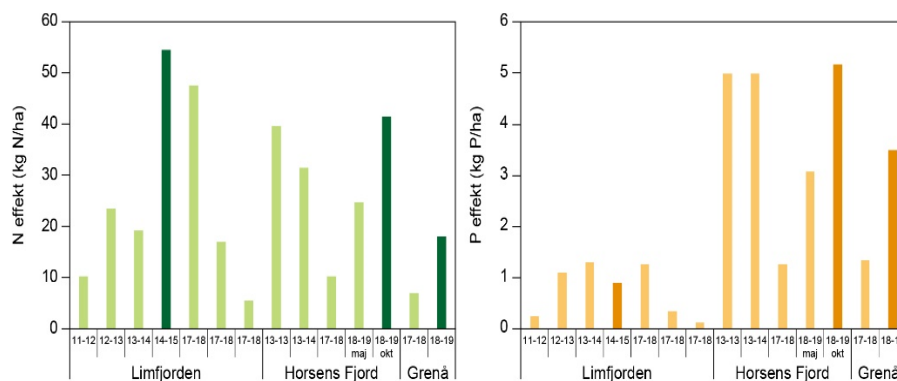
N-effekt

Den realiserede N-fjernelse (N-effekten), defineret som kg N / ha, vil afhænge af høstudbyttet (ton vådvægt (VV) / ha) samt tørstofindholdet (% TS af VV) og N-indholdet (% N af TS) af den høstede tang. Idet både N- og TS-indholdet af tangen varierer betydeligt over året og mellem lokaliteter, vil N-effekten afhænge af høsttidspunkt og dyrkningsområde (Bruhn m.fl. 2016; Zhang and Thomsen 2019). N-effekten vil også afhænge af dyrkningsform, f.eks. tætheden af spireliner i et område (Campbell m.fl. 2019). I det følgende er antaget en tæthed af spireliner på 5000 m spireline pr. ha.

Baseret på dyrkningsresultater fra Limfjorden, Horsens Fjord og Grenå i årene 2011-2019 ses, at N-effekten varierer mellem de tre områder (figur 3.2.3) (Thomsen m.fl. 2020).

Den gennemsnitlige N-effekt for alle områder var $24,8 \pm 15,7$ kg N / ha. N-effektens gennemsnit over alle dyrkningsår var højest i Horsens Fjord ($29,3 \pm 12,7$ kg N / ha) og lavest ved Grenå ($12,3 \pm 7,7$ kg N / ha), mens N-effekten i Limfjorden var middel og udviste den største variation ($25,2 \pm 18,6$ kg N / ha).

Figur 3.2.3. N-effekt, N-fjernelsespotentiale, udtrykt som kg N pr. hektar (t.v. i grøn) og P-effekt, P-fjernelsespotentiale, udtrykt som kg P pr. hektar (t.h. i orange) i tre områder i danske farvande: Limfjorden, Horsens Fjord og Kattegat ud for Grenå. De mørke søjler indikerer Best Case scenarier for de tre dyrkningsområder, hvor høstudbyttet er optimeret primært ved timing i udsætning af spireliner og i høst af tangen. Tallene indikerer år, hvor tangen er udsat og høstet (udsat-høstet). Udregningerne er baseret på værdier fra tabel 3.2.1.



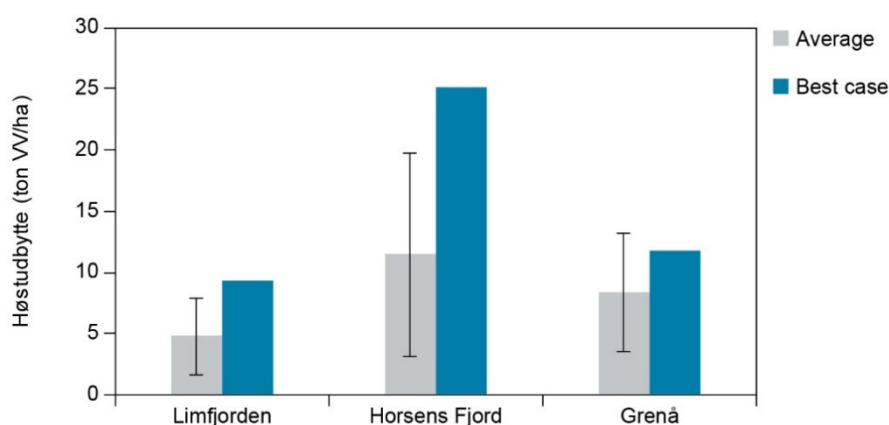
Tabel 3.2.1. Oversigt over høstudbytte og indholdsstoffer (tørstof (TS), N og P) af sukkertang fra Limfjorden, Horsens Fjord og Grenå. Data markeret med grå skygge indikerer, at værdier for indhold af N og/eller P fra det specifikke høsttidspunkt endnu ikke er analyseret. Derfor er anvendt N- og P-koncentrationer fra de forgående år, men samme område og så vidt muligt samme årstid i beregningerne. Da de anvendte værdier er de lavest målte for de tre områder, forventes det ikke at føre til et overestimat af N- og P-effekten. Udbytte (kg/m line) er målte værdier, mens udbytte v.5000 m line/ha er beregnede værdier.

Område	Vand- område	Udsætning (dato)	Høst (dato)	Udbytte (kg/m line)	Udbytte v. 5000 m line/ha (ton VV/ha)	TS (% af VV)	N (% af TS)	P (% af TS)	N-effekt (kg N/ha)	P-effekt (kg P/ha)	Reference
Limfjorden	156	December 2011	April 2012	0,5	2,6	11	3,40	0,10	10,0	0,3	Bruhn m.fl., 2016
		September 2012	Maj 2013	1,2	6,2	11,4	3,31	0,16	23,3	1,1	Nielsen m.fl. 2020
		Oktober 2013	Maj 2014	0,6	2,8	13,6	5,11	0,34	19,1	1,3	Nielsen m.fl. 2020
		September 2014	April 2015	1,9	9,3	9,3	5,94	0,10	54,4	0,9	Nielsen m.fl. 2020
		September 2017	Maj 2018	1,6	8,0	11,7	5,07	0,13	47,3	1,3	Boderskov m.fl., 2020
		Oktober 2017	Maj 2018	0,7	3,5	10,5	4,58	0,10	16,9	0,4	Boderskov m.fl., 2020
		November 2017	Maj 2018	0,2	1,1	11,2	4,56	0,11	5,4	0,1	Boderskov m.fl., 2020
Horsens Fjord	127	Januar 2013	September 2013	1,5	7,5	ND	2,40	0,40	39,4	5,0	Marinho m.fl. 2015
		Januar 2013	Maj 2014	3,0	15,0	ND	1,20	0,25	31,2	5,0	Marinho m.fl. 2015
		September 2017	Juni 2018	1,0	5,0	19,8	1,02	0,13	10,1	1,3	Boderskov m.fl., 2020
		November 2018	Juni 2019	2,7	13,3	18,2	1,02	0,13	24,5	3,1	Thomsen m.fl. 2020
		November 2018	Oktober 2019	5,0	25,2	16,1	1,02	0,13	41,2	5,2	Thomsen m.fl. 2020
Grenaa	220	November 2017	Juni 2018	1,0	5,0	25,0	0,55	0,11	6,8	1,4	Boderskov m.fl., 2020
		November 2018	Juni 2019	2,4	11,8	27,5	0,55	0,11	17,7	3,5	Thomsen m.fl. 2020
Gennemsnit				1,7	8,3	15,4	2,84	0,16	24,8	2,1	
SD				1,3	6,4	6,0	1,95	0,10	15,7	1,9	

I Limfjorden skyldes variationen i N-effekt primært forskelle i biomasseudbytte som konsekvens af udsætningstidspunkt (Boderskov m.fl. 2020). I sæsonen 2017-2018 blev der udsat liner fra samme såning i september, oktober og november i Limfjorden, hvor N-effekten var ca. 9 gange højere fra september-udsætningen end november-udsætningen forårsaget af et højere biomasseudbytte (Figur 3.2.4, tabel 3.2.1), hvilket skyldes længere tid til tilvækst i det tidlige efterår, hvor der er mere lys til rådighed end senere på året. Den højeste N-effekt (54,4 kg N / ha) blev opnået i Limfjorden ved udsætning af spireliner i september 2014 og høst i april 2015, hvorimod den laveste N-effekt (5,4 kg N / ha) blev opnået i Limfjorden ved udsætning af spireliner i november 2017 og høst i maj 2018. Her blev linerne udsat for sent i forhold til lysforholdene, og der var meget lavt høstudbytte (Boderskov m.fl. 2020). Biofouling af muslinger, søpunge, bryozoa og andre organismer bliver typisk et problem i Limfjorden allerede fra maj og nødvendiggør en tidlig høst, før tangplanterne har

indfriet deres fulde vækstpotentiale. Samtidig bevirker eutrofieringsgraden i Limfjorden, at lysforholdene forringes henover forår og sommer og reducerer lysnedtrængningen (Bruhn m.fl. 2016). Ved høst i Limfjorden ser man dog et højt N-indhold i sukkertangen, i gennemsnit $4,57 \pm 0,95$ % N af TS (Tabel 3.2.1). I Horsens Fjord ses mindre variation i høstudbyttet (Figur 3.2.4). Her er tidsvinduet for udsætning og høst også væsentligt større og mere fleksibelt end i Limfjorden (Boderskov m.fl. 2020). Eksempelvis kan spirelinerne udsættes helt hen i november og høstes i juni uden reduktion i høstudbyttet, hvis de er opstartet tidligt i klækkeriet. I Horsens Fjord bliver biofouling generelt først et problem fra juni/juli. Dog kan mosdyr optræde allerede i april, men nye forsøg har vist, at hvis tangen undersænkes, så tanglinerne henover sommeren sænkes fra overfladelaget og ned i dybere vand, kan tangplanterne vokse videre henover sommeren og give et endnu højere høstudbytte ved høst i oktober (Tabel 3.2.1, figur 3.2.4). Så kan tangen dog være begroet med mosdyr ved høst i oktober, hvilket kan begrænse biomassens anvendelse som fødevarer. N-indholdet i tangen høstet i Horsens Fjord ligger i gennemsnit på $1,33 \pm 0,6$ % N af TS. Det lave N-indhold indikerer, at lave N-koncentrationer i området potentielt begrænser sukkertangens vækst i sommerperioden (Pedersen og Borum 1996; Nielsen m.fl. 2014). I de mere åbne farvande i Kattegat ud for Grenå ses et høstudbytte af sukkertang, der er højere end i Limfjorden (Figur 3.2.4, tabel 3.2.1), men alligevel er her observeret en lavere N-effekt end i både Horsens Fjord og Limfjorden (op til $17,7$ kg N/ha). Årsagen er meget lave koncentrationer af N i biomassen på kun $0,55$ % N af TS, hvilket indikerer N-begrænset vækst af sukkertangen (Pedersen og Borum 1996). De meget lave N-koncentrationer i sukkertang i sommerperioden i de åbne danske farvandsområder er tidligere beskrevet for naturlige populationer af sukkertang (Nielsen m.fl. 2016a). Også ved Grenå er tidsvinduet for udsætning og høst større end i Limfjorden, men forsøg med at undersænke tangen henover sommeren resulterede i kraftig biofouling med blåmuslinger, og tangen skal derfor senest høstes i juli. Her er der dog observeret en meget ren biomasse, som ikke ses i f.eks. Horsens Fjord i juli. Værd at nævne er også, at tørstofprocenten har været markant højest i Grenå i løbet af forsøgsårene ($25-27,5$ % TS), hvilket giver et markant højere tørstofudbytte end både i Limfjorden og Horsens Fjord (tabel 3.2.1).

Figur 3.2.4. Høstudbytte fra tre dyrkningsområder i danske farvande: Limfjorden, Horsens Fjord og Kattegat ud for Grenå. De hvide søjler viser gennemsnit fra forskellige dyrkningssæsoner (gennemsnit $\pm$ SD), mens de grå søjler viser Best Case scenarier, hvor høstudbyttet er optimeret ved timing af udsætning af spireliner og høsttidspunkt. Tallene er baseret på faktisk høstudbytte pr. m line og antagelsen, at der kan høstes tilsvarende på 5000 m line pr ha.



P-effekt

Beregningen af P-effekten er foretaget ligesom beregning af N-effekt og har samme forudsætninger, blot er den baseret på fosforindholdet i biomassen i stedet for kvælstofindholdet.

Den gennemsnitlige P-effekt for alle områder var $2,1 \pm 1,9$ kg P/ha (figur 3.2.3). P-effekten som gennemsnit over alle vækstsæsoner var lavest i Limfjorden ($0,75 \pm 0,50$ kg P/ha) og højest i Horsens Fjord ($3,91 \pm 1,71$ kg P/ha), mens P-effekten ved Grenå var gennemsnitlig ($2,43 \pm 1,52$ kg P/ha).

Sukkertangs indhold af P stiger med faldende salinitet i de åbne danske farvandsområder (Nielsen m.fl. 2016a). På trods af relativt høj salinitet er der i Limfjorden observeret så lave P-koncentrationer i den sene forårsperiode, at det potentielt begrænser væksten af sukkertang (Bruhn m.fl. 2016).

Effekt i tid og rum

Tangens binding og optag af næringsstoffer slår igennem i tangens vækstperiode fra udsætning til høst (efterår til tidlig sommer). Efter høst vil næringsstofferne være permanent fjernet fra havmiljøet. I perioden mellem høst og ny udsætning vil kapaciteten for binding af næringsstoffer således ikke være til stede, med mindre det er muligt som i Horsens Fjord at vente med at høste tangen til efteråret uden reduktion i udbyttet.

Der ser ud til at være et trade-off mellem et højt N-indhold i tangen og lavere høstudbytte i eutrofierede områder pga. biofouling og begrænset sigtdybde (Bruhn m.fl. 2016), men foreløbige resultater indikerer, at N-effekten umiddelbart er størst ved dyrkning i relativt næringsrige områder i Limfjorden og Horsens Fjord (yderfjord). De forskellige dyrkningsbetingelser bevirker, at kvaliteten af den høstede tang er forskellig mellem næringsrige områder og åbne, mere næringsfattige, havområder, hvor proteinindholdet vil være højere i de næringsrige områder (favoriserer anvendelse til fødevarer og proteinfoder), mens indholdet af sukkerstoffer er højest i næringsfattige havområder (favoriserer anvendelse til fødevarer ingredienser, højværdiprodukter og energi) (Nielsen m.fl. 2016a; Manns m.fl. 2017).

Overlap i forhold til andre virkemidler

Sukkertang vokser bedst og giver størst biomasse udbytte ved en saltholdighed over 20 promille, god vandbevægelse og relativt klart vand. Væksten hæmmes ved temperaturer over 20 grader (Bartsch m.fl. 2008; Nepper-Davidsen m.fl. 2019; Kerrison m.fl. 2015). Derfor sætter sukkertangs vækstkrav begrænsninger for, hvor i danske farvande dyrkning af tang kan iværksættes. Dyrkning i Horsens Fjord (yderfjord) og Limfjorden ser umiddelbart ud til at give den største N- og P-effekt i forhold til dyrkning i åbne farvande, 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 eksposering for vind, bølger og strøm stiller store krav til dyrkningssystemet. I Limfjorden og i Horsens Fjord (yderfjord) kan områder egnet til dyrkning af sukkertang overlappe med områder egnet til opdræt af blåmuslinger. Da sukkertang og blåmuslinger potentielt kan dyrkes på de samme strukturer og med samme teknologi til håndtering til havs, vil man potentielt kunne opnå en additiv effekt både i N- og P-effekt og økonomi ved at kombinere dyrkning af de to organismer, især hvis tangen dyrkes oktober/november til maj/juni og muslingerne mellem maj/juni og oktober. Dyrkes de to organismer samtidigt, vil tangen potentielt drage fordel af, at muslingernes filtration øger lystilgængeligheden, samt at muslingerne udskiller næringsstoffer.

Dyrkning af tang vil ikke umiddelbart kunne overlappe med udplantning af ålegræs eller udlægning af stenrev, da tangen reducerer lystilgængeligheden

for ålegræsset på havbunden og de flerårige makroalger på stenrevne (Campbell m.fl. 2019).

Sikkerhed på data

Sikkerheden på data for N- og P-effekt er god. Høstudbytte og biomassekvalitet af sukkertang er nu dokumenteret over flere dyrkningssæsoner i tre forskellige typer af havområder i Danmark (Figur 3.2.1, tabel 3.2.1). Samtidig er dyrkningsteknologien optimeret og understøtter antagelsen om, at 5000 m spireline/ha er realistisk. I projektet Tang.nu vil dyrkning på (mini) pilotanlæg i yderligere otte havområder bidrage til øget datagrundlag, således at præcision og nøjagtighed på data og modelberegninger for udbytte, biomassekvalitet og N- og P-effekter øges yderligere.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Høstudbytte og biomassekvalitet fra yderligere danske havområder dokumenteres i Tang.nu. (Villum Fonden og Velux Fonden. 2017-2020). Viden vil foreligge ultimo 2020.

Høstudbytte ved opskalering på net og liner i Horsens Fjord samt modellering i koblede hydrodynamiske-økologiske modeller af høstudbytte, biomassekvalitet samt N- og P-effekt er en del af projektet Økotang (Innovationsfonden. 2018-2021). Viden vil foreligge primo 2021.

Viden om effekter af dyrkning af sukkertang i stor skala på havmiljø og klima er i analyse som produkt af projekterne Macrofuels (EU H2020. 2016-2019), MAB4 (Innovationsfonden 2017-2021) samt EcoMacro (2018). Viden vil foreligge ultimo 2020.

Viden om værdien af sukkertang som foder til husdyr vil foreligge dels ultimo 2020 i projektet Tang.nu, hvor effekten af sukkertang på tarmsundhed hos smågrise og kalve undersøges, dels i ultimo 2023 fra projektet ClimateFeed (Innovationsfonden. 2019-2023), hvor effekten på reduktion af metanudledning fra drøvtyggere undersøges.

I projektet SeaSusProtein (GUDP. 2020-2024) undersøges potentialet for at ekstrahere høj kvalitetsprotein fra sukkertang til fødevarer. Resultater vil foreligge i 2024.

Forudsætninger og potentiale

Forudsætninger

Arealeffektiviteten af N- og P-fjernelse ved tangdyrkning afhænger af høstudbyttet og biomassens N- og P-indhold og er derfor afhængig af fysiske, kemiske og biologiske faktorer som tilgængelighed af lys og næring, temperatur, saltholdighed og strømforhold. Tang optager og lagrer næring om vinteren/foråret, når næringstilgængeligheden er højest. Tilgængeligheden af næringsstoffer 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 af høst.

For at optimere N- og P-fjernelse samt miljømæssig og økonomisk bæredygtighed af tangdyrkning generelt er det nødvendigt at videreudvikle og mekanisere dyrkningsteknologien. I øjeblikket anvendes kun en meget lille grad af

det samlede areal i et anlæg til selve dyrkningen, til trods for at det er dokumenteret, at sukkertang kan give et højt udbytte ved høje dyrkningstætheder (Peteiro og Freire 2009). Der er derfor stort potentiale i at udvikle teknologien mod højere dyrkningstætheder, såfremt det er målet at anvende sukkertang som virkemiddel. I den nuværende teknologi benyttes en høj grad af manuel håndtering, der fordyrer processen og begrænser opskaleringen. Der skønnes derfor at være et stort potentiale for omkostningseffektivisering inden for dyrkning af sukkertang. Det er også muligt at optimere på høstudbytte og biomassekvalitet gennem valg af lokale økotypen af sukkertang og evt. selektiv avl. Den genetiske diversitet af sukkertang i Danmark er kortlagt (Nielsen m.fl. 2016b; Neiva m.fl. 2018), og forsøg har dokumenteret forskelle i vækst og biomassekvalitet mellem danske økotypen (Bruhn m.fl. 2020).

En mere detaljeret vurdering af mulighederne for geografisk målretning af tangdyrkning som virkemiddel og bærekapaciteten i forskellige danske vandområder vil kræve modellering af tangens vækst og næringsoptag i koblede hydrodynamiske-økologiske modeller, der kan tage højde for effekter potentielt negative effekter af høje vandtemperaturer kombineret med stærkt lys i sommerperioden samt effekten af varierende saltholdighed på virkemidlets effekt og omkostningseffektivitet. Den indledende modellering er en del af projektet Økotang, der afsluttes i 2021. I processen omkring udvælgelse af egnede områder bør tages hensyn til andre aktiviteter på havet (fiskeri, sejlads, rekreativ benyttelse, klappning og råstofdudvinding) samt visuel forurening.

Anvendelse af sukkertang

Sukkertang dyrket kommercielt i Danmark sælges primært til fødevarer, enten som tørret produkt eller til fermenterede produkter som tangsalat. Samtidig er der stigende interesse for sukkertang til dyrefoder, bl.a. som ingrediens i svinefoder, hvor sukkertang og raps fermenteres med mælkesyrebakterier for en potentiel positiv pro-biotisk effekt på dyrenes tarmsundhed. Forskning pågår desuden omkring sukkertangs effekt på metanproduktionen i vommen på malkekvæg.

Sukkertang er også eftertragtet til ekstraktion af højværdistoffer som antioxidanter og bioaktive polysakkarider, som kan anvendes som fødevaringredienser eller i hudplejeprodukter.

Proteinindholdet i sukkertang er relativt lavt, men har god kvalitet mht. aminosyresammensætning (Marinho m.fl. 2015b; Det Bioøkonomiske Panel 2019).

I den lavere ende af værdikæden kan sukkertang af mindre god kvalitet anvendes til produktion af energi i form af ethanol, butanol eller biogas (Hou m.fl. 2015; Alvarado-Morales m.fl. 2013; Seghetta m.fl. 2016b; Seghetta m.fl. 2017). Efter energiekstraktion vil restbiomassen indeholde næringsstoffer og mineraler og kan efterfølgende anvendes til foderprotein eller gødning (Hou m. fl 2015).

Således kan virkemidlet generere en indtægt og understøtte den cirkulære bioøkonomi, idet de opsamlede næringsstoffer genanvendes i det bioøkonomiske system på land (Det Bioøkonomiske Panel 2019).

I denne rapport er eventuelle indtægter fra dyrkning og høst af sukkertang ikke medtaget i beregningen af virkemidlets økonomiske effektivitet.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

I øjeblikket administreres tilladelser til tangdyrkningsanlæg af Kystdirektoratet, hvor andre typer af akvakultur administreres af Fiskeristyrelsen. Dette giver unødigt meget administration for de enkelte aktører i de situationer, hvor en aktør ønsker at dyrke både sukkertang og muslinger/fisk, og man bør overveje, hvordan administrationen her kan forenkles.

I behandling af ansøgninger om tilladelse til tangdyrkning i danske farvande bør tages hensyn til dybdegrænser for ålegræs og flerårig bentisk vegetation. Samtidig bør man sikre sig, at området er velegnet til dyrkning af sukkertang, samt at aktøren overholder gældende anbefalinger for god dyrkningspraksis, som bl.a. har fokus på valg af dyrkningslokalitet, vedligehold af anlæg, og biosecurity i forhold til dyrkning af hjemmehørende arter og lokale økotyper og registrering af ikke-hjemmehørende arter og evt. sygdomme (Barbier m.fl. 2019; Cottier-Cook m.fl. 2016; Campbell m.fl. 2019).

Idet indholdsstofferne i sukkertang varierer i både tid og rum, bør en kvantificering af N- og P-effekt være baseret på indrapportering af høstet drænet biomassevolumen (ton VV), og det skal afgøres, om det er nødvendigt med en konkret bestemmelse af indholdsstoffer (TS, N og P) for hver høst, eller om gennemsnitlige værdier for område og årstid kan anvendes til beregning af N- og P-effekt.

Det skal afgøres, om, og i givet fald hvordan, operatøren kan kompenseres for N- og P-fjernelse. Herunder skal det også afgøres, hvordan dyrkning og høst af sukkertang kan foregå på kommercielle vilkår og stadig indgå i reguleringen som virkemiddel i en regenerativ cirkulær økonomi (Zhang og Thomsen, 2019; Thomsen og Zhang, 2020).

Sideeffekter

Natur og miljø (herunder marine kvalitetslementer)

Positive effekter

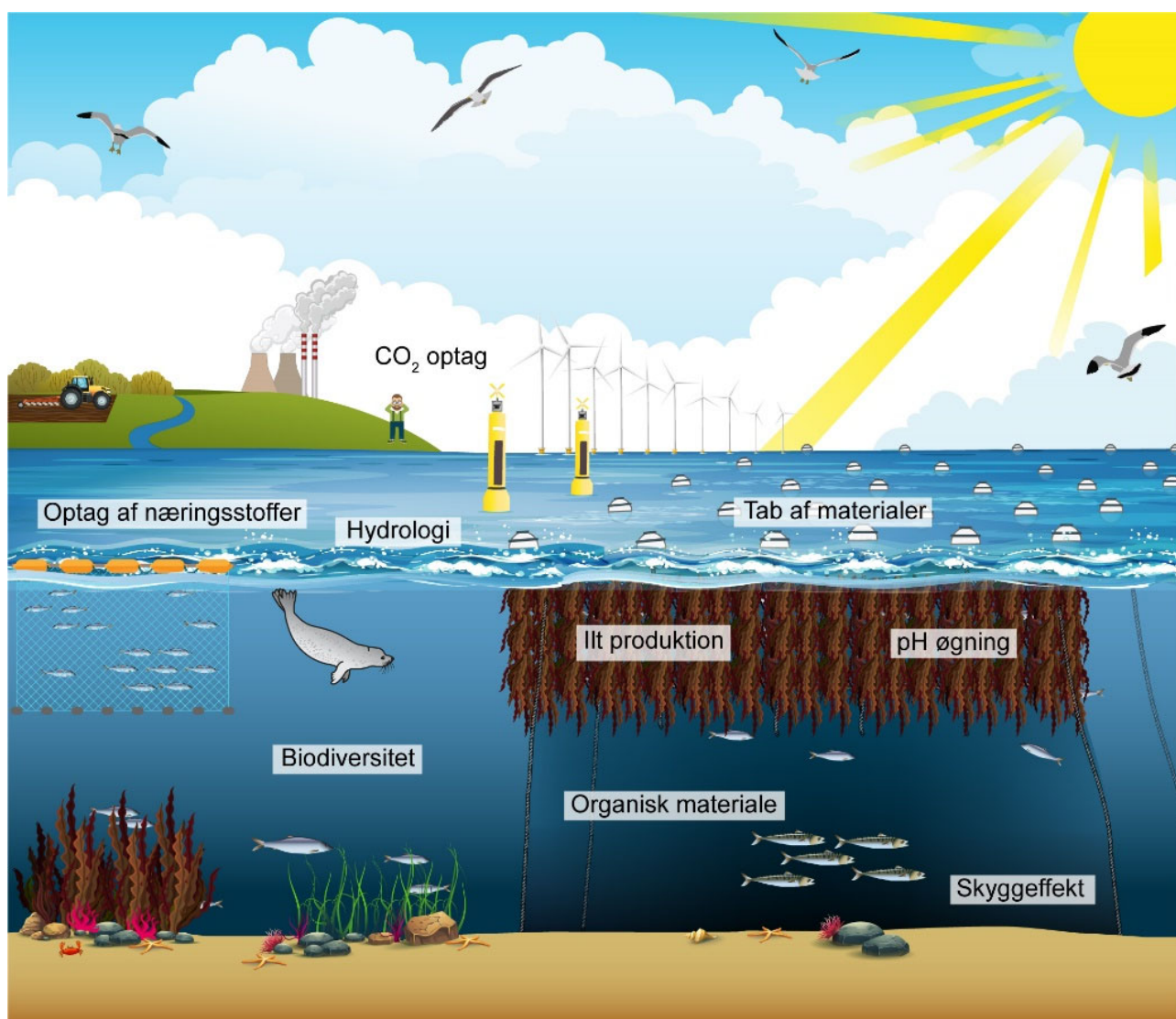
Tangdyrkning har positive effekter på flere økosystem tjenester (Hasselström m.fl. 2018; Campbell m.fl. 2019).

Reduceret klorofyl i vandsøjlen, øget sigtddybde, og bentisk vegetation

Tang konkurrerer med fytoplankton om den tilgængelige næring i vandsøjlen. Binding af næringsstoffer i tang kan potentielt mindske lokale koncentrationer af fytoplankton i vandsøjlen. Derved vil det bidrage til øget sigtddybde og bedre lysnedtrængning til den bentiske vegetation. Denne effekt er dog ikke direkte dokumenteret i danske farvande, men påvist gennem modelstudier i Skotland (Stephens m.fl. 2014). Tilsvarende modelstudier med baggrund i tanganlægget i Horsens Fjord bliver udført i 2020 i projektet Økotang (afsnit 3.2.7).

Hydrodynamik

Tangdyrkningsanlæg ændrer på vandbevægelsen i et område (Campbell m.fl. 2019). Omkring tangdyrkningsområdet ved Horsens Fjord er det dokumenteret, hvordan overfladestrømmen til dels bremses og til dels afbøjes af dyrkningsanlægget (Bruhn m.fl. 2020a). Dette kan potentielt have en kystbeskyttende effekt, men ligeledes en potentielt negativ effekt bl.a. pga. øget sedimentation.



Figur 3.2.7. Dyrkning af sukkertang, effekter på miljø og klima.

Øget biodiversitet

Naturlige tangskove udgør både fødegrundlag, habitat og opvækstområde for andre marine organismer som invertebrater og fisk (Steneck m.fl. 2002). Tangdyrkningsområder kan potentielt udgøre "hængende tangskove" og dermed tiltrække og rumme en øget lokal biodiversitet. Studier med miljø DNA (eDNA) indikerer, at biodiversiteten i vandsøjlen øges i - og nedstrøms fra - et tangdyrkningsområde (Bruhn m.fl. 2020a).

Danmark har ikke meget egnet hård bund, som den naturlige tang kan vokse på, og tangskoven findes derfor meget spredt på f.eks. moler og stenrev. Tangdyrkningsanlæg kan således udgøre "stepping stones" for spredning af både naturlige tangpopulationer samt for andre organismer tilknyttet denne type økosystemer: Når et dyrkningsanlæg etableres i havet vil det tiltrække andre marine organismer ud over den mono-kultur af f. eks. sukkertang, som dyrkes på anlægget. Det vil betyde, at alle marine organismer med planktoniske stadier kan settle og etablere sig på anlægget: f. eks. tangplanter og invertebrater som muslinger, rurer, søpunge og søstjerner. Fra anlægget kan de sprede sig videre til andre egnede substrater. Også sukkertang fra anlægget kan sprede sig til egnede substrater i området, enten ved at tangplanterne bliver fertile, mens de vokser på anlægget, eller ved at tangplanter rives løs fra

anlægget, og bliver fertile, mens de driver med havstrømmene. Risikoen herfor er dog begrænset, både fordi tangen høstes før den bliver fertil, og fordi tab af tang fra anlægget under alle omstændigheder begrænses.

Potentielt negative effekter

De mulige lokale negative miljøeffekter kan imødegås ved udvælgelse af egnede dyrkningsområder, og implementering vil altid kræve en områdespecifik vurdering (Campbell m.fl. 2019; Hasselström m.fl. 2018).

Lokal reduktion af lysindstråling

Lige under et tangdyrkningsanlæg vil lysindstrålingen til havbunden reduceres, idet tangen absorberer lys. I Horsens Fjord er der dokumenteret en signifikant reduktion på 1,4 % af lysindstrålingen under tanganlægget sammenlignet med et referenceområde uden for tanganlægget (Bruhn m.fl. 2020a). Undersøgelserne blev udført ved en biomassetæthed af tang på 0,6 ton VV/ha. Denne skyggeeffekt må forventes at være større under tanganlæg i optimal drift jf. udbytter angivet i tabel 3.2.1. Derfor anbefales at tage højde for eventuelt negative effekter på bentisk vegetation og udlægge tanganlæg i områder med større dybde end f.eks. ålegræssets potentielle udbredelsesdybde.

Ændret hydrodynamik

Afhængigt af de lokale forhold kan ændring i overfladestrømmen have negative konsekvenser i form af begrænsning af vandudskiftning i et område, øget sedimentation eller påvirkning af kysten. Derfor skal der altid foretages en grunding forundersøgelse forud for anlæggelse af tangdyrkningsanlæg.

Øget tilførsel af organisk materiale til sedimentet

I selve anlægget øges sedimentationsraten af partikulært organisk materiale (POM). Dette skyldes formentlig både, at strømningshastigheden reduceres inden for anlægget, og at mængden af POM i anlægget øges, idet tangplanterne under væksten slides i den distale ende og afgiver organisk materiale. Tab af materiale fra tangplanterne er størst i sensommeren (Nielsen m.fl. 2014), og ved at høste tangen før juli vil tabet begrænses.

I havbunden under danske anlæg er ikke påvist ændringer i sammensætning eller biodiversitet i den bentiske fauna, når området under tangen sammenlignes med et referenceområde uden for anlægget. Dette gælder for tangdyrkningsområdet ved Grenå, hvor undersøgelserne er udført som et Before-After-Impact-Control (BACI) studie og ved Horsens Fjord, hvor konklusioner dog vanskeliggøres af, at der ikke er lavet studier af infauna forud for anlæggelse af tanganlægget (Bruhn m.fl. 2020a). Det må forventes, at sedimentationen af organisk materiale øges ved højere biomassetæthed.

Biodiversitet

Ud over de potentielle positive ændringer i biodiversitet, som tangdyrkningsanlæg kan generere, er der risiko for, at også ikke-hjemmehørende arter bruger et anlæg som "stepping stone" til spredning, eller at eventuelle sygdomme / parasitter i tangen spredes fra anlægget til naturlige tangskove i området. Ligeledes kan den genetiske biodiversitet i de naturlige tangpopulationer påvirkes af den dyrkede tang. Derfor opfordres myndigheder til at udvikle og håndhæve bæredygtige retningslinjer for tangdyrkning og bl.a. kun tillade dyrkning af hjemmehørende arter og lokale genetiske økotypen (Cottier-Cook m.fl. 2016; Barbier m.fl. 2019; Campbell m.fl. 2019).

Klima

Sukkertang er som andre tangplanter en autotrof organisme, der lever ved fotosyntese, og optager således CO₂ under væksten. En del af kulstoffet (C) afgives igen som CO₂, opløst eller partikulært organisk C, mens en stor del lagres i biomassen, hvor det udgør ca. 1/3 af tørstoffet; i danske farvande i gennemsnit 31,6% C af TS. Dvs. at for hvert ton tang høstet (TS) bindes 1,2 ton CO₂ (Duarte m.fl. 2017). Samtidig bidrager tangen under væksten til at reducere påvirkninger fra klimaforandringer på lokal skala, idet tangen under fotosyntesen øger pH og derved modvirker forsuring af havet (Middelboe og Hansen 2007).

Øvrige (f.eks. visuelle gener)

Som det gælder for muslingeopdræt, kan brugere af og beboere i kystområder ud til tangdyrkningsanlæg på forskellige måder blive påvirket af tangdyrkningsaktiviteter:

- Visuelle gener, primært i form af bøjer og farvandsafmærkninger
- Affald på kysten i form af løsrevet og opdrevne elementer fra dyrkningsanlægget (bøjer, tovværk, tang)
- Konflikt med andre aktiviteter til havs, f.eks. sejlads med båd, kajak, kano, stand up paddleboard (SUP), eller surfing.

I Danmark er ikke foretaget studier af holdninger til tangdyrkning, men et svensk studie viser, at opfattelsen af tangdyrkning er mere positiv end akvakultur generelt og opdræt af både fisk og muslinger (Thomas m.fl. 2018).

Borgerinddragelse, oplysning, gennemsigtighed og at relevante myndigheder tager ansvar for at udvikle målsætninger for bæredygtig forvaltning er væsentlige for borgeres holdning (Gegg og Wells 2019; Thomas m.fl. 2018).

Økonomi

Forudsætninger for de økonomiske beregninger

Data, der ligger til grund for de økonomiske beregninger, stammer dels fra kommerciel dyrkning af sukkertang i Horsens Fjord, dels fra dyrkning i forsøgsområder i Limfjorden og Kattegat udført i forbindelse med forskningsprojekter. Det forventes, at der ved optimering af processer og dyrkning i større skala kan spares både på arbejds- og driftsomkostninger.

Omkostningerne ved dyrkning af sukkertang som virkemiddel omfatter anlægs- og driftsomkostninger, inkl. materialer til etablering og vedligehold af anlæg samt udgifter til høst. Arbejdsløn er indregnet til en timepris på 250 kr./time, idet det forudsættes, at arbejdet udføres med ufaglært arbejdskraft. Alle omkostninger er beregnet som årlige omkostninger, hvor de enkelte elementers anslåede levetid er taget i betragtning. Køb af båd er ikke indregnet, i stedet er forudsat leje af båd på timebasis (625 kr./time) til aktiviteter til havs. Nutidsværdien er i den velfærdsøkonomiske analyse beregnet ved at anvende en kalkulationsrente på 4 %, jf. Finansministeriets vejledning (Finansministeriet 2017, 2019).

Som i beregningerne for muslinger er omkostningerne ved dyrkning af sukkertang som virkemiddel opgjort som budget- og velfærdsøkonomiske omkostninger. De priser, der indgår i en budgetøkonomisk opgørelse, opgøres i faktorpriser, som virksomhederne (her tangdyrkerne) faktisk skal betale. Fak-

torpriserne (priser uden moms og punktafgifter mv.) justeres med en nettoafgiftsfaktor (NAF) for at udtrykke de velfærdsøkonomiske priser, som udtrykker markedspriserne. Det er disse priser, der anvendes i forbindelse med samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger (Finansministeriet, 2019), og for sammenligning af omkostningseffektivitet mellem virkemidler (f.eks. mellem tangdyrkning og virkemidler på land) er det korrekte sammenligningsgrundlag den velfærdsøkonomiske opgørelse. Iht. Finansministeriet skal der anvendes en NAF faktor på 1,28 (Finansministeriet 2019). Den tidligere anvendte NAF var 1,325, og denne ændring i NAF påvirker naturligvis niveauet for de beregnede velfærdsøkonomiske omkostninger, når der sammenlignes med tidligere beregninger af virkemidler.

De budget- og velfærdsøkonomiske beregninger er udført uden antagelse om videre forarbejdning af tangen som foder eller andet, da der endnu ikke er sikker viden om afsætningen af tangen og omkostningerne ved at forarbejde tangen til produkter. Der er viden undervejs i de tidligere omtalte projekter. Forudsætningerne vedr. produktivitet og N-optag i de tre forskellige vandområder bygger på de samme forudsætninger som anvendt i beregningerne af N-effekter.

Omkostningen per hektar dyrkningsanlæg, inkl. aktiviteter på land (klækkeri og nursery) er beregnet til 94.880 kr. / ha / år. I omkostningerne er inkluderet:

- investeringsudgifter til dyrkningsanlæg (markeringsbøjer, nedboring af skrueankre, tovværk, bøjer, betonklodser)
- klækkeri-fase i kølerum på land (indsamling af fertilt materiale, modning, frigivelse af sporer, såning på liner)
- nursery-fase i kølerum på land (udvikling af tangspirer, 6 uger)
- Udgifter til udsætning, høst og vedligehold af anlæg.

Beregnet omkostning per kg N

Beregninger af omkostninger per kg N er foretaget på baggrund af målte værdier (2011-2019) for høstudbytter og indholdsstoffer fra tre forskellige danske farvandsområder; både beskyttede (Limfjorden og til dels Horsens Fjord) og eksponerede (Kattegat ud for Grenå) (figur 3.2.1, tabel 3.2.1). For hver af de tre områder er udregningerne baseret på både gennemsnit for området og for optimerede høstudbytter. Anlægsomkostningerne antages at være ens i de tre områder, da samme type anlæg kan etableres og fungere alle tre steder. I beregningerne er antaget, at anlæggene er sat op med 5.000 m spireline per hektar. Indtægter fra tangen er ikke inkluderet i økonomiberegningerne.

I gennemsnit for de tre områder er omkostningerne 3.825/4.896 kr. pr. kg N (budgetøkonomisk/velfærdsøkonomisk), og de budgetøkonomiske omkostninger varierer mellem 1.744 og 7.718 kr. pr. kg N. Omkostninger, både budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske, for alle tre områder fremgår af tabel 3.2.2.

Beregnet omkostning per kg P

Ved beregninger af omkostninger per kg P er anvendt de samme metoder og antagelser som for beregning af omkostninger per kg N. I gennemsnit er omkostningerne 42.850/54.848 kr. pr. kg P (budgetøkonomisk/velfærdsøkonomisk). Mellem de tre områder varierer de budgetøkonomiske omkostninger med en faktor 7 mellem 18.303 og 125.554 kr. pr. kg P. Omkostninger, både budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske, for alle tre områder fremgår af tabel 3.2.2.

Tabel 3.2.2. Virkemiddeleffekt i form af N- og P-fjernelse for dyrkning af sukkertang, overlap med andre virkemidler, om virkemidlet kan times i tid og rum og sikkerhed på effekten. Effekten er vurderet i tre forskellige havområder (Figur 3.2.1). Data er angivet som gennemsnit (GS) ± standard deviation (SD). N varierer og er derfor angivet for det enkelt område.

Dyrkning af sukkertang	N-effekt kg N ha ⁻¹ (GS±SD)	P-effekt kg P ha ⁻¹ (GS±SD)	Overlap	Kan times i tid og rum	Sikkerhed	Økonomi (uden salg)	
						Budget- /velfærds-økonomiske priser	
						N – kr. kg N ⁻¹	P – kr. kg P ⁻¹
			Ja	I tid: nej I rum: ja	***		
Limfjorden						3.767/4.821	125.554/160.709
Gennemsnit(n=4)	19,9±18,9	0,5±0,5			***	1.744/2.233	105.431/134.962
Best case	47,3	1,3					
Horsens Fjord					***		
Gennemsnit	29,3±12,7	3,9±1,7				3.241/4.149	24.286/31.086
(n=5)	41,2	5,2				2.303/2.948	18.303/23.428
Best case							
Kattegat, Grenå					**		
Gennemsnit	12,3±7,7	2,4±1,5				7.718/9.878	5.346/6.843
(n=2)	17,7	3,5				39.036/49.966	27.042/34.614
Best case							

Tabel 3.2.3 Sideeffekter ved dyrkning af sukkertang som virkemiddel.

Virkemiddel	Natur og miljø	Klima	Øvrige
Dyrkning af sukkertang	+/-	+	+/-

Manglende viden

Der mangler stadig viden på flere områder omkring anvendelse af dyrkning af sukkertang som marint virkemiddel.

N- og P-effekt i forskellige danske havområder. Vurdering af effekten af dyrkning af sukkertang som marint virkemiddel i forskellige danske havområder kræver en kobling af hydrodynamiske og biologiske/økologiske modeller. Dette arbejde bliver der taget hul på i forbindelse med projektet Økotang (Innovationsfonden, 2018-2021), hvor en model for området i Horsens Fjord udvikles på baggrund af de eksisterende modeller for området. Resultater forventes at foreligge primo 2021.

Øvrige danske havområder er ikke inkluderet i modellen.

Miljø og klimaeffekter. På baggrund af de nævnte projekter bliver de samlede miljø- og klimagevinster ved dyrkning af sukkertang som virkemiddel dokumenteret i en Livscyklusvurdering (LCA) (Resultater forventes ultimo 2020).

Økosystem-effekter af dyrkning af sukkertang i stor skala er undersøgt i projekterne MAB4, Macrofuels, EcoMacro og Tang.nu. Data er i proces og resultater forventes ultimo 2020.

Værdiskabelse. Værdien af og markedet for dyrket og høstet sukkertang er i positiv udvikling.

Projektet SeaSusProtein (GUDP 2020-2023) har fokus på ressourceoptimeret processering og ekstraktion af protein af høj kvalitet til fødevarer og foder. Resultater forventes primo 2023. Fra Tang.nu (Villum Fonden og Velux Fonden, 2017-2020) kommer resultater på effekten af sukkertang på tarmsundheden hos smågrise og kalve, mens projektet ClimateFeed (Innovationsfonden, 2019-2023) undersøger, om sukkertang i foderet til kvæg kan reducere metanproduktionen og derved bidrage til at sænke landbrugets CO₂-emissioner.

Opsummering

Dyrkning af sukkertang som marint virkemiddel er dokumenteret fra tre forskellige farvandsområder i Danmark (Limfjorden, Horsens Fjord (yderfjord) og i Kattegat (kystvande)). Dyrkningsteknologien og høstudbyttet i de forskellige områder har udviklet sig positivt i de seneste 10 år, men der skønnes stadig at være et stort potentiale for at øge høstudbyttet ved teknologiudvikling. Indhold af N og P i den dyrkede tang varierer, og i beregning af N-effekt kan et højt indhold af N opveje et lavere høstudbytte i næringsrige havområder. Tangdyrkning har flere positive sideeffekter på det omgivende miljø: bl.a. øget biodiversitet og modvirkning af både klimaforandringer og negative effekter heraf: C-optag, iltproduktion og pH-øgning. De mulige lokale negative miljøeffekter (f.eks. skygge) kan imødegås ved udvælgelse af egnede dyrkningsområder, og implementering vil altid kræve en områdespecifik vurdering.

Markedet for anvendelse af sukkertang til fødevarer, fødevareingredienser eller dyrefoder er i positiv udvikling, men som for muslingeopdræt er tangdyrkning som virkemiddel stadig en netto-omkostning, og det vil stadig være nødvendigt at betale for økosystemtjenester leveret af tangdyrkingen (N- og P-fjernelse, forbedret sigtddybde, klimaeffekt) (Tabel 3.2.2 og 3.2.3).

Referencer

Alvarado-Morales M, Boldrin A, Karakashev DB, Holdt SL, Angelidaki I, Astrup T (2013) Life cycle assessment of biofuel production from brown seaweed in Nordic conditions. *Bioresource Technology* 129 (0):92-99. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.029>

Bak UG, Mols-Mortensen A, Gregersen O (2018) Production method and cost of commercial-scale offshore cultivation of kelp in the Faroe Islands using multiple partial harvesting. *Algal Research* 33:36-47. doi:<https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.05.001>

Barbier B, Charrier B, Araujo R, Holdt SL, Jacquemin B, Rebours C (2019) PEG-ASUS - Phycomorph European Guidelines for a Sustainable Aquaculture of Seaweeds. doi:doi.org/10.21411/2c3w-yc73

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, Wiese J (2008) The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* 43 (1):1-86

Borderskov T, Macleod A, Nielsen MM, Rasmussen MB, Pycke B, Groenendal B, Balsby TJS, Bruhn A (2020) Yields of sugar kelp – impact of site, substrate and timing. In preparation

Bruhn A, Boderskov T, Buur H, Pedersen MF, Forbord S, Hansen JLS, Høgslund S, Krause-Jensen D, Markager SS, Matsson S, Nielsen MH, Rasmussen MB, Sapkota R, Schmedes PS, Stæhr PA, Upadhyay S, Winding A (2020a) Ecosystem effects of large-scale macroalgae cultivation. In prep for Algal Research

Bruhn A, Tørring DB, Thomsen M, Canal Vergés P, Nielsen MM, Rasmussen MB, Eybye KL, Larsen MM, Balsby TJS, Petersen JK (2016) Impact of environmental conditions on biomass yield, quality, and bio-mitigation of *Saccharina latissima*. Aquaculture Environmental Interactions 8:619-636

Bruhn A, Boderskov T, Buur H, Pedersen MF, Forbord S, Hansen JLS, Høgslund S, Krause-Jensen D, Markager SS, Mattson S, Nielsen MH, Rasmussen MB, Sapkota R, Schmedes PS, Stæhr PA, Upadhyay S, Winding A (2020a) Ecosystem effects of large-scale macroalgae cultivation. In preparation

Bruhn A, Boderskov T, Rasmussen MB, Magnusson M, Balsby TJS, Thomsen M, Paulino C, Neiva J, Nielsen MM, Schmedes PS, Serrao E (2020b). Preparing for selective breeding of *Saccharina latissima* - Comparing productivity, biomass composition and genetics of four Danish ecotypes. In preparation

Campbell I, Macleod A, Sahlmann C, Neves L, Funderud J, Øverland M, Hughes AD, Stanley M (2019) The environmental risks associated with the development of seaweed farming in Europe - Prioritizing key knowledge gaps. Frontiers in Marine Science 6 (107). doi:10.3389/fmars.2019.00107

Cottier-Cook E, Nagabhatla N, Badis Y, Campbell ML, Chopin T, Dai W, Fang J, He P, Hewitt CL, Kim GH, Huo Y, Jiang Z, Kema G, Li Y, Liu F, Liu H, Liu Y, Lu Q, Luo Q, Mao Y, Msuya FE, Rebours C, Shen H, Stentiford GD, Yarish C, Wu H, Yang X, Zhang J, Zhou Y, Gachon MM (2016) Safeguarding the future of the global seaweed aquaculture industry. Institute for Water, Environment and Health (UNU-INWEH) & Scottish Association for Marine Science (SAMS)

Det Bioøkonomiske Panel (2019) Proteiner for fremtiden. Miljøstyrelsen

Duarte CM, Wu J, Xiao X, Bruhn A, Krause-Jensen D (2017) Can Seaweed Farming Play a Role in Climate Change Mitigation and Adaptation? 4 (100). doi:10.3389/fmars.2017.00100

Finansministeriet (2017) Vejledning i samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger.

Finansministeriet (2019) Dokumentationsnotat om opgørelse af nettoafgiftsfaktoren. Notat, 26. april 2019.

Forbord S, Skjermo J, Arff J, Handa A, Reitan KI, Bjerregaard R, Luning K (2012) Development of *Saccharina latissima* (Phaeophyceae) kelp hatcheries with year-round production of zoospores and juvenile sporophytes on culture ropes for kelp aquaculture. J Appl Phycol 24 (3):393-399. doi:10.1007/s10811-011-9784-y

Forbord S, Steinhovden KB, Kjølbo K, Handå A, Skjermo J (2018) Cultivation protocol for *Saccharina latissima*. In: B. C, T. W, K. RCR (eds) Protocols for Macroalgae Research. Taylor & Francis Group, CRC Press, Boca Raton, Florida, p 26

Gegg P, Wells V (2019) The development of seaweed-derived fuels in the UK: An analysis of stakeholder issues and public perceptions. *Energy Policy* 133:110924. doi:<https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.110924>

Handå A, Forbord S, Wang XX, Broch OJ, Dahle SW, Storseth TR, Reitan KI, Olsen Y, Skjermo J (2013) Seasonal- and depth-dependent growth of cultivated kelp (*Saccharina latissima*) in close proximity to salmon (*Salmo salar*) aquaculture in Norway. *Aquaculture* 414:191-201. doi:[10.1016/j.aquaculture.2013.08.006](https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2013.08.006)

Hasselström L, Visch W, Gröndahl F, Nylund GM, Pavia H (2018) The impact of seaweed cultivation on ecosystem services - a case study from the west coast of Sweden. *Marine Pollution Bulletin* 133:53-64. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.005>

Hou X, Hansen JH, Bjerre A-B (2015) Integrated bioethanol and protein production from brown seaweed *Laminaria digitata*. *Bioresource Technology* 197:310-317. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.091>

Kerrison PD, Stanley MS, Edwards MD, Black KD, Hughes AD (2015) The cultivation of European kelp for bioenergy: Site and species selection. *Biomass and Bioenergy* 80:229-242. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.04.035>

Kerrison PD, Stanley MS, Hughes AD (2018) Textile substrate seeding of *Saccharina latissima* sporophytes using a binder: An effective method for the aquaculture of kelp. *Algal Research* 33:352-357. doi:<https://doi.org/10.1016/j.algal.2018.06.005>

Manns D, Nielsen MM, Bruhn A, Saake B, Meyer AS (2017) Compositional variations of brown seaweeds *Laminaria digitata* and *Saccharina latissima* in Danish waters. *J Appl Phycol* 29 (3):1493-1506. doi:[10.1007/s10811-017-1056-z](https://doi.org/10.1007/s10811-017-1056-z)

Marinho G, Holdt S, Birkeland M, Angelidaki I (2015a) Commercial cultivation and bioremediation potential of sugar kelp, *Saccharina latissima*, in Danish waters. *J Appl Phycol* 27 (5):1963-1973. doi:[10.1007/s10811-014-0519-8](https://doi.org/10.1007/s10811-014-0519-8)

Marinho GS, Holdt SL, Angelidaki I (2015b) Seasonal variations in the amino acid profile and protein nutritional value of *Saccharina latissima* cultivated in a commercial IMTA system. *J Appl Phycol* 27 (5):1991-2000. doi:[10.1007/s10811-015-0546-0](https://doi.org/10.1007/s10811-015-0546-0)

Middelboe AL, Hansen PJ (2007) High pH in shallow-water macroalgal habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 338: 107-117

Neiva J, Paulino C, Nielsen MM, Krause-Jensen D, Saunders GW, Assis J, Bárbara I, Tamigneaux É, Gouveia L, Aires T, Marbà N, Bruhn A, Pearson GA, Serrão EA (2018) Glacial vicariance drives phylogeographic diversification in the amphi-boreal kelp *Saccharina latissima*. *Scientific Reports* 8 (1):1112. doi:[10.1038/s41598-018-19620-7](https://doi.org/10.1038/s41598-018-19620-7)

Nepper-Davidsen J, Andersen DT, Pedersen MF (2019) Exposure to simulated heatwave scenarios causes long-term reductions in performance in *Saccharina latissima*. *Marine Ecology Progress Series* 630:25-39

Neveux N, Bolton JJ, Bruhn A, Roberts DA, Ras M (2018) The Bioremediation Potential of Seaweeds: Recycling Nitrogen, Phosphorus and Other Waste Products. In: La Barre S, Bates S (eds) Blue Biotechnology - production and use of marine molecules. Wiley,

Nielsen M, Krause-Jensen D, Olesen B, Thinggaard R, Christensen P, Bruhn A (2014) Growth dynamics of *Saccharina latissima* (Laminariales, Phaeophyceae) in Aarhus Bay, Denmark, and along the species' distribution range. Mar Biol:1-12. doi:10.1007/s00227-014-2482-y

Nielsen MM (2015) Cultivation of large brown algae for energy, fish feed and bioremediation. PhD thesis Aarhus University Department of Bioscience Denmark 170 pp

Nielsen MM, Bruhn A, Vergés PC (In prep) Multi-seasonal cultivation of sugar kelp (*Saccharina latissima*) in eutrophic Danish waters – evaluation of inter-annual production yield and bioremediation potential.

Nielsen MM, Manns D, D'Este M, Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Larsen MM, Alvarado-Morales M, Angelidaki I, Bruhn A (2016a) Variation in biochemical composition of *Saccharina latissima* and *Laminaria digitata* along an estuarine salinity gradient in inner Danish waters. Algal Research 13:235-245

Nielsen MM, Paulino C, Neiva J, Krause-Jensen D, Bruhn A, Serrão EA (2016b) Genetic diversity of *Saccharina latissima* (Phaeophyceae) along a salinity gradient in the North Sea–Baltic Sea transition zone. 52 (4):523-531. doi:doi:10.1111/jpy.12428

Pedersen MF, Borum J (1996) Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae. Marine Ecology-Progress Series 142 (1-3):261-272

Peteiro C, Freire O (2009) Effect of outplanting time on commercial cultivation of kelp *Laminaria saccharina* at the southern limit in the Atlantic coast, N.W. Spain. Chinese Journal of Oceanology and Limnology 27 (1):54-60

Seghetta M, Tørring D, Bruhn A, Thomsen M (2016a) Bioextraction potential of seaweed in Denmark — An instrument for circular nutrient management. Science of The Total Environment 563-564:513-529. doi:https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.010

Seghetta M, Hou X, Bastianoni S, Bjerre AB, Thomsen M (2016b) Life cycle assessment of macroalgal biorefinery for the production of ethanol, proteins and fertilizers – A step towards a regenerative bioeconomy. Journal of Cleaner Production 137, 1158-1169. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.07.195

Seghetta M, Romeo D, D'este M, Bastianoni S, Alvarado-Morales M, Angelidaki I, Thomsen M (2017) Seaweed as innovative feedstock for energy and feed - evaluating the impacts through a Life Cycle Assessment. Journal of Cleaner Production 150, 1-15 https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.022

Steneck RS, Graham MH, Bourque BJ, Corbett D, Erlandson JM, Estes JA, Tegner MJ (2002) Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. Environmental Conservation 29 (4):436-459. doi:10.1017/s0376892902000322

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

Thomas J-BE, Nordström J, Risén E, Malmström ME, Gröndahl F (2018) The perception of aquaculture on the Swedish West Coast. *Ambio* 47 (4):398-409. doi:10.1007/s13280-017-0945-3

Thomsen M, Bruhn A, Boderskov T, Zhang X (2020) Environmental and economic sustainability assessment of seaweed as instrument for water quality restoration and carbon capture and utilisation technology for biobased production. In preparation.

Thomsen M, Zhang X (2020) Life Cycle Assessment of Macroalgal Eco-industrial Systems, in H. Dominguez, S. Krann (eds.), *Sustainable Seaweed Technologies*, Elsevier, Cambridge, in press

Wegeberg S (2010) Cultivation of kelp species in the Limfjord, Denmark. Department of Biology, SCIENCE, Copenhagen University:1-11

Zhang X, Thomsen M (2019) Biomolecular Composition and Revenue Explained by Interactions between Extrinsic Factors and Endogenous Rhythms of *Saccharina latissima*. *Marine Drugs* 17 (2):107

3.3 Reetablering af ålegræs

Mogens R. Flindt¹, Troels Lange¹, Nele Wendländer¹, Rune Steinfurth¹, Benjamin Nielsen¹, Camilla Rask¹, Cintia Quintana¹, Niels Svane¹, Erik Kristensen¹, Kadri Kuusemäe², Erik K. Rasmussen², Louise Martinsen³, Berit Hasler^{3,4}, Dorte Krause-Jensen^{4,5}

¹ Syddansk Universitet

² DHI

³ Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

⁴ Center for Cirkulær Bioøkonomi, Aarhus Universitet

⁵ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Kvalitetssikring: Marie Maar⁵, Mette Termansen (Københavns Universitet, Institut for Fødevarer og ressourceøkonomi. Økonomidel).

Projekternes finansiering og gennemførelse

Landbrugsstyrelsen (tidligere NaturErhvervstyrelsen) har finansieret det 3-årige projekt "Storskalaudplantning af ålegræs" med Mogens Flindt fra Syddansk Universitet (SDU) som projektleder, der udgør hovedgrundlaget for erfaringerne omkring ålegræsudplantning indeholdt i dette kapitel. Storskala projektet bygger desuden på erfaringer fra projekterne "NOVAGRASS" (Innovative eelgrass restoration techniques, 2013-2017), ledet af Erik Kristensen (SDU), og "ReelGrass" (Key parameters and processes affecting the re-establishment of eelgrass in estuaries and coastal waters, 2008-2011), ledet af Mogens Flindt, hvor årsagerne til den manglende naturlige reetablering af ålegræs blev undersøgt, og teknikker for ålegræsudplantning blev udviklet og testet på lille skala.

Projektet "Storskalaudplantning af ålegræs" løber frem til april 2020, men projektets resultater er så fremskredne, at de allerede nu kan levere den baggrund, der er nødvendig for at tage stilling til ålegræs som virkemiddel.

Hovedkræfterne på arbejdet er Mogens Flindt og en lang række af kollegaer fra Syddansk Universitet: Troels Lange, Nele Wendländer, Rune Steinfurth, Benjamin Nielsen, Camilla Rask, Niels Svane, Cintia Quintana samt Erik Kristensen.

Århus Universitet har bidraget med viden og syntese omkring ålegræsøkologi (Dorte Krause-Jensen, Institut for Bioscience) og samfundsøkonomiske analyser af ålegræsrestaurering (Louise Martinsen og Berit Hasler, Institut for Miljøvidenskab).

Vi er alle blevet inspireret af internationale kollegaer og har haft stor glæde af samarbejde med Per Olav Moksnes med erfaring fra ålegræsrestaurering i Sverige (<https://havochsamhalle.gu.se/english/ocean-science/zorro---eel-gras>), Marieke van Katwijk med erfaring fra ålegræsrestaurering i Holland og internationalt (van Katwijk m.fl. 2016) og med Robert Orth, Kenneth Moore og kollegaer fra Chesapeake Bay/Virginia Coastal lagoon området på USA's østkyst, hvor de har restaureret ålegræsenge gennem årtier.

Funktion og anvendelse

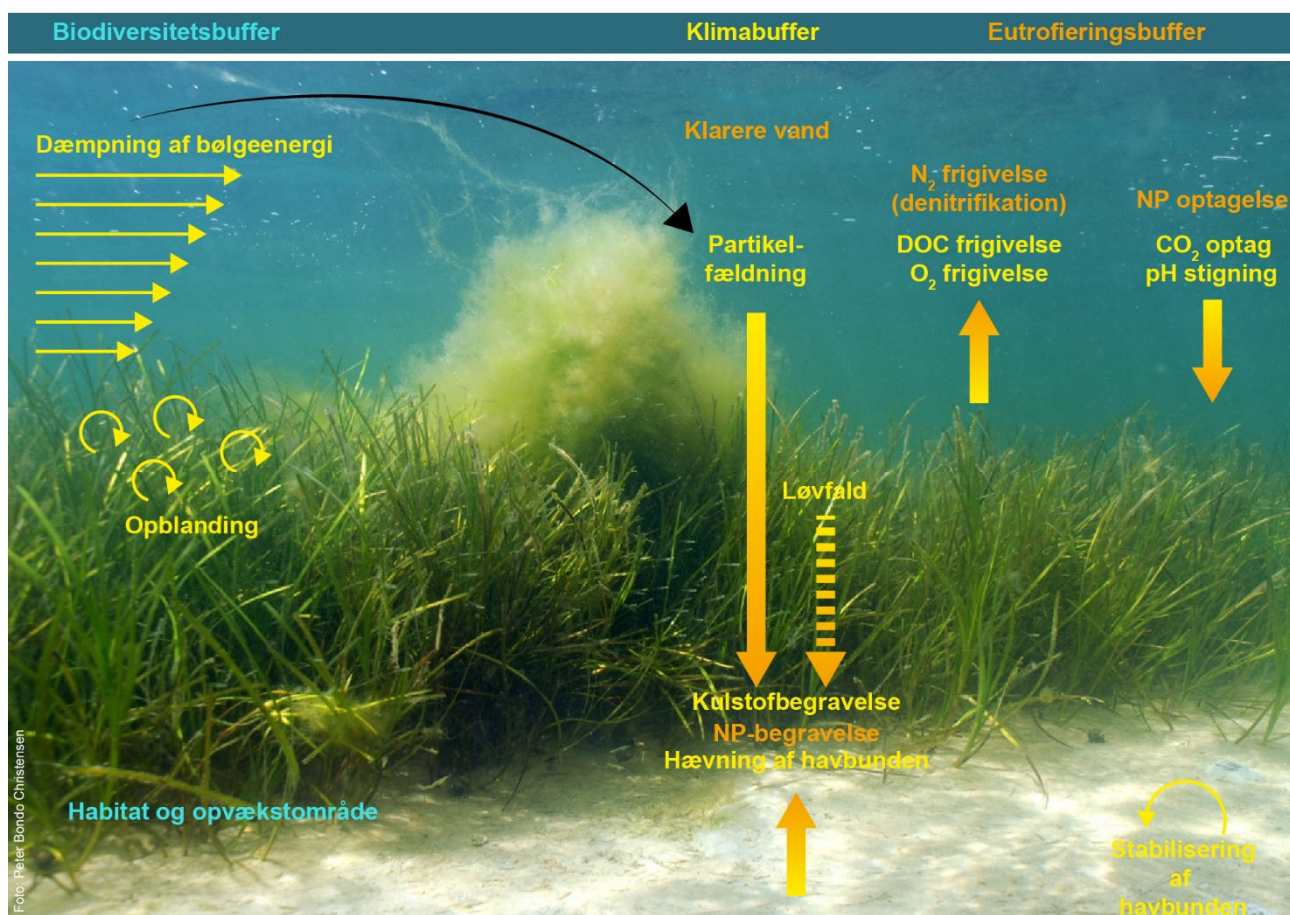
Definition af virkemidlet og dets funktion

Ålegræssets økosystemfunktioner og virkemiddeleffekter

Sunde ålegræsbestande (*Zostera marina*) har en lang række positive effekter på de kystnære økosystemer og tilknyttede økosystemtjenester / virkemiddeleffekter med direkte samfundsnytte (Figur 3.3.1).

Da ålegræsenge er meget produktive, optager og tilbageholder de betydelige mængder næringsstoffer, blandt andet kvælstof (nitrogen, N) og fosfor (phosphorus, P), samt kulstof (carbon, C) gennem deres fotosyntese og vækst. Ålegræssets optag af næringsstoffer gennem vækstsæsonen betyder, at næringsstofferne ikke er tilgængelige for fytoplankton - hvilket bidrager til klarere vand. En del af næringsstofferne og kulstoffet begravnes i havbunden, når ålegræsset dør, og bidrager derved til langtidstilbageholdelse af både næringsstoffer og kulstof. Derfor fungerer øget udbredelse af ålegræs gennem restaurering som et *naturbaseret virkemiddel mod eutrofiering* og som en *klimabuffer*.

Ålegræssets rødder ilter også de øvre lag af havbunden og øger derved havbundens evne til at fjerne N ved denitrifikation (omdannelse til frit kvælstof), hvilket giver ekstra virkemiddeleffekt i forhold til eutrofiering ved at reducere den interne N-belastning.



Figur 3.3.1. Havgræsenge som virkemiddel/buffer mod eutrofiering, klimaeffekter og tab af kystnær biodiversitet. Baseret på Gutierrez m.fl. 2011 og Duarte m.fl. 2013.

Ålegræsenge dæmper desuden bølgeenergien, hvorved resuspensionsfrekvensen og -styrken reduceres, hvilket resulterer i større nettoaflejring af partikulært organisk materiale. Dette fører til yderligere begravelse af næringsstoffer og kulstof og dermed yderligere virkemiddeleffekt mod eutrofiering og klimaændringer. Samtidig bidrager den nedsatte resuspension i ålegræsenge til klarere vand over engene og i deres nærfelt.

Bølgebrydereffekten sammen med netværket af rødder og stængler, som stabiliserer havbunden, gør samtidig ålegræsengene til *naturlige kystværn*. Desuden resulterer partikelfældningen i, at havbunden under engene forhøjes, og ålegræssets optag af CO₂ fra vandet gennem fotosyntesen bidrager til øget pH. En øget udbredelse af ålegræsset hjælper dermed til lokalt at mindske konsekvenser af klimaforandringer såsom kysterosion, havforsuring og vandstandsstigninger (*klimaadaptation*).

Ålegræsenge er desuden levested for mange forskellige fisk og smådyr og stimulerer dermed *biodiversiteten*.

Samspil mellem økosystemfunktioner og bæredygtig forvaltning af havgræsser

Ålegræs er én af verdens ca. 60 forskellige arter af havgræsser, der danner undervandsenge langs verdens kyster (undtagen på Antarktis), hvor vandkvalitet, bundforhold m.m. tillader det. Havgræsenge, saltmarsker og mangroveskove er også internationalt kendt for deres økosystemfunktioner og tilknyttede virkemiddelaspekter (nature-based solutions), ikke mindst i klimasammenhæng, hvor disse habitater betegnes "Blue Carbon ecosystems" på grund af deres klimabuffereffekter (Duarte m.fl. 2013). Økosystemerne har dog oplevet stor tilbagegang gennem det seneste halve til hele århundrede (Waycot m.fl. 2009) på grund af for høj næringsstofbelastning, fysisk forstyrrelse og overfiskeri samt i en vis udstrækning klimaforandringer (Orth m.fl. 2006), hvilket kalder på bæredygtig forvaltning.

Ålegræssets økosystemtjenester i et givet område opstår via ålegræssets vækst og stående biomasse, som kan beskrives:

$$\text{Vækst} = \text{biomasse} * V_{\text{max}} * f(L) * f(\text{DIN}) * f(\text{DIP}) * f(T),$$

hvor V_{max} er den maksimale vækstrate, der internt korrigeres af en bærekapacitet, L er lysintensiteten, som via biomassen også indeholder selvskygning, DIN er tilgængeligheden af kvælstof i vandfasen og porevandet, DIP er tilgængeligheden af fosfat, mens T er temperatureffekten på vækstraten. Ålegræssets samlede tilvækst og tilhørende næringsoptag i et givet område er typisk begrænset af manglende biomasse, som er konsekvensen af mange års tilbagegang i udbredelsen. Tilbagegange skyldes dels, at eutrofiering har resulteret i dårlige lysforhold, som især begrænser dybdeudbredelsen og dels, at supplerende presfaktorer begrænser udbredelsen på lavt vand. Ålegræssets vækst er derimod ikke begrænset af mangel på næringsstoffer, da den flerårige livsform giver mulighed for en effektiv næringshusholdning, med optag af næringsstoffer, når de er tilgængelige, og lagring af overskydende næring i vævet. Den manglende ålegræsbiomasse er derfor også årsagen til, at de koblede økosystemtjenester på systemniveau (hele fjorde / vandområder) kun realiseres meget svagt. Dette virkemiddel er det eneste, hvor indikatoren for miljøtilstanden er i fokus, hvilket skyldes ålegræssets mange positive økosystemtjenester, som ville understøtte en forbedring af miljøtilstanden i vores lavvandede marine områder, hvis udbredelsen var større. Tjenesterne vil først realiseres, når ålegræsset retableres, enten naturligt eller som her ved en aktiv indsats.

Sunde, tætte ålegræsbestande med høje biomasser kan realisere meget større C, N og P-optag end svækkede bestande. Økosystemfunktionerne hos sunde havgræsenge skaber en selvforstærkende positiv effekt, mens det modsatte gør sig gældende, hvis bestandene svækkes af f.eks. eutrofiering, overfiskeri, fysisk forstyrrelse eller klimaforandringer (Maxwell m.fl. 2016). Eutrofiering kan eksempelvis svække ålegræs via opvækst af planktonalger, epifytter og trådalger, som skygger og øger risikoen for iltsvind. Overfiskeri kan f.eks. føre til manglende græsningskontrol af epifytter (vækstalger) på ålegræssets blade, som reducerer ålegræssets vækst bl.a. via skygning (Maxwell m.fl. 2016). Fysisk forstyrrelse såsom trawling og opankring af både kan direkte fjerne skuddene og give anledning til øget resuspension (Brodersen m.fl. 2017). Hedeølger kan også skade ålegræsset (Hammer m.fl. 2018). Det betyder, at mens ålegræshabitater leverer buffereffekter mod både eutrofiering, tab af biodiversitet og klimaforandringer, er de truede af ubalancer i de selv samme forhold. Det kræver derfor en effektiv og holistisk forvaltningsindsats at bevare / restaurere habitaterne og deres økosystemfunktioner.

En sådan effektiv forvaltning fremhæves som et win-win tiltag med en række positive effekter, blandt andet i forhold til klimaet (Gattuso m.fl. 2018; Hoegh-Guldberg m.fl. 2019). Der er tegn på, at Europæiske havgræsser efter årtiers tilbagegang oplever en begyndende positiv udvikling, formentlig som resultat af bedre forvaltning (de los Santos m.fl. 2019).

Restaureringspotentialer

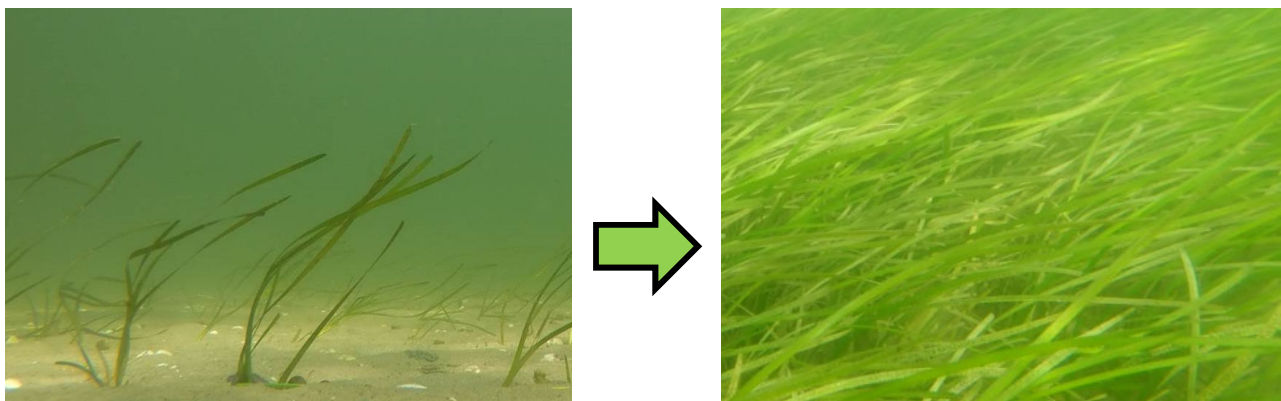
Både internationale og nationale erfaringer viser udfordringer i at restaurere tabte havgræsbestande, fordi nye skud er meget udsatte f.eks. for erosion, da de ikke understøttes af den selvbeskyttende effekt, som en veletableret bestand yder i form af f.eks. bølgedæmpning. Grundreglen for at øge potentialet for restaureringssucces er derfor at sikre tilstrækkelig rumlig skala, så ålegræsset etableres over et så stort areal og i så store tætheder, at bestanden kan kompensere for initielle tab og hurtigt kan opnå selvbeskyttelse. Samtidig er det vigtigt, at udviklingen følges over tilstrækkelig lang tid til at kompensere for initielle skudtab, som vil forsinke retableringen. Det viser både internationale (van Katwijk m.fl. 2016) og danske erfaringer (Lange in prep.).

Havgræsenge kan principielt restaureres både via spredning af frø og via udplantning af skud med diverse teknikker. ReelGrass og NOVAGRASS projekterne viste størst succes med udplantning af skud (Lange, submitted), og det er derfor grundlaget for aktiviteterne i dette projekt.

I det følgende beskrives effekter af ålegræsrestaurering på stor skala i danske kystområder gennemført i perioden 2017-2019. Restaureringsprojekterne har fundet sted i den ydre del af Horsens Fjord (ca. 14.000 skud), på to lokaliteter i Vejle Fjord (2 x ca. 9.000 skud) samt i Lunkebugten i Det Sydfynske Øhav (ca. 8.000 skud) (Flindt m.fl. in prep.). Samtlige stationer er anlagt efter, at teststationer viste positiv tilvækst. Transplantationerne i Horsens Fjord blev gennemført i juli 2017. Transplantationerne i Lunkebugten og Vejle Fjord blev først udført i maj-juli 2019, idet der var udbredt iltsvind i sommeren 2018, hvorfor de påbegyndte transplantationsaktiviteterne blev stoppet.

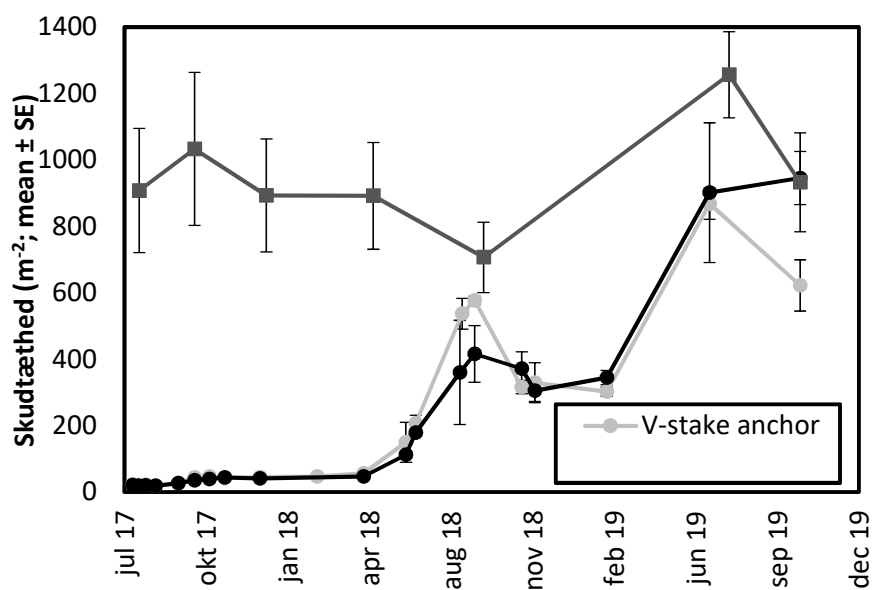
Da resultaterne af transplantationerne fra Horsens Fjord er mest tydelige, eftersom de har den længste historie (2 sæsoner), er det disse, som præsenteres her. Der er dog også fin udvikling i Lunkebugten og på Vejle Fjord felterne med en tilvækst i ålegræsskuddene på 3-4 gange de udplantede skud i første vækstsæson.

Ålegræsfeltet i Horsens Fjord blev anlagt som en skakternstransplantation med 21 skud m^{-2} i de transplanterede felter (se uddybning og illustration, Figur 3.3.4). Skudtilvæksten har været stor, idet der allerede i 2018 var 400-600 skud m^{-2} , som resulterede i 900 skud m^{-2} i 2019 (Figur 3.3.2 og 3.3.3). To forskellige forankringsmetoder blev testet (skud fastholdt af bambuspinde og skud monteret på jernsøm), som gav samme succes. Referencen i grafen er skudtætheden i nærtliggende moderbede, hvilket viser, at transplantationen allerede efter 2 år er ved at opnå samme tæthed som moderbedene.



Figur 3.3.2. Viser skudtætheden ved anlæggelsen af ålegræsfeltet i Horsens Fjord i juli 2017 lige efter udplantningen (til venstre) og i oktober 2019 (til højre).

Figur 3.3.3. Skududviklingen i ålegræsengen i Horsens fjord siden udplantningen i juli 2017. Referencen (mørke kvadrater) repræsenterer skudtætheder i moderbede i området, mens transplantationer af apikale skud vha bambus-pinde er vist med grå cirkler og apikale skud monteret på jernsøm er vist med mørke cirkler. Data er angivet som mean $\pm$ SE.



N- og P-effekt

Virkemiddeffekten ved ålegræsrestaurering omfatter to komponenter "Immobilisering i vækstsæsonen" og "permanent immobilisering", som er uddybet i det følgende.

Nedenstående tabel 3.3.1 viser puljer og processer, som er målt på det transplanterede område i Horsens Fjord. Udviklingen i puljerne er forløbet fra juli 2017 til oktober 2019 og data er gennemsnit for disse to første år af retablerin-

gen. Den stående skudbiomasse er fundet ved at opgøre skudtæthederne, høste ca. 50 skud fordelt i området, separere overjordisk og underjordisk biomasse og efterfølgende analysere C, N, P indholdet i disse. Bladproduktionen blev beregnet ved at tælle antallet af bladar (internoder) på rodstænglerne af de høstede skud, da hvert produceret blad efterlader et bladar, og afstanden mellem bladar afspejler sæsonen med størst afstand om sommeren, hvor væksten er hurtig. Ålegræsskud vokser således året rundt og smider gamle blade i takt med, at nye dannes. Skuddene har typisk flere blade (5-6) om sommeren end om vinteren (2-3) og danner i alt omkring 20 blade om året.

Til bestemmelse af immobilisering af næringsstoffer i havbunden blev der taget sedimentkerner på nøgenbunden og i de transplanterede ålegræsbede, som også er analyseret for C, N og P indhold. Data vist i tabellen er korrigeret for nøgenbund, således at puljerne repræsenterer den ekstra økosystemservice, som transplantationerne understøtter.

Endvidere er udviklingen i infauna og mobil fauna undersøgt, mens alene udviklingen i infauna biomasse er inkluderet i tabellen, da resultaterne for den mobile fauna endnu ikke er oparbejdet.

Den eneste parameter, som ikke er målt på lokaliteten, er denitrifikationen, som tidligere er målt i laboratoriet som et massebalancestudie (Flindt m.fl. 1994, 1999), og som nu er understøttet af en række andre publicerede studier, der også påviser, at ålegræsbede effektivt understøtter højere denitrifikationsrater end nøgenbundsområder (Eyre m.fl. 2016, Zarnoch m.fl. 2017).

Tabel 3.3.1. Udviklingen i puljer og processer i det transplanterede område i Horsens Fjord. Data er korrigeret for nøgenbund, hvorved puljerne repræsenterer den ekstra økosystemservice, som transplantationer understøtter. Mens alle nævnte processer bidrager til immobilisering i vækstsæsonen, er det kun en andel af processerne, der bidrager til permanent immobilisering, nemlig den ikke-nedbrydelige andel af rod/rhizombiomasen (her baseret på data fra Banta m.fl. 2004, deres tabel 2), akkumuleringen i sediment (baseret på dels begravelse af lokal produktion og dels CNP tilført fra omgivelser) og denitrifikation. (En del af bladproduktionen vil også eksporteres til lagre i havbunden og på land (Duarte & Krause-Jensen 2017), hvilket dog er udeladt af denne beregning).

Puljer/processer	kg ha ⁻¹ år ⁻¹		
	C	N	P
Immobilisering i vækstsæsonen			
- Stående skud biomasse	525	21	4
- Rod/rhizom-vækst	925	37	7
- Bladproduktion	2275	91	17
- Sum af blad- og rod/rhizomvækst	3200	128	24
- Akkumuleret i sediment	355	64	30
- Denitrifikation		50	
- Infauna udvikling	456	52	6
Total immobilisering i vækstsæsonen	4011	294	60
Permanent immobilisering			
- Rod/rhizom-vækst (57 % C, 86 %N, 26 % P)	527	32	1,8
- Akkumuleret i sediment	355	64	30
- Denitrifikation		50	
Permanent immobilisering - total	822	146	32

Tabellen opsummerer og understreger de to forskellige typer af virkemiddeleffekter i forhold til næringsstoffer og kulstof: *Total immobilisering i vækstsæsonen* samt den del heraf, der fører til *permanent immobilisering* (se uddybning i tabeltekst samt nedenfor). Data og perspektiver behandles i de følgende afsnit.

N-effekt

Immobilisering i ålegræsset i vækstsæsonen

Immobiliseringen i vækstsæsonen omfatter ålegræsproduktionen i form af blad, skud og rod / rodstængel-produktion, akkumuleringen i sedimentet, denitrifikation og udvikling i faunabiomassen (her kun for infauna).

Størstedelen af ålegræsproduktionen finder sted i sommerhalvåret, og det er også i vækstsæsonen, at fauna-tilvæksten sker. Tilsvarende er det også primært i vækstsæsonen, at den temperaturafhængige denitrifikation understøttes af mineralisering af organisk materiale i sedimentet, som via nitrifikationen i rodzonen sikrer høje nitratkoncentrationer i sedimentets porevand (Flindt m.fl. 1994).

Immobiliseringen af kvælstof i vækstsæsonen illustrerer en essentiel økosystemservice, som de udplantede bede yder, og som i alt udgør $294 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Det er denne service, som reducerer næringsstoftilgængeligheden for fytoplankton og opportunistiske makroalger (Flindt m.fl. 1999), der ellers underminerer en forbedring i miljøtilstanden. Ålegræssets blad- og rodproduktion bidrager med $128 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvilket er mere end det dobbelte af den interne belastning, som typisk ligger på $30\text{-}60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Derudover bidrager N-akkumuleringen i sedimentet med $64 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, denitrifikationen med omkring $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ og infauna-udviklingen med $52 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Det antages, at immobilisering i vækstsæsonen fortsætter år efter år. Det er muligt, at immobiliseringen vil øges og stabiliseres på et højere niveau, når engen er fuldt udvokset, omvendt er skudtætheden allerede høj efter 2 år, så vi vælger at antage, at den målte immobilisering fortsætter på samme niveau.

Permanent immobilisering i havbunden

Denne pulje udgøres af den del af rod / rodstængel tilvæksten, som er ikke-nedbrydelig, tilvæksten i sedimentpuljerne samt denitrifikationen, som alle finder sted i havbunden.

Vi har antaget, at den ikke-nedbrydelige del af rod / rodstængel tilvæksten omfatter 86 % af kvælstoffet (Banta m.fl. 2004), - i alt $32 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$.

Tilvæksten i sedimentets kvælstofpulje er opgjort til $64 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Afstødte blade, som begravnes lokalt, indgår i den akkumulerede sedimentpulje sammen med materiale sedimenteret fra vandsøjlen. Den andel af ålegræsblade, der driver på land og gødske strandenge, eller som eksporteres til kulstofdepoter uden for ålegræsengen (Duarte og Krause-Jensen 2017), er ikke medtaget her. I den sammenhæng er vores estimat for N-immobilisering derfor konservativt.

Etablerede ålegræsbestande i danske kystområder har typisk betydeligt større puljer af både næringsstoffer og kulstof i havbunden under engene, end det er tilfældet med de nyetablerede bestande i Horsens Fjord, fordi puljerne ophobes over mange år. Blot i de øvre 10 cm af havbunden under de danske ålegræsenge er der ophobet i gennemsnit $17 \pm 1 \text{ g N m}^{-2}$ og $1013 \pm 116 \text{ g C m}^{-2}$ (svarende til $170 \pm 10 \text{ kg N ha}^{-1}$ og $10130 \pm 1160 \text{ kg C ha}^{-1}$) med de største niveauer (max. 4480

kg N ha⁻¹ og 44130 kg C ha⁻¹) i fjordene sammenlignet med åbne kystområder (Kindeberg m.fl. 2018). Alderen på disse ålegræssedimenter er ikke bestemt, men hvis man antager en sedimentationsrate på 2 mm år⁻¹ (review af sedimentationsrater i havgræsbede 0.61-6 mm år⁻¹, Duarte m.fl. 2013), er puljen i de øvre 10 cm akkumuleret over 50 år.

Hvis de målte akkumuleringsrater i det retablerede ålegræsbed i Horsens Fjord fortsætter på samme niveau, vil transplantationsområdet nå en N- og C-pulje svarende til gennemsnittet for danske ålegræsenge i de øvre 10 cm efter ca. 11 år, mens det vil tage 47-50 år at nå den maksimale N- og C-pulje målt i de øvre 10 cm af danske ålegræsenge. Hvis sedimentationsraten desuden er 2 mm per år, vil sedimenterne efter 50 år have N-niveauer i de øvre 10 cm på niveau med de maksimale værdier for puljerne i danske ålegræssedimenter. I eksponerede områder vil en del af det ”permanent” immobiliserede materiale eksporteres under storme m.m., mens det forventes at bevares i beskyttede områder. Det er formentlig en væsentlig del af årsagen til de store variationer i puljestørrelser. På den baggrund må det også forventes, at den ”permanente” immobilisering både er større og mere permanent i beskyttede end i eksponerede områder. Horsens Fjord hører til de relativt beskyttede områder, hvilket underbygger de betydelige akkumuleringsrater, som er målt i det retablerede ålegræsbed.

Endelig er denitrifikationen estimeret til 50 kg N ha⁻¹ år⁻¹, som er målt i laboratoriet på intakt ålegræs fra Roskilde Fjord (Frederikssund Bredning) med en uforstyrret rodzone (Flindt 1994). Vi har valgt at benytte dette estimat, da det repræsenterer lokale ålegræsenge. Denitrifikation i ålegræssedimenter varierer dog meget (3.2–13.7 mg N m⁻² d⁻¹ svarende til 12-50 kg N ha⁻¹ år⁻¹), men nettoeffekten på N-fluxen afhænger også af nitrifikationen, som kan være betydelig (1.2–6.5 mg N m⁻² d⁻¹, svarende til 4-24 kg N ha⁻¹ år⁻¹) (se f.eks. Flindt, 1994; McGlathery m.fl., 1998; Risgaard-Petersen and Ottosen, 2000; Welsh, 2000; Welsh m.fl., 2000; Cole og McGlathery, 2012; Russell m.fl., 2016; Kindeberg m.fl. 2018). Størstedelen af denitrifikationsstudierne ovenfor repræsenterer gennemsnit af høje denitrifikationsrater i vækstsæsonen, hvor temperaturen er høj, mens processen i øvrige perioder begrænses af lave temperaturer og begrænset ålegræsproduktion. Effekten af ålegræssets produktion på denitrifikationen er, at rodzonen iltes, og zonen for den koblede nitrifikation og denitrifikation derved øges. Der eksisterer formentlig også en kobling mellem den arealspecifikke ålegræsbiomasse og denitrifikationen, idet produktive bestande med en veludviklet rodzone lækker mere ilt. Endvidere finder en række forskere, at havgræsbede kan understøtte en 5-dobling af denitrifikationen sammenlignet med nøgenbundsarealer (Reynolds m.fl., 2016; Eyre m.fl., 2016; Zarnoch m.fl., 2017 (opsummeret af Duarte og Krause-Jensen 2018).

Udviklingen i infauna er ikke inkluderet i den permanente N-binding, hvilket også bør betragtes som konservativt, da der grundet prædation vil være et turnover af faunaen, som jo indbygges i højere fødekædeled.

P-effekt

Da ålegræssets CNP optag forløber parallelt og vækstrateafhængigt, er mekanismerne de samme som beskrevet for N-effekten. P-kredsløbet inkluderer dog ikke en mekanisme, der matcher denitrifikationen. Immobiliseringen i vækstsæsonen er målt til 60 kg P ha⁻¹ år⁻¹, hvor ålegræsproduktionen bidrager med 24 kg P ha⁻¹ år⁻¹, og der indbygges 30 kg P ha⁻¹ år⁻¹ i sedimentet og 6 kg P ha⁻¹ år⁻¹ i infaunaen.

Den permanente immobilisering er estimeret til $32 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, hvor P-akkumuleringen i sedimentet udgør $30 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, mens rod og rodstængeltilvæksten anslås at bidrage med blot $1,8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, da kun 26 % af P vurderes at være ikke-nedbrydeligt (Banta m.fl. 2004). Den målte N/P-ratio (vægtbasis) i sedimentet i Horsens Fjord er dog kun ca. 2 (dvs. langt under Redfield-ratioen på 7), hvorved der støkiometrisk akkumuleres mere P end N. Dette lave forhold indikerer, at den veltiltede rodzone formentlig udfælder oxideret jern, som adsorberer fosfat. Det er derfor sandsynligt, at vores estimat for permanent immobilisering af P er underestimeret.

Som det er tilfældet for N (se ovenfor), har etablerede ålegræsbestande også typisk betydeligt større puljer af P i havbunden under engene end nyetablerede bestande. I de øvre 10 cm af havbunden under danske ålegræsenge er der således ophobet i størrelsesordenen $109 \pm 12 \text{ g P m}^{-2}$ (svarende til $1090 \pm 120 \text{ kg P ha}^{-1}$) (Kindeberg m.fl. 2018).

Effekt i tid og rum

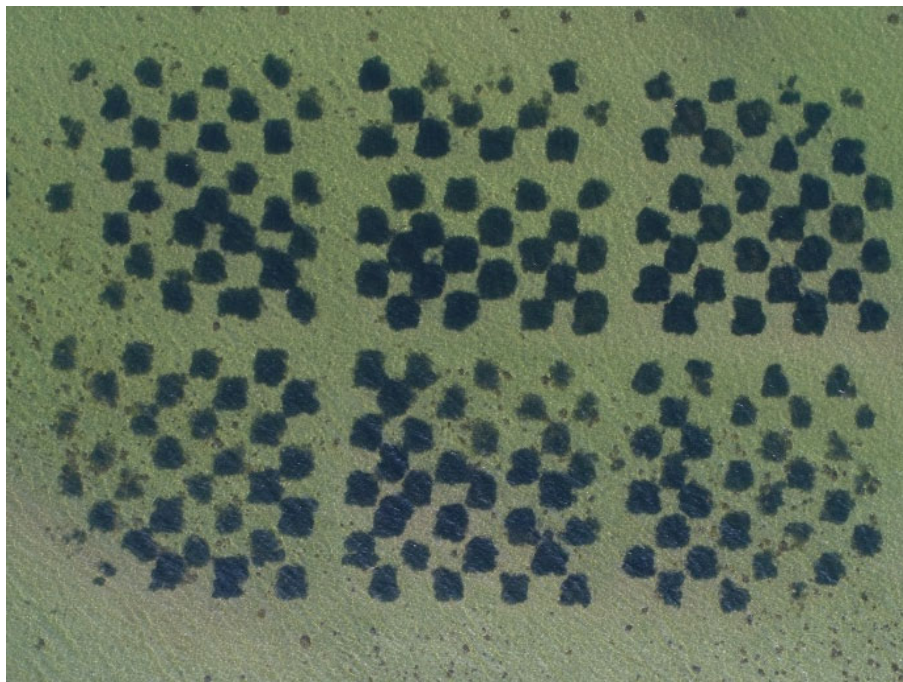
Der er en forskel i tid og rum både på restaureringssucces og på virkemiddel-effekt. For at fremme restaureringssuccesen beskriver restaureringsprotokollen (baseret på erfaringer) optimale tidspunkter for at igangsætte indsatsen og anbefaler en serie mindre pilotudplantninger for at identificere de mest egnede områder for den efterfølgende egentlige restaureringsindsats (restaureringsprotokollen er under udarbejdelse og udgives først ved projektets afslutning i 2020). Virkemiddeleffektens variation i tid og rum er beskrevet neden for.

Tidslige effekter

Den tidslige effekt af ålegræs og andre havgræsser som eutrofieringsbuffer (og klimabuffer) har både en sæsonkomponent, en initial retableringseffekt og et langtidsaspekt. *Sæsoneffekten* består i netto-inkorporering af CNP i biomassen gennem vækstsæsonen, vekslede med netto remineralisering i vintersæsonen (se resultater ovenfor). Eftersom en succesfuld retablering omfatter en netto opbygning af biomasse over de første år, er der ud over sæsonvariationen også en netto opbygning af både overjordisk og underjordisk levende biomasse, indtil ålegræsengen når sin klimaksbiomasse (se resultater ovenfor). Dette giver en *initial retableringseffekt*, ligesom når skove på land opbygger deres ved. Størrelsen af denne initiale effekt er meget afhængig af, hvordan transplantationen arrangeres. I Horsens Fjord er udplantningen foretaget som skaktern på 3 X 3 meter, hvor der centralt i transplantationsfelterne er udplantet skud i 2 X 2 meter arealer. Dette skaber en stor perimenter og derved mulighed for en ekstra gevinst ved, at den vegetative vækst har adgang til meget nøgenbundsareal. Herved øges initialeffekten, hvilket også er sket i Horsens Fjord, hvor en del af de beplantede skaktern allerede er ved at lukke nøgenbundshullerne, samtidig med at skudtætheden er øget fra 21 skud m^{-2} til ca. 900 skud m^{-2} . Dette ses illustreret i nedenstående dronebillede (Figur 3.3.4).

Når transplantationen ved vegetativ vækst er udfyldt, så alle nøgenbundsområder er tilvoksede, vil den resterende tilvækst af ny nøgenbund kun foregå langs den ydre perimenter, og hastigheden af ny-vundet areal vil falde, da en mindre del af skudbiomassen er i kontakt med nøgenbund.

Figur 3.3.4. Dronebillede af Horsens-transplantationer taget i september 2019 viser den kraftige vegetative vækst, hvor nøgenbundsfelterne i midten af transplantationen er ved at være tilvoksede. Billedet viser også, at der er meget mere slid og stress i den ydre del af transplantationen end i midten, hvilket viser den selvbeskyttende effekt, som først opstår ved arealmæssigt store transplantationer. Foto Niels Svane.



Langtidseffekten som eutrofieringsbuffer består i begravelse af næringsstof i havbunden inden for ålegræshabitatet, stimulering af denitrifikationen i habitatet, samt eksport af partikulært og opløst organisk materiale til depoter uden for habitatet. Langtidsklimabuffer-effekten foregår sideløbende på samme vis ved, at partikulært kulstof begravnes i havbunden under engen, mens både partikulært og opløst organisk materiale eksporteres til kulstofdepoter uden for habitatet (Duarte & Krause-Jensen 2017). Disse effekter er forholdsvis langsomme i starten, hvor engene endnu ikke har opnået maksimal biomasseproduktion og dermed maksimal begravelse af egen biomasse og derfor heller ikke endnu virker som en fuldt effektiv sedimentfælde. Resultaterne ovenfor illustrerer tydeligt, at retableringen i Horsens Fjord har betydelig større kulstoftilbageholdelse i sedimentet 2 år efter retableringen end 1 år efter retableringen. Retablering af ålegræs i Virginia coastal lagoon på USA's østkyst, som er fulgt siden 2001, viser også tydeligt den tiltagende akkumulering af næringsstoffer og kulstof i havbunden under engene i de første årtier efter retableringen (McGlathery m.fl. 2012, Aoki m.fl. 2019). For dette område var N-begravelse i sedimentet den vigtigste permanente N-fjernelsesproces med hastigheder på $3,62 \text{ g N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ($36 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$) 10 år efter retableringen, hvilket var på niveau med N-begravelsen i naturlige bestande og mere en 20 gange højere end i nøgenbunden (Aoki et al. 2019). Tilsvarende tydelige effekter på C-begravelse fremgår af retableringsstudier for havgræsser på Australiens vestkyst (Marbá m.fl. 2015).

Langtidseffekten i form af tiltagende store depoter af næringsstoffer og kulstof under havgræsenge er også baggrunden for, at det er langt mere effektivt at beskytte og bevare eksisterende havgræsenge end at lade dem gå til og efterfølgende restaurere dem. For hvis man bevarer en eksisterende eng, bevarer man også det tilhørende depot af næringsstoffer og kulstof i havbunden og opnår desuden den løbende tilbageholdelse af næringsstoffer og kulstof.

Det er naturligvis også helt afgørende for positive restaureringseffekter, at man ikke beskadiger den eng, som skuddene til restaurering tages fra.

Rumlige effekter

Der er også betydelige rumlige forskelle både i restaureringssucces og i havgræssers effekt som eutrofieringsbuffer og klimabuffer. Det gælder både inden for et område som funktion af dybden og mellem områder.

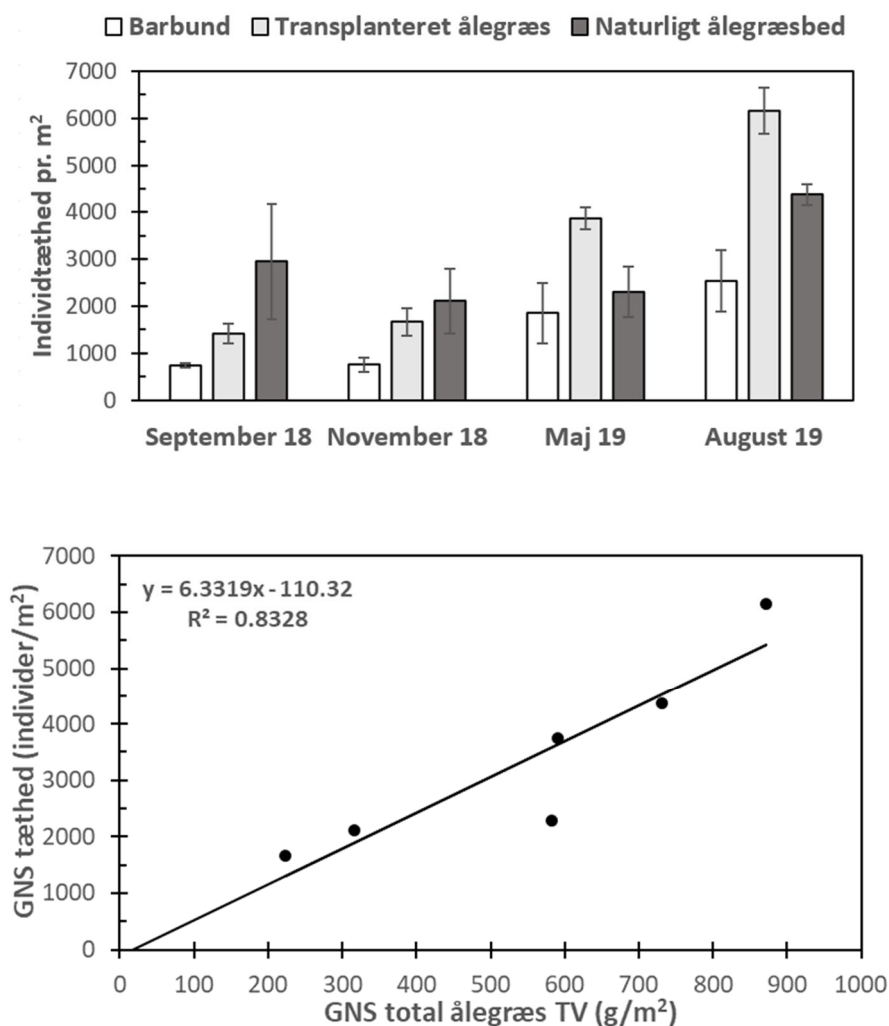
Langs en *dybdegradient* er restaureringssuccesen typisk størst på relativt lavt vand, hvor der er optimale lysforhold, dog ikke på helt lavt vand, hvor både den betydelige bølgeenergi og risikoen for ekstreme temperaturer er størst. Pilotudplantninger gennem dette projekt og forløberne (NOVAGRASS, Reel-Grass) har tydeligt vist, at udplantninger på vanddybder under 2.5 meter i fjordene har meget begrænset overlevelse, da de nyudplantede skud har store lyskrav for at kunne kompensere for store tabsprocesser (begravelse/oprivning af skud grundet sandormeaktivitet, ballistisk drivende makroalger, overlejring af makroalger, epifytter samt sedimentmobilitet (Valdemarsen m.fl. 2010), der truer de små skud.

Der er også større forventet restaureringssucces i nogle områder end andre afhængigt af variationen i naturgivne betingelser og presfaktorer. Dette projekt har eksempelvis tydeligt vist, at restaureringssuccesen er begrænset inderst i fjorde, hvor miljøforholdene er dårligst. Således var der ingen succes med pilotudplantninger inderst i Horsens Fjord, mens der var god succes længere ude i fjorden, hvor bl.a. lysforholdene var bedre. Ud fra kendskab til ålegræssets habitatkrav kombineret med detaljeret viden om både fysiske, kemiske og biologiske habitatforhold er der etableret kort over den potentielle udbredelse/reableringssucces for ålegræs i en række danske fjorde (Flindt m.fl. 2016, Kuusemaa m.fl. 2016, Canal-Verges m.fl. 2016).

Der er også betydelige rumlige forskelle i lagrene af næringsstoffer og kulstof i havbunden under veletablerede ålegræsbestande. Ålegræs i beskyttede fjorde, såsom Horsens Fjord, har generelt større depoter end enge langs mere eksponerede åbne kyster (Kindeberg m.fl. 2018). En del af denne forskel beror på, at en større del af produktionen transporteres væk fra ålegræsbestanden i eksponerede områder, og en del af den eksporterede biomasse kan også ende i et kulstofdepot i havet (Flindt m.fl. 2004, Duarte og Krause-Jensen 2017). Eksponeringen påvirker også ålegræssets evne som sedimentationsfælde, og dermed vil der være størst sedimentation i relativt beskyttede områder (Kindeberg m.fl. 2018).

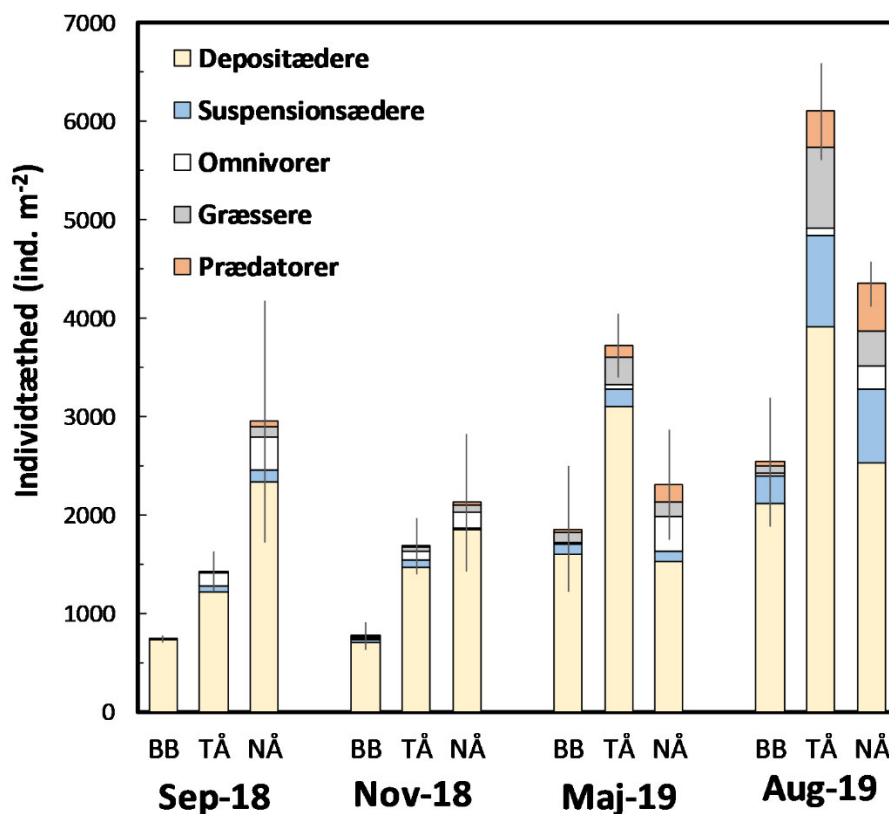
Fauna-succession: I Horsens Fjord er faunasuccessionen og udviklingen i faunatæthed fulgt i de nyetablerede ålegræsbede og sammenlignet med analyser af nøgenbunden og modne bede i nærområdet. Nedenstående figur (Figur 3.3.5) viser resultaterne for infaunaen. Allerede i 2018 er der en tydelig udvikling i individtætheden, som fortsætter i 2019, hvor individtætheden er 3-doblet i forhold til nøgenbunden. Korrelationen mellem udviklingen i individtætheden følger tydeligvis udvikling i ålegræsbiomassen. Dette indikerer størrelsesordenen af den økosystemtjeneste, som nyetablerede bede giver på fødekædeniveau. Fremtidige undersøgelser vil vise, hvornår denne service er fuldt udviklet.

Figur 3.3.5. Øverst vises udviklingen i infauna-tætheden i de transplanterede ålegræsbede sammenholdt med barbunden og de naturlige modne bede, og nederst ses faunatætheden sammenholdt med ålegræssets skudtæthedsudvikling



Fauna-prøverne er sorteret, og dyrene er bestemt til artsniveau og herefter inddelt i funktionelle fødegrupper (Figur 3.3.6). Igen er nøgenbund, det transplanterede område og det nærliggende modne ålegræsbede undersøgt. Som det ses, er nøgenbunden temmelig økologisk forarmet, idet faunaen langt overvejende består af bundædere (deposit feeders), mens der både relativt og absolut er langt flere filtratorer (suspension feeders), omnivorer, græssere og prædatorer i de nyetablerede ålegræsbede. Ålegræsbedet understøtter allerede efter 2 år robuste og velfunderede fødekæder i områderne, som ernæringsmæssigt kan understøtte et veletableret fiskekeyngelsamfund. Det er vigtige økosystemtjenester, som dokumenterer behovet for at ålegræsdekningen i vore fjorde forbedres.

Figur 3.3.6. Viser udviklingen i in-fauna's funktionelle grupper siden udplantningen. BB er barbund, TÅ er de transplanterede områder mens NÅ er de naturlige modelbede.



Overlap ift. andre virkemidler

Der er mulighed for vekselvirkning med sand-capping, som kan forbedre forankringsmulighederne for ålegræs i områder med for blød bund.

Muslingeopdræt kan i princippet bidrage positivt ved at filtrere vandsøjlen og dermed skabe bedre lysforhold. Disse bør dog holdes på så stor afstand, at fækalier og pseudofækalier ikke ender i ålegræsbedene

Sikkerhed på data

Storskalaetableringen blev gennemført i 3 områder, alle med succes. I Lunkebugten krævede det dog et dobbeltforsøg, før retableringen lykkedes, pga. iltsvind. Især etableringsfasen er sårbar og afhængig af gunstige miljøforhold.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

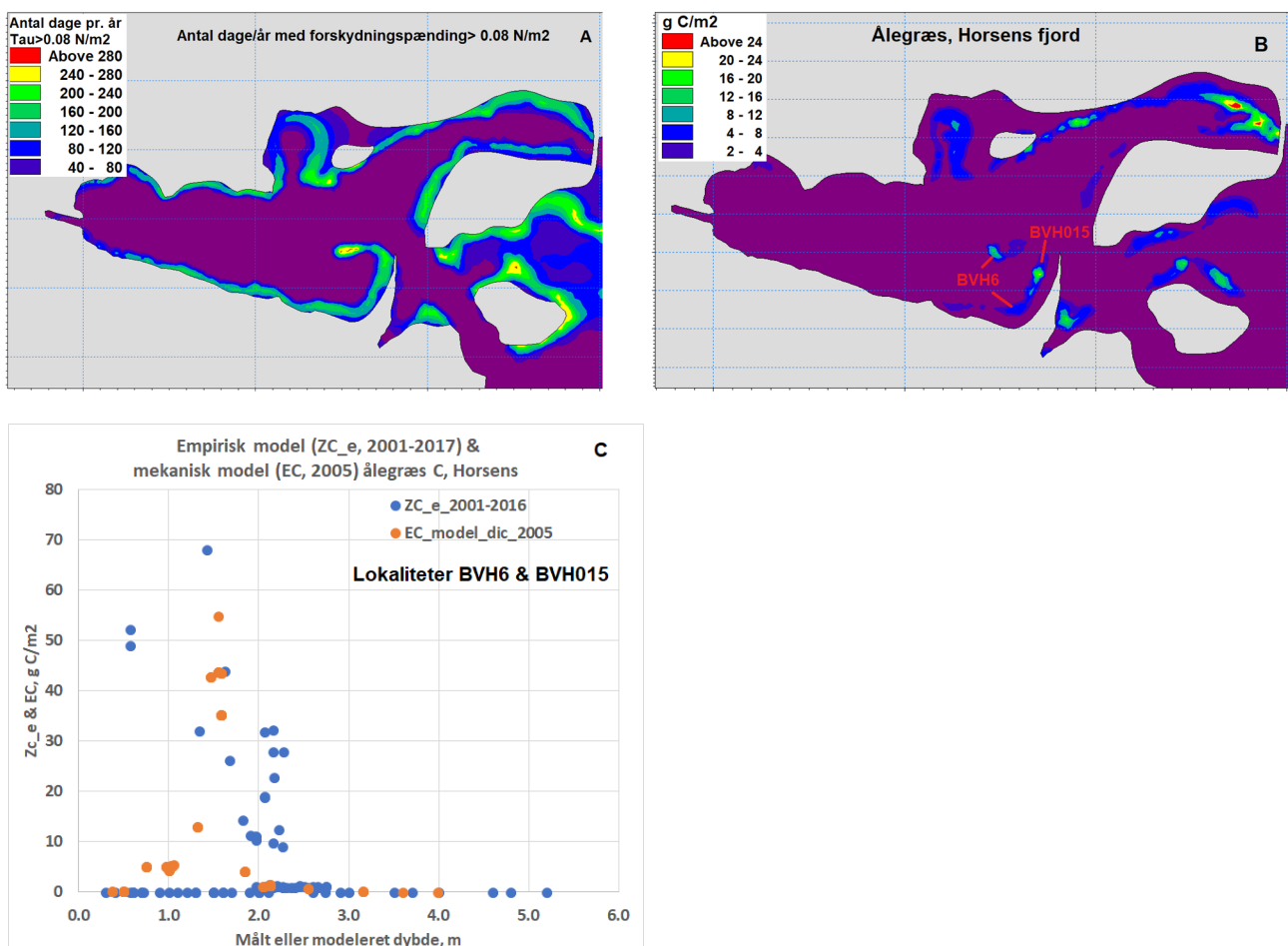
Det samlede projekt slutter til april, så der hentes fortsat data ind indtil da. Dataoparbejdningen vil også pågå over de næste år i takt med, at hele datasættet oparbejdes og formidles i form af videnskabelige artikler blandt andet som del af specialeafhandlinger og Ph.d. afhandlinger.

Vandplanmodellering foregår i 2020 (under ledelse af Karen Timmerman), hvor Mogens Flindts bidrag til WP5 har fokus på lavbundsområder og vil fremhæve de store forskelle i fysisk/kemiske forhold mellem lavvandsområder med ålegræsvegetation og åbenvandsstationerne, hvor overvågningsprogrammets vandkemistationer er lokaliseret.

Forudsætninger og potentiale

Ålegræsenge kræver god vand- og sedimentkvalitet, og succesfuld beskyttelse og restaurering af ålegræs afhænger derfor af en holistisk ålegræsforvaltning, der støtter engene ved at sikre god vandkvalitet gennem reduceret udledning af næringsstoffer fra land og ved at begrænse den fysiske forstyrrelse af engene og den omgivende havbund gennem kontrol med bl.a. trawling af havbunden inden for ålegræssets potentielle udbredelsesområde.

En anden væsentlig forudsætning for restaureringssucces er at følge en fast protokol, der bygger på tidligere erfaringer og tager højde for faldgruber. Projektets protokol for restaurering af ålegræsenge bliver udgivet ved projektafslutningen i 2020. Et vigtigt element i protokollen er valg af potentielle retableringsområder. Mekanistiske modeller er vigtige værktøjer i den sammenhæng. Figur 3.3.7 giver et eksempel på en mekanistisk models beregning af ålegræs biomassen i Horsens Fjord år 2005. Modelkomplekset (hydraulik + bølger + økologi) indeholder beskrivelser af ålegræssets vækst som funktion af lys, næringsstoffer i vandet og en række sedimentparametre og supplerende presfaktorer (Kuusemäe m.fl. 2016). Modellen beregner først bølgers og strøms bundforskydning, som så bruges til at lave kort over sedimentpuljer af C, N og P i de øverste 10 cm (Figur 3.3.7 A). Den økologiske model beregner biomasserne af ålegræs (Figur 3.3.7 B), som kan sammenlignes med den empirisk bestemte biomasse (Carstensen et al. 2016) ud fra modelberegnete sigtdybder og målte dækningsgrader af ålegræs (Figur 3.3.7 C).



Figur 3.3.7. A: Modelberegnete antal dage pr. år med bølge og strøm genereret bundforskydningspænding > 0,08 N/m², bruges til estimering af sediments puljer af C, N og P. B: Modelberegnet overjordisk ålegræs biomasse (g C/m²). NOVANA transekter (BVH6 & BVH015), hvor ålegræssets dækningsgrad måles. C: Sammenligning af empirisk bestemte biomasse beregnet ud fra målt dækningsgrad og sommer-sigtdybde og mekanistisk modelberegnet biomasse fra figur B.

I modellen er det muligt at afsøge potentielle udplantningslokaliteter ved at tilføre et område et antal ålegræsskud pr. m² og følge væksten. Derudover muliggør modellen, at der skabes scenarier, som ændrer vækstbetingelserne for ålegræs, f.eks. sedimentets beskaffenhed (f.eks. ved sand-capping) og reducerede N- og P-belastninger. Det er ligeledes muligt at opstille en massebalance for ålegræssets tilvækst og død og tilhørende flukse af C, N og P.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Det kræver en stor indsats at restaurere tabte ålegræsbestande, og det vil formentlig i vid udstrækning bero på en offentlig indsats, citizen science og frivilligt arbejde evt. suppleret med fondsmidler. I forhold til citizen science og frivillig assistance er der stor interesse fra f.eks. gymnasier, lystfiskere og sportsdykkere. Samtidig er der brug for en monitoringsindsats for at følge udviklingen i de restaurerede bestande. Ålegræsrestaurering er på den måde principielt anderledes end tangdyrkning og muslingedyrkning, som giver et salgbart produkt og derigennem en forretningsmulighed. Man kunne muligvis stimulere ålegræsrestaurerings- og bevaringsinitiativer ved at belønne den kvælstof-, fosfor- og kulstoftilbageholdelse samt evt. andre økosystemtjenester, som engene bidrager med.

For at få kendskab til restaureringssuccesen er der behov for at følge udviklingen i udbredelsesareal og tæthed af de transplanterede bestande. Det kan gennemføres effektivt med drone evt. suppleret med feltundersøgelser af skudtætheden samt prøver til vejning af skud. Desuden vil det være interessant at følge udviklingen i bestandenes puljer af næringsstoffer og kulstof. Dette element er dog ikke afgørende for at vurdere restaureringssuccesen.

Sideeffekter

Natur og miljø (herunder marine kvalitetslementer)

Ålegræsenge er en del af kvalitetselementet ”Blomsterplanter og makroalger” under Vandrammedirektivet, så Danmark er ligesom andre EU lande forpligtet til at sikre, at vores ålegræsenge har god økologisk tilstand. Da ålegræs samtidig er levested for mange forskellige fisk og smådyr, stimulerer sunde enge biodiversiteten i kystzonen og styrker dermed også andre biologiske kvalitetslementer samtidig med, at de kan bidrage til bedre økosystemtilstand gennem positiv effekt på vandets sigtbarhed (Se uddybning under 3.3.1. ”Definition af virkemidlet og dets funktion”).

Øget udbredelse af ålegræsbestande bidrager også til at opfylde Havstrategidirektivet, som har til formål at sikre god miljøtilstand i vores havområder.

Klima

Ålegræs bidrager som klimabuffer. Det sker dels ved klimamitigering gennem kulstofbegravelse og dels ved lokal klimaadaptation gennem kystværneffekt, hævnning af havbunden og som forsøringsbuffer. Se uddybning under 3.3.1. ”Definition af virkemidlet og dets funktion”).

Øvrige (f.eks. visuelle gener)

Ålegræsrestaurering giver positive visuelle effekter, idet ålegræssets optag af næringsstoffer gennem vækstsæsonen betyder, at næringsstofferne ikke er tilgængelige for fytoplankton - hvilket bidrager til *klarere vand*. Samtidig betyder fældningen af partikler i ålegræsengen og stabiliseringen af havbunden, at der

er færre partikler og dermed klarere vand over engene. Se uddybning under 3.3.1. "Definition af virkemidlet og dets funktion").

Økonomi

Etableringsomkostninger

Med udgangspunkt i danske restaureringsforsøg udført i forbindelse med projekterne "NOVAGRASS" og "Storskalaudplantning af ålegræs" samt synteser udført i projektet "Havets skove" beregnes omkostningerne forbundet med restaurering af ålegræsenge ved plantning af skud til 249.086 kr. / ha; se tabel 3.3.1. Det er denne omkostning, der anvendes til beregning af reduktionsomkostningerne (i kroner per kg, for hhv. N og P) for ålegræsrestaurering som virkemiddel.

I det følgende gør vi rede for de antagelser, der ligger til grund for omkostningsberegningen, som tager udgangspunkt i tilplantning af 1 ha havbund. Udplantningen af skuddene sker i skaktern, som beskrevet i foregående afsnit, hvor der kun plantes i halvdelen af felterne. De skaktern, der plantes i, opdeles i 9 felter, hvoraf der plantes i de 4 af disse. Ved restaurering af 1 ha ålegræseng plantes der således reelt kun på 2.222 m² havbund². Skudtætheden på de beplantede arealer antages som beskrevet i tidligere afsnit at være 21 skud / m², og det totale antal skud, der udplantes per ha, er dermed knap 47.000, hvilket svarer til en gennemsnitlig skudtæthed på 4,7 skud / m² for hele den restaurerede ålegræseng.

Høsten af skuddene antages at kunne klares med river, og er dermed ikke så ressourcekrævende. Den efterfølgende udplantning af ålegræsskud er imidlertid tidskrævende, og lønomkostninger til dykkere og hjælpere udgør følgelig den væsentligste omkostningspost. Både områderne, hvor der høstes skud, og områderne, der tilplantes, antages at være tilstrækkeligt lavvandede til, at der ikke er behov for dykning med luft. Dette afviger fra antagelserne anvendt i Moksnes m.fl. (2016), hvor beregningerne er baseret på, at anvendelsen af dykkerudstyr med luft er nødvendig. Ålegræsskud kan transplanteres på flere forskellige måder, herunder med eller uden forankring; her antages det, at forankring er nødvendig, og forankringen sker ved hjælp af søm. Anvendelse af forankring medfører en betydelig forøgelse af transplantationsomkostningerne, primært som følge af øget tidsforbrug, idet udgifter til sømmene i sig selv er begrænsede. Ifølge Moksnes m.fl. (2016) er tidsforbruget mindst dobbelt så stort, når skuddene skal forankres, som hvis forankring ikke var nødvendig.

Omkostningerne forbundet med arbejdsindsats opgøres med udgangspunkt i en timeløn på 250 kr. / time, og timelønnen antages at være den samme for dykkere og hjælpere. Denne timeløn er også anvendt i beregningerne af reduktionsomkostningerne for muslingeproduktion og tang, og den samme arbejds løn per time er anvendt på tværs af virkemidlerne for at sikre konsistens i forudsætningerne. Timelønnen er anvendt for både ufaglært og faglært arbejdskraft.

Det antages, at det tager to mand en dag at høste ålegræsskud til transplantation af 1 ha, hvilket svarer til et samlet timeforbrug på 15 timer til høst af skuddene. Plantning antages udført af arbejdsteam på i alt 10 mand, hvoraf de 4 er

² De 2.222 m² er beregnet således. De skaktern, der plantes i udgør 5.000 m², dvs. halvdelen af den hektar ålegræseng, der restaureres. Hvert skaktern opdeles i 9 felter, hvoraf der plantes i de 4, dvs. $(5.000 \text{ m}^2 / 9) * 4 = 2.222 \text{ m}^2$.

dykkere, imens de resterende 6 er hjælpere, som har til opgave at klargøre skuddene til plantning. Baseret på erfaringer fra NOVAGRASS antages det, at et dykkerteam kan tilplante 1 ha på 10 arbejdsdage, svarende til en plantehastighed på 1.175 skud/dykker/dag. Under antagelse af 5 aktive dykkertimer per dag svarer dette til 235 skud/time/dykker. Det samlede tidsforbrug for dykkere til plantning af 1 ha med skud beregnes til 300 timer, og for hjælpere bliver det 450 timer. Det totale arbejdskraftforbrug til høst og plantning er dermed 765 timer, hvilket med en timepris på 250 kr. medfører en samlet omkostning på ca. 191.250 kr. for restaurering af ålegræs inden for 1 ha.

Ud over arbejdet med selve transplantationen – dvs. høst og udplantning af skud – er der i analysen også inkluderet et mindre tidsforbrug til testplantning forud for transplantationen. Der er regnet med 4 testplantninger, og det samlede tidsforbrug er opgjort til 144 timer, svarende til en udgift på 36.000 kr. Derudover er der indregnet 3 gange 10 timer til monitorering af udplantningen. Omkostningerne forbundet med testplantning og monitorering anvendt i denne analyse er betydeligt lavere end de omkostningsestimater, der anvendes af Moksnes m.fl. (2016), hvor udgifterne til hhv. testplantning og monitorering er næsten lige så store som udgifterne til høst og plantning (uden forankring) med en plantetæthed på 4 skud/m²³.

Ud over omkostningerne forbundet med arbejdskraftforbrug er der også omkostninger forbundet med indkøb af udstyr samt materialeforbrug. Det antages, at der indkøbes dykker-/snorkeludstyr til de 4 dykkere, men hele udgiften tilskrives ikke tilplantningen af den ene hektar, der er i fokus i nærværende analyse. Mere specifikt antages det, at dykkerudstyret har en levetid på 5 år, og at det i den periode anvendes i forbindelse med tilplantning af 12 ha ålegræseng per år, hvilket er, hvad dykker-hjælper teamet forventes at kunne nå per plantningssæson. Over 5 år antages udstyret således anvendt i forbindelse med tilplantning af i alt 60 ha, og med en rente på 4% (Finansministeriet, 2017) kan omkostningen per ha beregnes til 374 kr. Denne udgift udgør følgelig en forsvindende lille andel af de samlede omkostninger. Ud over udgift til indkøb af dykkerudstyr skal der indkøbes søm til forankring af skuddene (3.760 kr.), beskyttelsesnet (4.000 kr.), krabbetejner (5.640 kr.) og diverse redskaber (river, spande, minibåde mv.; i alt 30.000 kr.). Omkostningerne til diverse redskaber er ligesom dykkerudstyret fordelt ud over 60 ha (12 ha/år i 5 år). De samlede udgifter til udstyr og materialer løber op i 14.336 kr./ha.

På baggrund af ovenstående opgøres de totale budgetøkonomiske omkostninger forbundet med etablering af 1 ha ålegræs eng til 249.086 kr., hvilket omregnet til velfærdsøkonomiske priser svarer til 318.830 kr./ha (se tabel 3.3.2). De budgetøkonomiske omkostninger er omkostningerne opgjort i faktorpriser, hvilket vil sige uden afgifter og tilskud. De velfærdsøkonomiske omkostninger er opgjort i markedspriser, hvilket vil sige med afgifter og tilskud, og de afspejler dermed det prisniveau, som forbrugerne skal forholde sig til. I forhold til de beregnede omkostninger bemærkes det, at der ikke er inkluderet omkostninger til transport – hverken tidsrelaterede eller køretøjsrelaterede transportomkostninger.

³ For en skudtæthed på 4 skud/m² estimerer Moksnes m.fl. (2016) forundersøgelsesomkostningerne til 379.800 SEK/ha, høst- og planteomkostningerne til 435.000 SEK/ha og Monitorings- og evalueringsomkostningerne til 388.950 SEK/ha. De totale omkostninger estimeres dermed til 1.203.750 SEK/ha (=856.300 DKK/ha, hvis 1 SEK=0,71 DKK).

I Tabel 3.3.3 er de totale etableringsomkostninger omregnet til årlige omkostninger over tidshorisonter på hhv. 20 år og 100 år, hvor sidstnævnte afspejler en uendelig tidshorison. Begge disse tidshorisonter er anvendt for at afspejle en kort tidshorison (=20 år) og en uendelig. Man må regne med, at ålegræs-etableringen vil holde uendeligt og at det derfor er denne tidshorison, der er mest relevant at anvende i en samfundsøkonomisk analyse. I forhold til sammenligning med andre virkemidler vil det dog formentlig være mest retvisende at anvende en tidshorison på 20 år.

Tabel 3.3.2. Omkostninger forbundet med etablering af 1 hektar ålegræs eng ved plantning af skud (skaktern, gns. 4 skud/m², med forankring)⁴.

Arbejdskraft	Antal timer/ha	Kr./time	Total (kr./ha) – budgetøkonomisk	Total (kr./ha) – velfærdsøkonomisk
Test-plantning (4 stationer)	144	250	36.000	46.080
<i>Etablering</i>				
Høst	15	250	3.750	4.800
Dykkere – plantning	300	250	75.000	96.000
Hjælper – plantning	450	250	112.500	144.000
<i>Etablering i alt</i>	<i>938</i>		<i>191.250</i>	<i>244.800</i>
Monitering	30	250	7.500	9.600
<i>Arbejdskraft i alt</i>	<i>939</i>		<i>234.750</i>	<i>300.480</i>
Udstyr og materiale-forbrug	Antal/ha	Kr./stk.	Total (kr./ha) – budgetøkonomisk	Total (kr./ha) – velfærdsøkonomisk
Søm til forankring	47.000	0,1	3.760	4.813
Beskyttelsesnet (m)	400	10	4.000	5.120
Krabbetejner	60	94	5.640	7.219
Dykkerudstyr			374	479
Diverse redskaber			562	719
<i>Udstyr og materiale-forbrug i alt</i>			<i>14.336</i>	<i>18.350</i>
Samlede etableringsomkostninger			249.086	318.830

Tabel 3.3.3. Totale etableringsomkostninger omregnet til årlige omkostninger over tidshorisonter på hhv. 20 år og 100 år, hvor sidstnævnte afspejler en uendelig tidshorison⁵.

	Tidshorison	
	20 år	100 år
Budgetøkonomiske omkostninger (kr./ha/år)	21.342	11.836
Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./ha/år)	27.318	15.151

⁴ Beregningerne er baseret på en rente på 4 %, og omregningen fra budgetøkonomiske til velfærdsøkonomiske priser er foretaget ved at forøge de budgetøkonomiske omkostninger med Nettoafgiftfaktoren (NAF). NAF afspejler det gennemsnitlige afgiftstryk i Danmark og er jf. Finansministeriet (2019) lig 1,28.

⁵ Omregningen til årlige omkostninger er for begge tidshorisonter baseret på en rente på 4%. Finansministeriet (2017) anbefaler en rente på 4% for samfundsøkonomiske analyser for tidshorisonter op til 35 år; herefter anbefales diskonteringsrenten nedsat til 3% i perioden 36-70 år, og yderligere nedsat til 2% for perioder over 70%. Betydningen af at anvende en fast rente på 4% sammenlignet med anvendelse af faldende diskonteringsrente vurderes ikke at have en væsentlig betydning for størrelsesordenen af det endelige resultat.

Moksnes m.fl. (2016), har som nævnt med udgangspunkt i svenske feltstudier opgjort etableringsomkostningerne for udplantning af ålegræs i restaureringssammenhæng. Omkostningerne præsenteret i Tabel 3.3.2 er betydeligt lavere end omkostningerne beregnet af Moksnes m.fl. (2016). Dette er kommenteret i gennemgangen af forudsætningerne oven for, og det illustrerer betydningen af, hvilke antagelser der lægges til grund for analysen. Beregningerne i Moksnes m.fl. (2016) er baseret på forsøg gennemført i perioden 2010-2015 i et kystområde på den svenske vestkyst nord for Göteborg.

De her beregnede omkostninger udgør langt under 50 % af omkostningerne beregnet i Moksnes m.fl. (2016) (856.300 DKK/ha). Det skyldes primært, at Moksnes m.fl. (2016) regner med betydelig mere omfangsrige forundersøgel-sesindsatser, væsentligt større ressourceforbrug i forbindelse med monitoring og afrapportering og inkluderer transportrelaterede omkostninger samt betydeligt højere timelønssatser, end der gøres her. Omvendt regner Moksnes m.fl. (2016) med en højere plantehastighed, da de planter uden at forankre skuddene.

Effekter – Permanent og midlertidig immobilisering

Sekvestrering og immobilisering

I forhold til den immobilisering / binding af kulstof og næringsstoffer, som sker i ålegræs enge, er det væsentligt at skelne mellem den samlede immobilisering gennem vækstsæsonen og andelen af denne, der resulterer i permanent immobilisering / binding (sekvestrering). Sekvestrering refererer til den mængde N og / eller P (eller andet, f.eks. C), der hvert år indbygges i sedimentet under ålegræsengen, samt frigivelse af N ved denitrifikation. Sekvestreringen udgør en delmængde af den samlede mængde N, P og C, der optages og immobiliseres af ålegræsplanten gennem vækstsæsonen. Den resterende mængde C, N og P bindes kun midlertidigt, idet stofferne frigives igen i takt med, at biomassen nedbrydes. Se uddybning i afsnit om N- og P-effekt samt Tabel 3.3.1.

Tabel 3.3.1 viser N og P budget for 1 ha transplanteret ålegræseng. Tallene angiver den mængde N og P, der immobiliseres i 1 ha nytransplanteret ålegræseng i forhold til den mængde, der immobiliseres i 1 ha ubevokset havbund. Værdierne er beregnet som gennemsnit for de to første år af engens levetid. Den totale immobilisering af N og P er opgjort til hhv. 294 kg N / ha / år og 60 kg P / ha / år. Heraf udgør den permanente immobilisering 146 kg N / ha / år og 32 kg P / ha / år.

Stigningen i både sekvestreringsrater og størrelsen af sedimentpuljen relateret til ålegræsengens alder (se afsnit om N- og P-effekt) betyder, at værdien af 1 ha nyetableret ålegræseng typisk er langt mindre end den værdi, der mistes, hvis en 1 ha ålegræs forsvinder. Derudover må værdien af ålegræs enge i forhold til andre økosystemtjenester, eksempelvis stimulering af biodiversitet og erosionsbeskyttelse, også formodes at variere afhængigt af, om engen er ung og i gang med at gro til eller veletableret.

Reduktionsomkostninger

På baggrund af de beregnede årlige etableringsomkostninger (tabel 3.3.2) og de estimerede immobiliseringsrater for N og P (tabel 3.3.1) kan de budget- og velfærdsøkonomiske reduktionsomkostningerne for virkemidlet beregnes. De beregnede reduktionsomkostninger fremgår af tabel 3.3.4 og 3.3.5, hvor reduktionsomkostningerne er beregnet for tidshorisonter på hhv. 20 og 100 år. Der er beregnet reduktionsomkostninger med udgangspunkt i to forskel-

lige effektestimater; den totale immobilisering i vækstsæsonen og den permanente immobilisering. Reduktionsomkostningerne beregnet med reference til den permanente immobilisering ses at være betydeligt højere end dem beregnet på baggrund af den totale immobilisering, hvilket skyldes, at den permanente immobilisering udgør en delmængde af den totale immobilisering. Den permanente immobilisering angiver den mængde næringsstoffer, der reelt fjernes, hvorimod den totale immobilisering angiver reduktionen i tilgængeligheden af næringsstoffer i vækstsæsonen.

Tabel 3.3.4. Reduktionsomkostninger for ålegræsrestaurering som virkemiddel (20-årig tidshorisont; 4%), kroner per kg N og P. Reduktionsomkostninger beregnet for to effektmål, hhv. total immobilisering i vækstsæson og permanent immobilisering. Den permanente immobilisering udgør en delmængde af den totale immobilisering.

	N		P	
	Budgetøkonomisk (kr./kg N)	Velfærdsøkonomisk (kr./kg N)	Budgetøkonomisk (kr./kg P)	Velfærdsøkonomisk (kr./kg P)
Immobilisering, total (vækstsæson)	62	80	305	391
- Permanent immobilisering	126	161	573	733

Tabel 3.3.5. Reduktionsomkostninger for ålegræsrestaurering som virkemiddel (100-årig tidshorisont; 4%). Reduktionsomkostninger beregnet for to effektmål, hhv. total immobilisering i vækstsæson og permanent immobilisering. Den permanente immobilisering udgør en delmængde af den totale immobilisering.

	N		P	
	Budgetøkonomisk (kr./kg N)	Velfærdsøkonomisk (kr./kg N)	Budgetøkonomisk (kr./kg P)	Velfærdsøkonomisk (kr./kg P)
Immobilisering, total	35	44	169	217
Permanent immobilisering	70	89	318	407

I forhold til de beregnede reduktionsomkostninger er det væsentligt at bemærke følgende:

Beregningerne er baseret på effektestimater fra en nyetableret ålegræseng (år 1 + 2), og der er ikke taget højde for, at udbredelsen af ålegræsset og de tilknyttede funktioner forventes at øges over tid i takt med, at engen vokser til og spreder sig. Den estimerede NP-effekt repræsenterer kun den halvdel af feltets skaktern, hvor der er plantet ålegræs. Med tiden bliver ålegræsengen tættere og dermed mere effektiv som virkemiddel, og det forventes, at skakternene med nøgenbund bliver bevokset med ålegræs via spredning fra skakternene med ålegræs uden ekstra indsats (dvs. "gratis"). Ligeledes forventes ålegræsset at brede sig til arealer uden for det samlede udplantningsområde ved selvspredning. På sigt er det derfor sandsynligt, at de beregnede reduktionsomkostninger vil blive lavere, idet NP-effekterne forventes at stige. Manglende viden om den mere konkrete udvikling i effekterne betyder imidlertid, at ændringerne for nuværende ikke kan indarbejdes i beregningerne.

Beregningen tager ikke højde for, at den permanente immobilisering bidrager til opbygning af N og P puljer i havbunden. Beregningen tager derimod udgangspunkt i den årlige reduktion i mængden af tilgængelige næringsstoffer i vækstsæsonen samt den årlige permanente immobilisering, som ålegræsengen giver anledning til. At der ikke eksplicit indregnes en værdi af opbygningen af N og P i sedimentet betyder, at den beregnede effekt ikke modsvarer den effekt, der vil være forbundet med tab af eksisterende ålegræsenge. Det

skyldes, at der ved tab af ålegræsenge ud over tabet af den årlige immobiliserings-effekt også vil frigives en del af de næringsstoffer, der har været bundet i sedimentet under engen.

De beregnede reduktionsomkostninger beskriver udelukkende forholdet mellem etableringsomkostninger og hhv. N og P-effekt. Værdien af andre effekter indgår således ikke i beregningerne. Der er en kvantificerbar værdi af kulstofbindingen i ålegræsengene, og der er også en værdi af ålegræsengene ift. opvækst af fiskeyngel samt biodiversitet. Det er endnu ikke muligt at vurdere de to sidste effekter.

P-effekten betragtes som en sideeffekt i beregningen af N reduktionsomkostningen, og N-effekten betragtes omvendt som en sideeffekt i beregningen af P reduktionsomkostningen. N og P reduktionsomkostningerne kan hver især sammenlignes med reduktionsomkostninger for N og P virkemidler i de virkemiddelkataloger, der udarbejdes for hhv. N og P.

Beregningen bygger p.t. på resultater fra de to første år af restaureringen af ålegræs i Horsens Fjord og kan senere udbygges med resultater fra de øvrige retableringsområder og dermed tage højde for variationer mellem områder. Det vil også være relevant at se på effekter over længere tidshorisonter.

Manglende viden

Dette projekt har samlet en meget stor del af brikkerne omkring potentialet for ålegræsrestaurering i Danmark.

Der er fortsat behov for at indsamle supplerende viden om bl.a. hastigheden for næringsstofbegravelse og kulstofbegravelse i etablerede ålegræsbestande og den rumlige variation blandt disse. Det kræver datering af sedimenter at beregne disse rater, og der er aktiviteter i gang for at lukke dette videnshul.

Bedre opgørelser af den rumlige udbredelse af ålegræs, både nyetablerede og veletablerede bestande, vil også bidrage til mere præcise beregninger af ålegræssets tilbageholdelse af næringsstoffer og kulstof.

Opsummering

Restaurering af ålegræs fører til immobilisering af næringsstoffer og har derudover en lang række afledte positive og værdifulde effekter på kulstofbinding, levesteder for fiskeyngel og anden fauna mv. (Tabel 3.3.6 og 3.3.7). Indsatsen er dog ressourcekrævende og kan være forbundet med en vis risiko for manglende succes og kræver derfor grundige forundersøgelser af potentialerne.

Ålegræsrestaurering er især et effektivt middel i områder, hvor vækstbetingelserne for ålegræs er gode, men hvor der er langt til moderpopulationer eller begrænsede forekomster af disse, så det ville have lange udsigter for ålegræssets at blive retableret naturligt. Restaurering kan i sådanne områder fremskynde naturlig retablering ved at sikre flere moderpopulationer, der både kan sprede sig fra randen samt levere frø til området.

Reduktionsomkostningerne for N-effekterne ved restaurering af ålegræsenge er interessante i en virkemiddelsammenhæng. Resultaterne fra forsøg i Horsens fjord indikerer, at reduktionsomkostningerne beregnet med udgangspunkt i den totale immobilisering i vækstsæsonen ved en 100-år tidshorisont

er 44 kr. per kg N og 217 kr. per kg P opgjort i velfærdsøkonomiske priser. Hvis der i stedet anlægges en kortere tidshorisont på 20 år, stiger disse reduktionsomkostningerne til 80 kr. per kg N og 391 kr. per kg P. Reduktionsomkostningerne beregnet med udgangspunkt i den permanente immobilisering ligger noget højere; for N ligger de velfærdsøkonomiske reduktionsomkostninger på hhv. 161 kr. per kg N (20-årig tidshorisont) og 89 kr. per kg N (100-årig tidshorisont), og for P ligger de tilsvarende reduktionsomkostninger på hhv. 733 og 407 kr. per kg P.

Planlægges udplantninger som citizen science projekter, hvor borgere, sportsfiskere, sportsdykkere etc. vederlagsfrit bidrager med arbejdskraft, bliver prisniveauet naturligvis meget lavere, men i en samfundsøkonomisk analyse skal værdien af denne arbejdskraft indregnes.

Tabel 3.3.6. Effekt og sikkerhed af reetablering af ålegræs som marint virkemiddel.

Virkemiddel	N-effekt	P-effekt	Overlap	Kan times i tid og rum	Sikkerhed	Økonomi*
Reetablering af ålegræs	294 kg N/ha/år	60 kg P/ha/år	Ja/nej	Ja/nej	***	N: 44 kr./kg N P: 217 kr./kg P

Tabel 3.3.7. Sideeffekter ved reetablering af ålegræs som marint virkemiddel.

Virkemiddel	Natur og miljø	Klima	Øvrige
Reetablering af ålegræs	+ Stimulering af biodiversitet Bedre sigtbarhed Ålegræs som kvalitetselement/indikator	+ C-begravelse Klimaadaptation: Kystsikring Forsuringsbuffer Øget havbunds niveau	+ Positiv effekt på fiskebestande

Referencer

Aoki LR, McGlathery KJ, Oreska MP (2019) Seagrass restoration reestablishes the coastal nitrogen filter through enhanced burial. *Limnology and Oceanography*.

Banta GT, Pedersen MF, Nielsen SL (2004) Decomposition of marine primary producers: consequences for nutrient recycling and retention in coastal ecosystems. In (eds. Nielsen SL, Banta GT, Pedersen MF) *Estuarine nutrient cycling: the influence of primary producers* (pp. 187-216). Springer, Dordrecht.

Brodersen KE, Hammer KJ, Schrammeyer V, Floytrup A, Rasheed MA, Ralph PJ, Pedersen O (2017) Sediment resuspension and deposition on seagrass leaves impedes internal plant aeration and promotes phytotoxic H₂S intrusion. *Frontiers in plant science*, 8, 657.

Canal-Vergés P, Petersen JK, Rasmussen EK, Erichsen A, Flindt MR (2016) Validating GIS tool to assess eelgrass potential recovery in the Limfjorden (Denmark). *Ecological modelling*, 338, 135-148.

Carstensen J, Krause-Jensen D, Balsby TJS (2016) Biomass-Cover Relationship for Eelgrass Meadows. *Estuaries and Coasts* 2: 440-450, (DOI) 10.1007/s12237-015-9995-6.

Cole LW, McGlathery KJ (2012) Nitrogen fixation in restored eelgrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*, 448, 235-246.

de los Santos CB, Krause-Jensen D, Alcoverro T, Marbà N, Duarte CM, van Katwijk MM, Pérez M, Romero J, Sánchez-Lizaso JL, Roca G, Jankowska E, Pérez-Lloréns JL, Fournier J, Montefalcone M, Pergent G, Ruiz JM, Cabaço S, Cook K, Wilkes RJ, Moy FE, Muñoz-Ramos Trayter G, Seglar Arañó X, de Jong DJ, Fernández-Torquemada Y, Auby I, Vergara JJ, Santos R (2019) Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature Communications* 10:3356, DOI 10.1038/s41467-019-11340-4.

Duarte CM, Losada IJ, Hendriks IE, Mazarrasa I, Marbà N (2013) The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3(11), 961.

Duarte CM, Krause-Jensen D (2017) Export from seagrass meadows contributes to marine carbon sequestration. *Frontiers in Marine Science*, 4, 13.

Eyre BD, Maher DT, Sanders C (2016) The contribution of denitrification and burial to the nitrogen budgets of three geomorphically distinct Australian estuaries: importance of seagrass habitats. *Limnol. Oceanogr.* 61, 1144–1156. doi: 10.1002/lno.10280

Flindt MR (1994) Measurements of nutrient fluxes and mass balances by on-line in situ dialysis in a *Zostera marina* bed culture. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 2259-2264.

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

Flindt MR, Neto J, Amos CL, Pardal MA, Bergamasco A, Pedersen CB, Andersen FØ (2004) Plant bound nutrient transport. Mass transport in estuaries and lagoons. Chapter 4. 39p. In (Nielsen, Banta og Pedersen (Eds.)): *Estuarine Nutrient Cycling: The Influence of Primary Producers. The Fate of Nutrient Biomass. Series: Aquatic Ecology, Vol. 2.*

Flindt MR, Rasmussen EK, Valdemarsen T, Erichsen A, Kaas H, Canal-Vergés, P (2016) Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries. *Ecological modelling*, 338, 122-134.

Flindt m.fl. 2020. Retablering af ålegræs ved transplantation – resultater og perspektiver. *Vand og Jord*. Nr 1. 2020.

Gattuso JP, Magnan AK, Bopp L, Cheung WW, Duarte CM, Hinkel J, Billé R (2018) Ocean solutions to address climate change and its effects on marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, 5, 337.

Hammer KJ, Borum J, Hasler-Sheetal H, Shields EC, Sand-Jensen K, Moore, KA (2018) High temperatures cause reduced growth, plant death and metabolic changes in eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 604, 121-132.

Hoegh-Guldberg O, m.fl. 2019. “The Ocean as a Solution to Climate Change: Five Opportunities for Action.” Report. Washington, DC: World Resources Institute. Available online at www.oceanpanel.org/climate.

Kindeberg T, Ørberg SB, Röhr MA, Holmer M, Krause-Jensen D (2018) Sediment stocks of carbon, nitrogen, and phosphorus in Danish eelgrass meadow. *Frontiers in Marine Science* 5:474. doi: 10.3389/fmars.2018.00474.

Kuusemäe K, Rasmussen EK, Canal-Verges P, Flindt MR (2016) Modelling stressors on the eelgrass recovery process in two Danish estuaries. *Ecological Modelling*, 333, 11-42.

Lange m.fl. In prep

Lange m.fl. Submitted

Marbà N, Arias-Ortiz A, Masqué P, Kendrick GA, Mazarrasa I, Bastyan GR, Duarte CM (2015) Impact of seagrass loss and subsequent revegetation on carbon sequestration and stocks. *Journal of Ecology*, 103(2), 296-302.

Maxwell PS, Eklöf JS, van Katwijk MM, O'brien K R, de la Torre-Castro M, Boström C., van der Heide T (2017) The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems—a review. *Biological Reviews*, 92(3), 1521-1538.

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.

McGlathery KJ, Risgaard-Petersen N, Christensen PB (1998) Temporal and spatial variation in nitrogen fixation activity in the eelgrass *Zostera marina* rhizosphere. *Marine Ecology Progress Series*, 168, 245-258.

Moksnes PO, Gipperth L, Eriander L, Laas K, Cole S, Infantes E (2016) Handbok för restaurering av ålgräs i Sverige: Vägledning.

Orth RJ, Carruthers TJ, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck K. et al. (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56, 987-996.

Reynolds LK, Waycott M, McGlathery KJ, Orth RJ (2016) Ecosystem services returned through seagrass restoration. *Restor. Ecol.* 24, 583–588. doi: 10.1111/rec.12360

Risgaard-Petersen N, Ottosen LDM (2000) Nitrogen cycling in two temperate *Zostera marina* beds: seasonal variation. *Marine Ecology Progress Series*, 198, 93-107.

Röhr ME, Bostrom C, Canal-Vergés P, Holmer M (2016) Blue carbon stocks in Baltic Sea eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Biogeosciences*, 13(22), 6139-6153.

Russell DG, Warry FY, Cook PL (2016) The balance between nitrogen fixation and denitrification on vegetated and non-vegetated intertidal sediments. *Limnology and Oceanography*, 61(6), 2058-2075.

Röhr ME, Holmer M, Baum JK, Björk M, Boyer K, Chin D, Deyanova D (2018) Blue carbon storage capacity of temperate eelgrass (*Zostera marina*) meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 32(10), 1457-1475.

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.

van Katwijk MM, Thorhaug A, Marbà N, Orth RJ, Duarte CM, Kendrick GA, Cunha A (2016) Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 567-578.

Waycott M. Duarte CM, Carruthers TJ, Orth RJ, Dennison WC, Olyarnik S, Kendrick GA (2009) Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the national academy of sciences*, 106(30), 12377-12381.

Welsh DT (2000) Nitrogen fixation in seagrass meadows: regulation, plant–bacteria interactions and significance to primary productivity. *Ecology Letters*, 3(1), 58-71

Welsh DT, Bartoli M, Nizzoli D, Castaldelli G, Riou SA, Viaroli P (2000) Denitrification, nitrogen fixation, community primary productivity and inorganic-N and oxygen fluxes in an intertidal *Zostera noltii* meadow. *Marine Ecology Progress Series*, 208, 65-77.

Zarnoch CB, Hoellein TJ, Furman BT, Peterson BJ (2017) Eelgrass meadows, *Zostera marina* (L.), facilitate the ecosystem service of nitrogen removal during simulated nutrient pulses in Shinnecock Bay. *Mar. Poll. Bull.* 124, 376–387. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.07.061

3.4 Sand-capping

Mogens R. Flindt¹, Troels Lange¹, Nicolaj Aaskoven¹, Nele Wendländer¹, Frederick Borg Augustsen¹, Poul Bjerregaard¹, Rune Steinfurth¹, Benjamin Nielsen¹, Erik Kristensen¹, Kadri Kuusemäe², Erik K. Rasmussen², Jakob Strand³, Dorte Krause-Jensen^{3,4}, Martin Mørk Larsen^{3,4}

¹ Syddansk Universitet

² DHI

³ Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

⁴ Center for Cirkulær Bioøkonomi, Aarhus Universitet

Kvalitetssikring: Marie Maar (AU)

Projektets finansiering og gennemførelse

Landbrugsstyrelsen (tidligere NaturErhvervstyrelsen) har finansieret det 3-årige projekt "Stor-skala test af sand-capping" et potentielt virkemiddel til forbedring af miljøtilstanden i fjorde" med Mogens Flindt (SDU) som projektleder, som udgør hovedgrundlaget for erfaringerne omkring effekter af sand-capping indeholdt dette kapitel. Projektet løber frem til april 2020, men projektets resultater er så fremskredne, at de allerede nu kan levere den baggrund, der er nødvendig for at tage stilling til sand-capping som virkemiddel.

Fra SDU har en lang række personer bidraget til rapporten samt det eksperimentelle arbejde og feltarbejdet bag den: Mogens R. Flindt, Troels Lange, Nikolaj Aaskoven, Nele Wendländer, Frederick Borg Augustsen, Poul Bjerregaard, Rune Steinfurth, Benjamin Nielsen og Erik Kristensen. Detaljerede resultater fra det eksperimentelle arbejde og feltarbejdet er rapporteret dels i en specialerapport (Augustsen 2018), dels i en artikel i Vand og Jord (Flindt 2019). Opsummeringen her af det eksperimentelle arbejde samt feltarbejdet bygger i vid udstrækning på Flindt m.fl. (2019).

Århus Universitet har bidraget med viden, datasammenstilling og analyse omkring sedimentkvalitet (Martin Mørk Larsen og Jakob Strand, Institut for Bioscience), effekter af sedimentkvalitet på ålegræs samt projektstyring og koordinering af bidrag (Dorte-Krause-Jensen, Institut for Bioscience).

Funktion og anvendelse

Definition af virkemidlet og dets funktion

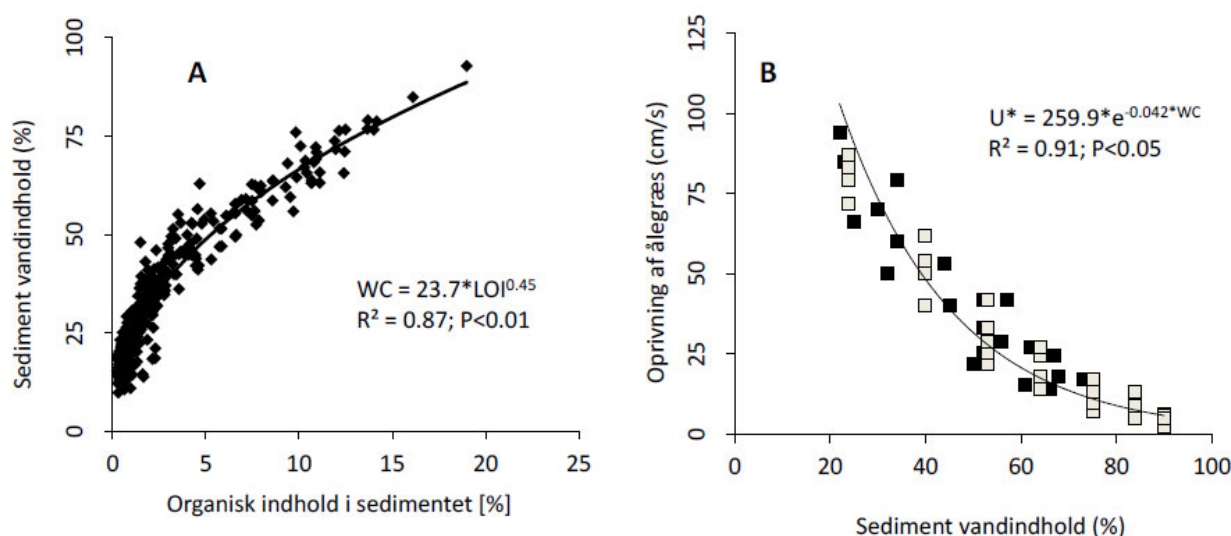
Virkemidlet "sand-capping" har til formål at støtte op om virkemidlet "ålegræs restaurering" (kapitel 3.3, denne rapport) ved at forbedre ålegræssets mulighed for at etablere sig og vokse i områder med mudret havbund, der ellers ikke understøtter ålegræsvækst. Sand-capping består i at lægge en kappe af sand hen over en mudret havbund i et lavvandet område, hvor lysforhold m.m. forventes at understøtte ålegræsvækst. Sand-capping forventes herved på flere måder at kunne forbedre mulighederne for at restaurere ålegræs:

- Konsolidering af havbunden, så ålegræsskud kan forankres, er den primære forventede effekt. Herigennem forventes effekt på N og P via ålegræsrestaurering.
- Nedsat resuspension af havbunden og dermed bedre lysforhold i vandsøjlen samt begrænset sedimentation af materiale på ålegræsplanterne
- Lysere havbund og dermed bedre lysforhold
- Nedsat frigivelse af næringsstoffer fra havbunden og dermed bedre vækstforhold for ålegræs.

Herudover forventes sand-capping at give bedre vækstforhold for havbundens smådyr.

Baggrund

Grundet mange års høje næringsstofbelastninger er sedimenterne i mange fjordområder blevet mere mudrede. Det skyldes, at det indlejrede organiske materiale har meget lav vægtfylde, hvorved sedimenterne mister deres konsolideringsevne. I værste fald ender bunden som flydende mudder med et meget højt vandindhold (Figur 3.4.1A). I de senere år har SDU haft fokus på denne problemstilling og undersøgt sedimentforholdene i en række fjorde og kystområder. For eksempel er ca. 40% af Odense Fjords, Horsens Fjords og Roskilde Fjords bundarealer for mudrede til, at ålegræsspirer kan etablere nye bestande (Kuusemäe m.fl. 2016). Sedimenternes kapacitet til at forankre ålegræsspirer er undersøgt ved at anvende strømrænder i både felten og laboratoriet, hvor ålegræsspirer er blevet udsat for stigende strømhastigheder på fjordbunde med variabelt organisk indhold (Figur 3.4.1B). Her blev tærskelværdier bestemt som den kraft (strømhastighed), der skal til for at trække ålegræsspirene ud af sedimentet. Resultaterne er entydige, idet der er en klar sammenhæng mellem sedimenternes vandindhold og deres evne til at forankre ålegræsspirer. Ved et organisk indhold i sedimentet på blot 2-3 % (vandindhold ~ 40%) halveres forankringsevnen i forhold til organisk fattige sandede sedimenter med et vandindhold på 15-20%.

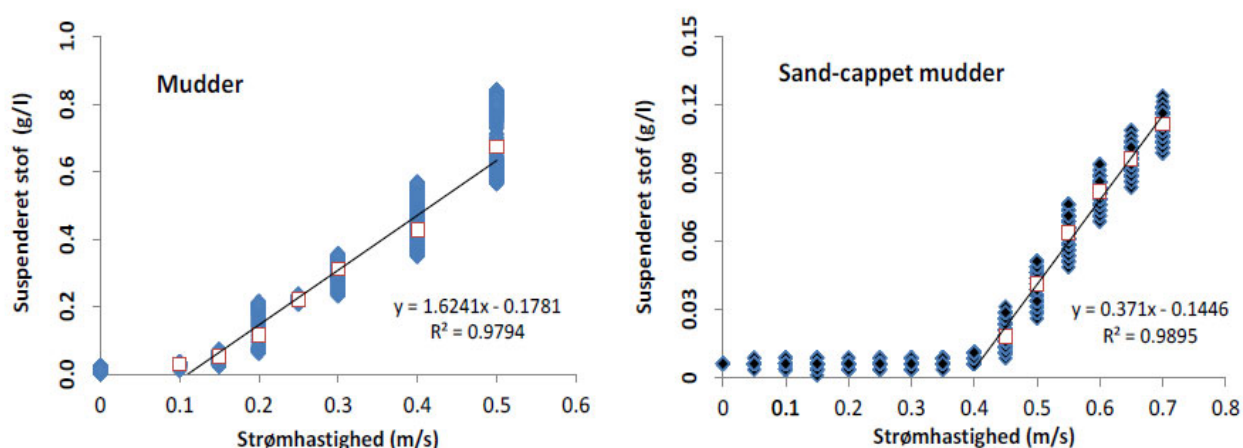


Figur 3.4.1. (A) sammenhæng mellem sedimentets organiske indhold og vandindhold (resultater fra Odense Fjord, Roskilde Fjord, Det Sydfynske Øhav og Horsens Fjord ($\Sigma n=380$)). (B) felt- (lukkede symboler) og laboratorie-studier (åbne symboler) af hydrodynamiske tærskelværdier (strømhastighed) for oprivning af ålegræs-årsskud.

En mudret bund kan også give andre problemer for ålegræs udover dårlig forankring. Dels ophvirvles det organiske materiale let og forringer derved lysforholdene i vandsøjlen, samtidig med at det organiske materiale kan lægge sig på bladene og både skygge og forringe bladenes gastransport (Brodersen m.fl. 2017), og dels kan resuspenderet materiale give anledning til forøget frigivelse af næringsstoffer fra havbunden (Niemistö og Lund-Hansen, 2019).

Laboratorietest af sand-capping

SDU fik med udgangspunkt i etablering af nye marine virkemidler i 2016 ansvaret for test af sand-capping på 2 stationer i Odense Fjord. Forinden blev der lavet en række studier i laboratoriet, hvor sand-capping blev foretaget på mange typer mudderbund med variabelt organisk indhold. Formålet var at undersøge sandlagets stabilitet og sandkappens positive effekt på lysforholdene. Disse studier blev udført i strømrønder i laboratoriet, hvor sedimenter med variabelt vand- og organisk indhold blev udsat for stigende strømhastigheder, mens turbiditeten i vandfasen kontinuert blev logget. Dette muliggjorde en analyse af erosionstærskler og -hastigheder. Første blev mudderbunden testet, dernæst blev den sand-cappet og testen gentaget. Sandkappen viste sig at have stor indflydelse på erosionsforholdene (Figur 3.4.2).



Figur 3.4.2. Viser erosionsforløbet på den oprindelige mudderbund (venstre) og på den efterfølgende sand-cappede mudderbund (højre). Bemærk de meget forskellige y-akser.

Mudderbundens lette organiske materiale eroderes allerede ved strømhastigheder på 10-12 cm/s og resulterer i meget høje koncentrationer af suspenderet stof i vandsøjlen. Den sand-cappede bund eroderes først ved 40-45 cm/s med meget lavere koncentration af suspenderet materiale. Ved strømhastigheder på f.eks. 50 cm/s var den suspenderede stofkoncentration over sandkappen på 40 mg tørstof/l, mens koncentrationen over mudderbunden var over 675 mg tørstof/l. Sand-capping giver derfor en reduktion i suspenderet materiale med en faktor på omkring 15. Meget af det resuspenderede mudder er organisk materiale med høj lysabsorption, mens det på den sand-cappede bund primært er silt, som i stedet reflekterer lyset, hvorved lysgevinsten af sand-cappingen bliver endnu større – omkring en faktor 20. Disse studier verificerede, at sand-capping metodisk havde den ønskede virkning på at øge sedimentets forankringskapacitet for ålegræs samt potentielt kunne forbedre lysforholdene betragteligt.

Storskala sand-capping i Odense Fjord.

I sensommeren 2017 blev sand-capping på stor skala gennemført to steder i Odense Fjord. I inderfjorden blev 1 ha sand-cappet på 2,0-2,5 meters dybde i Dørholm Bugt, og i yderfjorden udførtes 1,5 ha sand-capping på samme dybde ved Firtalsdæmningen. Det organiske indhold i mudderbunden var 7-10% i Dørholm Bugt, mens det ved Firtalsdæmningen var på 3-6%, hvilket begge steder er suboptimale bundforhold for ålegræsvækst. Der blev udlagt et sandlag på 10 cm's tykkelse, som strømrønde-eksperimenterne havde vist var tilstrækkeligt til at indkapsle mudderbunden. På billede 1 ses, hvordan

udlægningen blev udført med en GPS-styret gravko på en flydepram lastet med sand. Sedimentkerner udtaget umiddelbart efter udlægningen viser en sandlagstykkelse på præcist 10 cm (Billede 3.4.1). Udlægningspræcisionen var imponerende, idet variationen på lagtykkelsen var 8.5-13 cm.

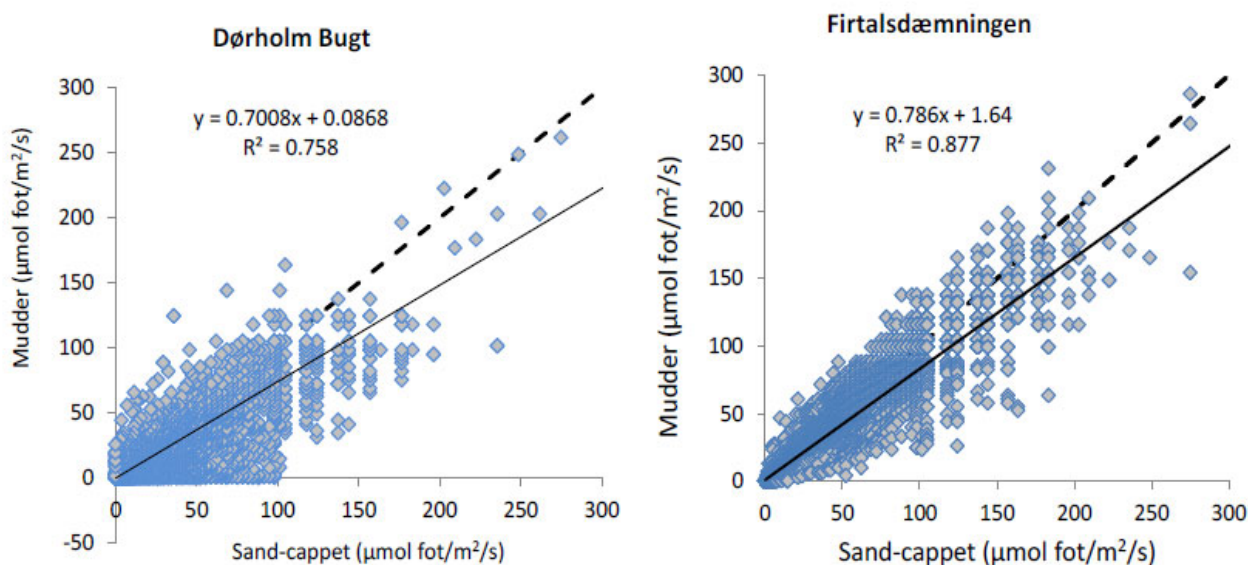


Billede 3.4.1. Til venstre udlægningen af sandmembranen ved Dørholm Bugt i Odense Fjord udført af Odense Havn. Sandet blev lastet ombord på en stor flydepram og lagt ud med en GPS-styret gravko. Til højre er en sedimentkerne, som viser, at den aftalte sandlagstykkelse på ca. 10 cm blev udlagt.

Forbedrede lysforhold

Sonder blev efterfølgende udlagt på stationerne og på den nærliggende mudderbund, således at de bundnære miljøforhold kunne monitoreres for ilt, temperatur, lysintensitet, salinitet og vandstand. Da mudderbund normalt hverken huser et alsidigt plante- eller dyreliv, var det tanken at følge udviklingen i fauna succession og transplantere ålegræs på både sandkappen og den nærliggende mudderbund i 2018. I sommeren 2018 blev vandområderne imidlertid hårdt ramt af iltsvind, som i Odense Fjord strakte sig til oktober, og det blev derfor besluttet at udskyde transplantationerne til forsommeren 2019.

Lysloggerne har siden anlæggelsen opsamlet data kontinuert, og resultaterne fra lysloggerne i hele 2018 er præsenteret i Figur 3.4.3, hvor lyslogger-korrelationerne mellem sand-cappede områder vises i forhold til mudderbundene. Som det ses, er der på begge lokaliteter en klar lysgevinst ved sand-cappingen. I den mest mudrede Dørholm Bugt forbedres den bundnære lysintensitet med ca. 30%, mens gevinsten ved Firtalsdæmningen er på godt 20%. Dette matcher ikke de lysmæssige gevinster, der blev målt i laboratoriet (en faktor 20), hvilket skyldes, at det er relativt små områder, der er blevet cappet, og at store nærliggende muddrområder stadig præger områderne som helhed. En stigning i lysintensiteten på 20-30% er stadig en klar forbedring, idet planternes lysspecifikke fotosyntese og produktion udtrykkes som en mætningsfunktion af lysintensiteten, hvor selv moderate forbedringer i lysforholdene kan understøtte en højere produktion. Vi var dog bekymrede for, om sandcappingen i specielt Dørholm ville give tilstrækkeligt lys til retablering af ålegræs, idet langt de fleste loggede lysintensiteter lå under $100 \mu\text{mol fotoner} / \text{m}^2 / \text{s}$. Det var noget bedre ved Firtalsdæmningen, men stadig ikke en optimal lysintensitet til retablering af ålegræs, som helst skal have mange dage med mere end $200 \mu\text{mol fotoner} / \text{m}^2 / \text{s}$.



Figur 3.4.3. Viser kontinuerte lysloggerdata for 2018 fra Dørholm Bugt (Venstre) og Firtalsdæmningen (højre), hvor lysloggere placeret på det sand-cappede areal plottes over for loggere placeret på den nærtliggende mudderbund. I begge grafer vises 1:1 linjen som stiplet, mens korrelationslinjen er ubrudt. På begge lokaliteter er der en klar positiv effekt af sand-cappingen, idet lysintensiteten er 20-30% højere over den nye sandbund.

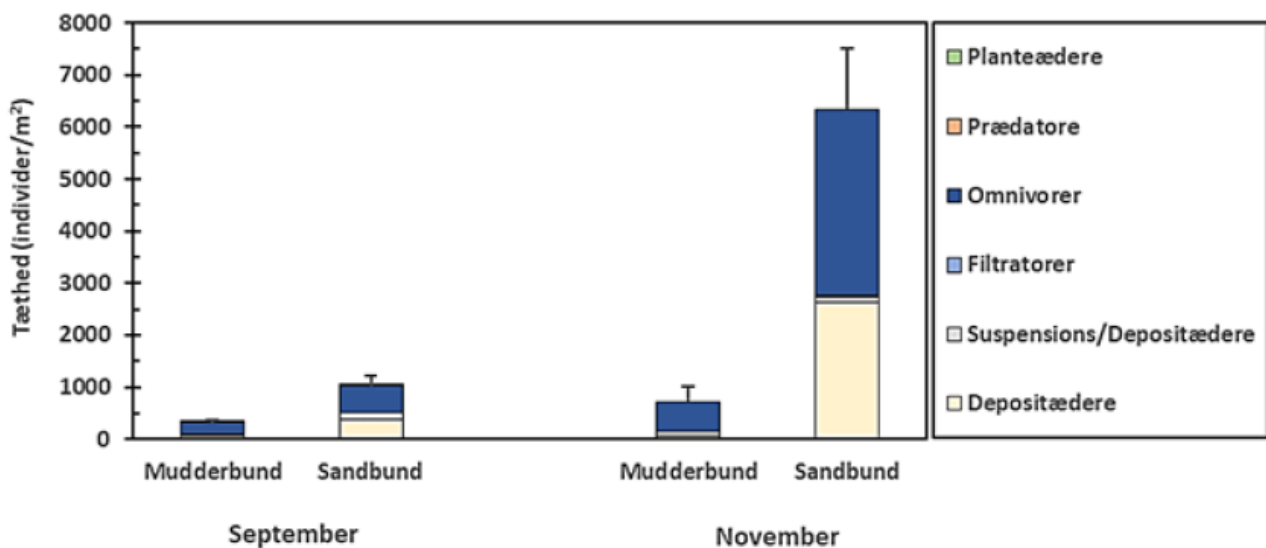
I vinteren 2018/19 blev der under stormvejr mobiliseret mudder i Dørholm Bugt, hvorved sandet blev overlejret med 1-3 cm mudder fra de nærtliggende arealer. Sandprofilen ligger stadig intakt, og de bundnære lysforhold er stadig bedre end på mudderbunden. Firtalsdæmningen ligger mere frit og var ikke udsat for mudderoverlejring, men der aflægges i perioder drivende alger, som imidlertid skylles bort igen.

Ålegræsrestaurering på sand-cappet sediment

Der blev i sommeren 2019 plantet ålegræsskud på både mudderbundene og de sand-cappede områder ved Firtalsdæmningen. På mudderbunden er skuddene allerede tabt, mens skuddene overlever på sand-cappen. Grundet de suboptimale lysforhold er der en langsom tilvækst, og vi vil først til forsommer 2020 opnå en indikation på, om retableringen er lykkedes.

Bundfaunaudvikling

Bundfauna-udviklingen på de nye sandbunde er også blevet undersøgt, og her har der været positive signaler i forhold til den oprindelige mudderbund. Figur 3.4.4 viser den gennemsnitlige bundfauna-tæthed et år efter sand-cappen blev anlagt i Dørholm Bugt. Som det ses, er der en fin udvikling i faunaen, hvor der blev fundet få muslinger, som sammen med havbørsteorme udgjorde den primære biomasse i området. Begge områder vil blive fulgt løbende de kommende år, så vi opnår viden om successionsforløbet, og hvor meget ekstra biomasse og biodiversitet sand-cappen kan understøtte i forhold til mudderbunden.



Figur 3.4.4. Gennemsnitlig tæthed af infauna (n=4) på mudderbund og sand-cappen, delt op i fødestrategier og fordelt efter sæson (september og november) ved Dørholm.

N- og P-effekt

N-effekt

Sand-capping kan principielt give en N-effekt ved at fremme muligheden for at retablere ålegræs. De foreløbige resultater viser, at ålegræs vokser bedre på sand-cappet bund end i naboområder med mudderbund, hvor de udplantede skud blev tabt i løbet af den første måned. Da der endnu ikke er gået et år siden udplantningen af ålegræs, er det dog endnu for tidligt at konkludere, om retableringen på det sand-cappede område er succesfuld.

De gennemførte fluxstudier af næringsstoftransporten mellem sediments porvand og bundvandet viser ikke signifikante forskelle mellem mudderbund og mudderbund med sand-capping. Så det tyder ikke på, at sand-capping har nogen effekt på N-udsivningen af sedimenterne.

P-effekt

Kim og Jung (2010) undersøgte effekten af sand-capping på forurenet sediment i et lukket testmiljø med 4 til 8 cm og viste en klar reduktion af TP og PO_4 i den overliggende vandfase. Det blev teoretiseret, at under sedimentet bindes P hårdere som Apatit-P, som er mindre opløseligt end andre P-forbindelser, altså en potentiel mere permanent indkapsling af P i sedimentet og ikke bare en forsinket frigivelse pga. diffusion op igennem sandlaget.

Tilsvarende fluxstudier gennemført på SDU resulterede ikke i signifikant øget P-binding. Forskellen på resultaterne må skyldes, at det anvendte sand i Odense Fjord havde en lavere adsorptionskapacitet end det materiale, Kim og Jung's benyttede. Formentlig var sand-materiale til cappingen i Odense Fjord fattigere på oxideret jern.

Effekt i tid og rum

De positive økosystemtjenester – forbedrede lysforhold og forankringskapacitet - opstår umiddelbart efter sand-capping. De sand-cappede arealer i Odense Fjord vil fortsat blive undersøgt i de kommende år for at undersøge, hvor længe og effektivt økosystemtjenesterne holder.

Overlap ift. andre virkemidler

Det er intentionen, at sand-capping skal bruges sammen med ålegræsretablering, hvor bundforholdene er blevet for mudrede.

Sikkerhed på data

Alle delstudier og undersøgelser er fortaget med replikationer, ligesom områderne har været ekvipeteret med kontinuert registrerende sonder. Lokale forhold som hyppig forekomst af høje strømhastigheder kan mindske effekten af sand-capping, ligesom arealet der sand-cappes skal være stort nok til at minimere randeffekterne. I lukkede fjordområder forventes resultaterne at kunne anvendes direkte

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Projektet afsluttes først i april 2020, og der oparbejdes stadig data.

I vandplanmodelleringsarbejdet i 2020 vil vi på baggrund af erfaringer fra virkemiddelarbejdet omkring ålegræs og sand-capping fremhæve de store forskelle i fysik og kemi mellem lavvandsområder og åbenvandsstationer. Der er kun relativt få data fra lavtvandsområder, og her kan resultaterne fra bl.a. sand-capping projektet bidrage med data.

Forudsætninger og potentiale

Effekt af sand-capping baseret på laboratorie- og feltforsøg

Det er vurderingen, at virkemidlet kan understøtte en positiv miljøudvikling i vandområder, som er for turbide grundet for høje næringsstofbelastninger og for højfrekvente resuspensioner af mudderbunde. Der vil dog være en grænse for, hvor mudrede sedimenter sand-cappingen kan indkapsle, da sand er tungere end mudder. Sand-cappingen i Odense Fjord har signifikant forbedret lysforholdene inde på de nye sandbunde, som også har givet meget bedre forankringskapacitet for ålegræsset. Overvejningen af sandlaget med mudder i Dørholm Bugt ville formentlig være undgået, hvis hele bugten (100 ha) var blevet behandlet i stedet for blot 1 ha; dette ville dog have krævet et betydeligt tidsforbrug og store sandressourcer. Dette ville også have understøttet yderligere forbedrede bundnære lysforhold. Ålegræsset klarer sig også bedre på den nye sandbund. Det vokser langsomt grundet de suboptimale lysforhold, men på den nærtliggende mudderbund er planter for længst trukket ud af sedimenterne. Endelig er bundfauna-udviklingen på sandbunden flot i gang.

Analyse af potentialet for at skaffe sand til sand-capping

Ud over dokumentation for at sand-capping virker fremmende for ålegræssets etablering og vækst, er det selvfølgelig en forudsætning for at virkemidlet har relevans, at der er rent sand til rådighed til at udføre sand-cappingen med. Rent defineres her som sand, der opfylder klapbekendtgørelsens nedre aktionsniveau. Vurdering efter klapbekendtgørelsen inddrager metaller, PAH og TBT som nøgleparametre. Af hensyn til økonomien vil det være en fordel, hvis sandet fra f.eks. uddybning af sejlrender eller områder tæt på det areal, der ønskes sand-cappet, kan anvendes, så der ikke skal transporteres sand over land eller større strækninger til havs. I denne sammenhæng har den store reduktion i ålegræssets udbredelse gennem sidste århundrede resulteret i en højere sandmobilitet langs vores kyster, hvorved sejlrender i fjordene sander til og løbende skal vedligeholdes. I andre tilfælde skal sejlrender udvides og/eller uddybes, hvorved store mængder sand/grus bliver opgravet og sejlet ud på veldefinerede klappladser udpeget af Miljøstyrelsen. En del af dette sand er af god kvalitet og ikke forurenat med miljøfarlige stoffer som tungmetaller og PAH'ere.

Det var derfor naturligt at stille spørgsmålet: ”I hvilket omfang opfylder dette råstof betingelserne for at kunne anvendes til sand-capping”.

Kvaliteten af sandmateriale fra kystnære områder er derfor undersøgt for forurenende stoffer for at sikre, at der ikke sker en utilsigtet forurening ved brug af dette til sand-capping. DCE (Martin Mørk Larsen og Jakob Strand) har udarbejdet et stort bilagsmateriale (Bilag 1), som på nationalt niveau udreder risici ved at anvende kontamineret materiale til sand-capping, som koncentrationsmæssigt er over nedre aktionsniveau for specifikke miljøfremmede stoffer.

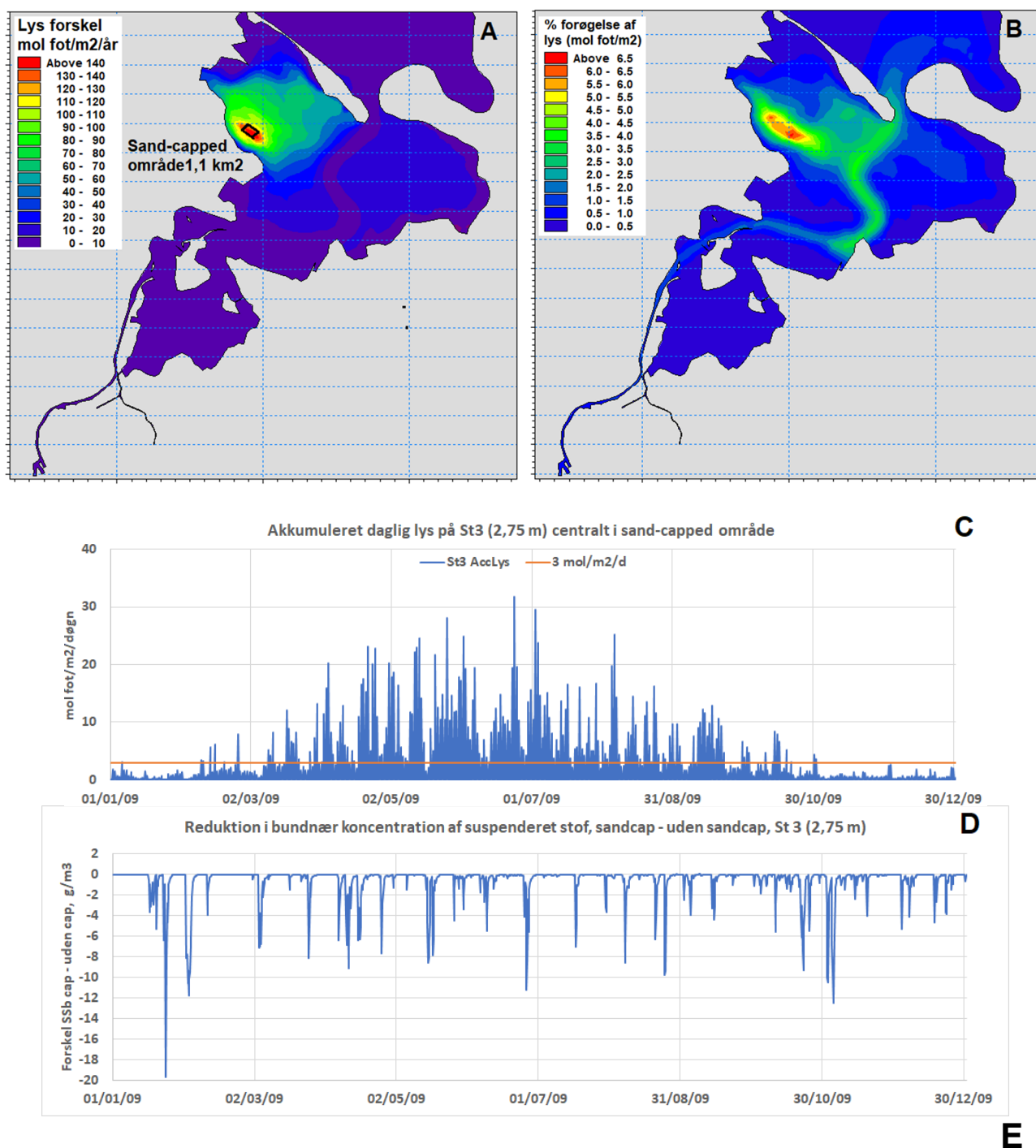
Overordnet set viser analysen en fin sammenhæng mellem sedimenternes organiske indhold og indholdet af miljøfremmede stoffer. Det betyder, at man ved anvendelse af sediment med et tørstof indhold på >70% og glødetab på <2% kan være rimelig sikker på, at indholdet af miljøfarlige stoffer er under klapbekendtgørelsens nedre aktionsgrænse, dvs. kan klappes uden særlige hensyn. Der er udviklet miljøkvalitetskrav, som ud over klapbekendtgørelsens parametre inkluderer nonylphenol og octylphenoler, disse kan evt. også indgå i vurderingen af klappematerialets egnethed til sand-capping, men vil kræve ekstra analyser. Se detaljer i Bilag 1.

Modelberegning af sand-capping

Mekanistiske modeller kan med fordel benyttes til at afsøge hvilke områder, der vil være relevante at sand-cappe. Dette er områder med organisk rige sedimenter, som ofte resuspenderes. Efterfølgende kan modellerne benyttes til at simulere effekterne af sand-cappingen.

Der er eksempelvis foretaget en modelberegning af effekterne af en sand-capping af 1,1 km² ved Firtalsdæmningen i Odense Fjords yderfjord (Figur 3.4.5A). Modellen er den samme som benyttes i vandplansarbejdet (Kuusemäe m.fl. 2016). I Figur 3.4.5A vises forøgelsen i den årlige bundnære lysintensitet efter sand-capping. Denne er i Figur 3.4.5B konverteret til en procentvis forøgelse af den årlige bundnære lysintensitet efter sand-capping. I figur 3.4.5C er den tidslige udvikling af den integrerede daglige lysintensitet på en 2,75 m dyb station i det sand-cappede område præsenteret, og i Figur 3.4.5D er reduktionen i den bundnære koncentration af suspenderet stof (SS) præsenteret. Reduktionen af suspenderet stof er markant højest i situationer, hvor høje bølger og kraftig strøm generer en stor bundforskydningsspænding. Ifølge (Thom m.fl. 2008) skal den minimale daglige fotonfluks være 3 mol fotoner pr. m² pr. dag, for at ålegræs kan overleve. Modelberegningerne antyder, at der skulle være lys nok i 2,75 m dybde til, at ålegræs kan vokse. Andre stressfaktorer end lys kan dog forhindre en etablering af ålegræs på lokaliteten. På stationen (2,75 m) er den relative koncentration-reduktion af suspenderet stof beregnet (før og efter sand-capping), hvilket ses i Figur 3.4.5E. Tilsvarende værdier for lyssvækkelsen (K_d) og den integrerede årlige bundnære lysintensitet ses i Figur 3.4.5E. Den gennemsnitlige koncentration af suspenderet stof reduceres med 17 %, lyssvækkelsen (K_d) reduceres med 5 %, mens lysintensiteten øges med 6 %.

Modellen beregner en mindre forbedring af lysforholdene (6 %) end ved forsøget ved Firtalsdæmningen (20-30 %) hvor 1,5 ha blev sand-cappet. Effekten af den modelberegnete forbedring strækker sig imidlertid langt ud over det sand-cappede område. Beregningen viser, at for at opnå en fuld effekt af sand-capping, skal de sand-cappede arealer være på 1 km² (100 ha) eller derover. Beregningen viser ligeledes, at effekten spredt sig ud over tilstødende områder.



Figur 3.4.5. Modelberegnete parametre. A viser forøgelsen af den integrerede årlige fotonfluks (mol fotoner/m²/år). B viser forbedringen i fotonfluksen i procent. C viser den tidlige udvikling af den daglige fotonfluks (mol fotoner m²/dag). D viser reduktionen af den bundnære koncentration af suspenderet stof (SS) ved sand-capping. E opsummerer de årlige ændringer af bundnært suspenderet stof, lyssvækkelse (Kd) og lys ved sand-capping på en station med en dybde på 2,75m.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

I de fleste fjorde foretages klapninger af havnemateriale og sejltrede materiale i forvejen jævnlige, og noget af dette kan anvendes direkte til sand-cap-

ping. Klapningsmateriale analyseres normalt og skal overholde klapbekendtgørelsens nedre aktionsniveau. Administrativt skal der tages stilling til, om sand kan klappes til havs eller skal på land. Hvis det vurderes at være rent nok til klappning, kan det sandsynligvis også anvendes til sand-capping. Alternativt kan bundmateriale i yderfjorde optages og anvendes til sand-capping, efter det er analyseret for indhold af miljøfarlige stoffer.

Den generelle anvendelighed af sandede sedimenter er gennemgået i bilag 1. Kravet til hvilke analyser, der skal udføres, er også belyst i bilaget, og for de parametre, der indgår i klapningsbekendtgørelsen (BEK nr. 950 af 27/6-2016) (Miljø- og Fødevareministeriet 2016) er tørstof og glødetab tilstrækkeligt.

Administrativt skal områder til sand-capping måske vurderes på linje med klapområder med dertil hørende krav om overvågning og analyser af det udlagte område. Hvis der optages sediment fra havbunden specifikt til sand-capping, skal det vurderes, om materialet kan optages fra habitatområder eller kun uden for habitatområder.

Som nævnt, er det en fordel at sand-cappe relativt store områder for at undgå negative effekter fra omkringliggende mudderbund, især mht. ophvirvling af mudder, der hæmmer sigtddybden og lægger sig på det sand-cappede område.

Sideeffekter

Natur og miljø (herunder marine kvalitetslementer)

Forbedrede lysforhold

Både laboratorieforsøg og fuldskalaforsøget med sand-capping i Odense Fjord viser en positiv effekt af sand-capping på lysforhold i vandsøjlen. Lysmålinger på de to sand-cappede områder i Odense Fjord viser 20-30% forbedring af lysforhold i sand-cappede områder sammenholdt med naboområder på mudderbund.

Forbedrede forhold for bunddyr

Fuldskalaforsøget med sand-capping i Odense Fjord peger på, at sand-capping giver forbedrede forhold for bundfaunaen.

Klima

Dette blev ikke undersøgt i projekterne.

Der forventes dog en positiv effekt via restaurering af ålegræs og tilhørende funktioner, herunder klimabuffereffekter (se ålegræskapitel).

Øvrige (f.eks. visuelle gener)

Ingen negative gener påvist.

Hvis der anvendes klapmateriale fra havne, er der stor risiko for at forurene området med især kobber, zink, cadmium og (historisk) TBT forurening, som kan have negativ effekt på ålegræssets mulighed for at overleve. Sandsynligheden for andre metaller og PAH forurening vurderes at være mindre (se bilag 1 for detaljer). Generelt vil det ikke forventes at være et problem, når man kommer nogle km væk fra havne og større byer eller særligt forurenende virksomheder (især skibsværfter eller historiske skibsværfter), og simple tørstof / glødetabs analyser kan anvendes til at vurdere, om der er sandsynlighed for forurening med metaller, TBT eller PAH. Nonylphenoler kan der dog ikke sikres imod ved de simple analyser.

Økonomi

Odense Havn, Lindø port of Odense, udlagde i alt 2,5 ha. sand; 1 ha ved Dørholm og 1,5 ha ved Firtalsdæmningen og fik udbetalt 650.000 kr. for indsatsen. Sandet kom fra råstofindvinding, da det var første gang denne type sand-capping skulle finde sted, og havnen ikke ville tage nogen risiko mht. til at benytte potentielt kontamineret sand. Prisen for sandet var i størrelsesordenen 40.000-60.000 kr. Dette gav en pris på 270.000 kr. ha⁻¹. Denne udgift er dog ekstraordinær, da idéen er, at der skal benyttes overskudssand fra vedligeholdelse af sejlrender. Prisen vil i øvrigt være afhængig af, hvilke udlægningsmetoder der kan benyttes.

Manglende viden

Langtidseffekten af sand-capping på restaureringssucces for ålegræs er endnu ikke fuldt afklaret, da udplantningen endnu kun er fulgt under et år.

Opsummering

Sand-capping har ikke direkte effekter på N og P ved anvendelsen i Odense Fjord (Tabel 3.4.1). Det kan ikke udelukkes, at der i jern-rige fjorde kan være en lille nedsættelse af P-mobilisering fra sedimentet ved sand-capping, dog sandsynligvis kun i en kortere periode. Nedsættelsen af resuspension giver forbedrede lysforhold, ligesom forankringspotentialet for ålegræs øges væsentligt. Sand-capping giver mest mening ved samtidig ålegræsrestaurering, hvor det kan ses som en nødvendighed for, at nytplantede ålegræsbede har en mulighed for at vokse på mere mudrede bunde, og hvor ålegræsset effekt på N og P optimeres pga. de forbedrede vækstbetingelser for ålegræsset og andre bunddyr. Sand-capping kan også være meningsfuld i mindre fjorde eller fjordafsnit, hvor resuspension fastholder systemerne i en dårlig/ringe miljøtilstand, idet forbedrede lysforhold vil øge den bentiske produktion (Tabel 3.4.2).

Tabel 3.4.1. Effekt og sikkerhed af sand-capping.

Virkemiddel	N-effekt	P-effekt	Overlap	Kan times i tid og rum	Sikkerhed	Økonomi
Sand-capping	Ingen direkte effekt på sedimentflux Forventet effekt via reetablering af ålegræs	Ingen direkte effekt på sedimentflux Forventet effekt via reetablering af ålegræs	Ja - overlap med reetablering af ålegræs	Ja	* Undersøgt både i laboratoriet, ved storskala feltforsøg samt ved data-mining. Effekt på ålegræsrestaurering endnu ikke fuldt dokumenteret i felten.	Ikke undersøgt

Tabel 3.4.2. Sideeffekter af sand-capping.

Virkemiddel	Natur og miljø	Klima	Øvrige
Sand-capping	+vækstforhold for ålegræs + lysforhold +vækstforhold for bunddyr	(+) Via potentiel positiv effekt på ålegræs	0 Ingen dokumenterede

Referencer

- Augustsen FB (2018) Sand-capping: Et nyt marint virkemiddel - undersøgelse af potentialet. Specialrapport. Syddansk Universitet
- Brodersen KE, Hammer KJ, Schrameyer V, Floytrup A, Rasheed MA., Ralph PJ, Pedersen O (2017) Sediment resuspension and deposition on seagrass leaves impedes internal plant aeration and promotes phytotoxic H₂S intrusion. *Frontiers in plant science*, 8, 657
- Flindt MR, Rasmussen EK, Valdemarsen T, Erichsen A, Kaas H, Canal-Vergés P (2016) Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries. *Ecological Modelling*, Vol 338: 122-134
- Flindt MR, Lange T, Aaskoven N, Wendländer N, Steinfurth R, Nielsen B, Kristensen E. (2019) Sand-capping – et nyt marint virkemiddel. *Vand og Jord*, nr. 4
- Jensen HF, Holmer M, Dahllöf I. (2004) Effects of tributyltin (TBT) on the seagrass *Ruppia maritima*. *Mar Pollut Bull.* 49(7-8): 564-73
- Kim G, Jung W (2010) Role of Sand Capping in Phosphorus Release from Sediment. *KSCE Journal of Civil Engineering* 14(6):815-821 DOI 10.1007/s12205-010-0856-3
- Kuusemäe K, Rasmussen EK, Vergés PC, Flindt MR (2016) Modelling stressors on the eelgrass recovery process in two Danish estuaries. *Ecological Modelling*, Vol. 333: 11-42
- Miljø- og Fødevareministeriet (2016) Bekendtgørelse om bypass, nyttiggørelse og klapning af optaget havbundsmateriale (BEK nr 950 af 27/06/2016)
- Niemistö J, Lund-Hansen LC (2019) Instantaneous Effects of Sediment Resuspension on Inorganic and Organic Benthic Nutrient Fluxes at a Shallow Water Coastal Site in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Estuaries and Coasts*, 1-18
- Nielsen SL, Banta GT, Khan FR, Palmqvist A (2017) Copper in the sediment: a major stressor for eelgrass, *Zostera marina* L. *Hydrobiologia*, Volume 788, Issue 1, pp 143–155
- Thorm RM., Southard SL, Borde AB, Stoltz P (2008) Light requirements for growth and survival of eelgrass (*Zostera marina* L.) in Pacific Northwest (USA) Estuaries. *Estuaries and Coasts*, 31, 969-980
- Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010) Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 119-130

3.5 Omplantning af muslinger

Jens Kjerulf Petersen¹, Marie Maar², Camille Saurel¹, Pernille Nielsen¹

¹ DTU Aqua, Dansk Skaldyrcenter

² Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Faglig kommentering: Karen Timmermann (AU)

Kvalitetssikring DTU: Jørgen Dalskov

Projektets finansiering og gennemførelse:

Projektet TASSEEF (Udvikling af nye værktøjer til vurdering af miljøeffekter fra fiskeri) har modtaget støtte fra den Europæiske hav- og fiskerifond (EHFF) og Fiskeristyrelsen (Miljø- og Fødevareministeriet) i en periode på 2 år med Jens Kjerulf Petersen fra DTU Aqua / Dansk Skaldyrcenter som projektleder.

Dansk Skaldyrcenter / DTU Aqua er hovedforfattere på kapitlet og har bidraget med viden og syntese til alle afsnit.

Aarhus Universitet har bidraget med viden og syntese til afsnittene om forudsætninger, potentiale og sideeffekter.

Foreningen MuslingeErhvervet har bidraget med data omkring kulturbanker, men har ikke været involveret i selve videnssyntesen eller udarbejdelsen af dette kapitel.

Funktion og anvendelse

Definition af virkemidlet og dets funktion.

Princippet i brug af omplantning af blåmuslinger som virkemiddel er at flytte fortrinsvis små blåmuslinger (typisk 25-35 mm og dermed fiskbare) i tætte bestande fra et område med dårlige livsbetingelser (donorområde) og udlægge dem i områder med bedre vækst- og overlevelseshbetingelser. Udlægningen sker direkte på bunden i afgrænsede plots (uden vilde muslinger) – såkaldte kulturbanker - med henblik på efterfølgende fiskeri, når muslingerne har nået mindstemålet på 45 mm ift. salg til konsum. De bedre livsbetingelser vil mindske dødelighed, stimulere vækst og navnlig vækst af bløddelene og dermed øge bindingen af næringsstoffer i muslingerne. Ved en efterfølgende høst af muslingerne vil der dermed ske en nettojernelse af næringsstoffer. Princippet kan også anvendes for muslinger over mindstemålet, hvor dårlige livsbetingelser truer deres overlevelse. Kulturbanker kan også konstrueres ud fra udplantning af yngel opsamlet på net, men her fokuseres udelukkende på omplantning fra bund til bund.

Områder med dårlige livsbetingelser kan være områder, der hyppigt rammes af iltsvind. Iltsvindsområder er generelt karakteriseret ved at have høj primærproduktion og/eller høj fytoplankton biomasse, hvilket danner grundlag for store bestande af muslinger. Imidlertid vil kraftigt eller længerevarende iltsvind dræbe muslingerne og dermed lede til et accelererende iltsvind i takt med, at dødt muslingekød nedbrydes. Dette vil i sig selv stimulere næringsstoffrigivelsen i det berørte område. Det er beregnet, at forrådnelse af muslinger vil bidrage endog betydeligt til bundens iltforbrug svarende til den totale iltmængde i bundvandet, og at iltforbruget ved fjernelse af muslingerne (iltforbrug af sediment resuspenderet under fiskeriet) er størrelsesordner mindre

end iltforbruget ved forrådnelse (Dolmer m.fl. 2009, Saurel m.fl. 2019). Flytning af muslinger fra iltsvindsområder og efterfølgende fiskeri, når muslingerne når den rette størrelse, vil lede til en nettofjernelse af næringsstoffer proportionalt med den mængde muslinger, der fiskes, idet muslingerne ellers ville være gået til i iltsvindet. Andre områder med dårlige overlevelsesmuligheder eller tilvækstbetingelser kan være områder, hvor muslingerne bundslår (dvs. larverne fæstner sig på bunden) i så store tætheder, at de bliver fødebe-grænsede i en grad, så de ikke kan overleve i de tætheder, de har bundslået i. Her vil nettofjernelse af næringsstoffer alene bero på nettotilvækst af muslin-gerne, dvs. af de forbedrede vækstbetingelser på kulturbanken.

Flytninger af muslinger mellem forskellige vandområder (i vandområdeplan-sammenhænge) vil udgøre en særlig problemstilling, da modtagerområdet vil få en midlertidig tilførsel af næringsstoffer bundet i muslingerne indtil den en-delige høst. Dermed skal der laves 2 regnskaber for næringsstoffjernelse for henholdsvis donorområdet og modtageområdet. Praktisk foregår både flytning og endelig fjernelse ved høst af muslingerne ved fiskeri med muslingeskraber. Kulturbanker eller "on-bottom culture" praktiseres som produktionsform i bl.a. en række nordeuropæiske lande og især i områder med en betydelig tidevands-påvirkning (Capelle 2017). Yngel på op til max 25 mm hentes typisk i stærkt eksponerede områder som den åbne del af Vadehavet eller det Irske Hav. Yng-len udlægges på banker i estuarier eller i mere beskyttede dele af f.eks. Vade-havet. Fundamentet for produktionen er dels, at muslingerne i de åbne havom-råder ofte går tabt i vinterstorme – altså en ressourcebevarelse – men også, at der sker en nettotilvækst af de omplantede muslinger. Der er foretaget mange studier af "on-bottom culture" produktionseffektivitet (se Capelle 2017), som kan variere fra under 1, altså at der fiskes mindre biomasse end der omplantes, til gennemsnitlige produktionsestimer på 2,5, altså at der fiskes 2,5 kg mus-linger for hvert kg, der er omplantet (Wijsman m.fl. 2014, Calderwood 2015, Capelle m.fl. 2016). I enkelte plots, altså på enkelte omplantningsbanker som kan være ned til få hektar store, er der observeret meget store forskelle i pro-duktionseffektivitet fra 0,6-7 (Capelle m.fl. 2016).

Da produktionsformen "on-bottom culture" har begrænset udbredelse i dan-ske farvande historisk og aktuelt, er der i danske farvande kun gennemført et meget begrænset antal videnskabelige studier af produktionseffektivitet i kul-turbanker. I forsøgsplosts udlagt i Limfjorden viste Dolmer m.fl. (2012), at det var muligt at opnå en produktionseffektivitet på op til 2, altså at der blev hø-stet op til 2 kg muslinger for hvert kg omplantede muslinger, men undersø-gelsen omfattede ikke kulturbanker i kommerciel skala. Imidlertid har indu-strien regelmæssigt omplantet muslinger i Limfjorden siden minimum 2005. Disse data er nyligt blevet analyseret (Saurel m.fl. 2018).

Fra 2005-16 foregik det meste af erhvervets omplantning til kulturbanker i Kaas Bredning. Herefter blev bestanden af søstjerner for stor, og fortsatte om-plantninger blev opgivet. Ved at sammenholde udlagte mængder, som opgi-vet af erhvervet, med fiskede mængder fra det efterfølgende år kan produkti-onseffektiviteten estimeres. I den 11-årige periode blev der samlet omplantet 40.000 t muslinger til kulturbanker. Til sammenligning blev der fisket sam-menlagt 30.000 muslinger 1 år efter omplantningerne, hvilket svarer til en pro-duktionseffektivitet på 0,75. Der er mellem de enkelte år i perioden store for-skelle i produktionseffektivitet rækkende fra <0,1 i slutningen af perioden, hvor søstjerner tømte stort set alle kulturbanker, til ca. 5 i starten af perioden. Estimerne de enkelte år er behæftet med nogen usikkerhed af flere årsager: De opgjorte fiskede mængder er ikke fuldstændigt rensede for muslinger fra

vilde bestande i området, og der kan være usikkerheder om, hvilke omplantninger der præcis er fisket hvornår (Saurel m.fl. 2018).

For at reducere usikkerheden ved at estimere produktionseffektivitet på skala af et helt bassin (Kaas Bredning) blev en konkret kulturbanke i muslingeområde 35 i den sydvestlige del af Løgstør Bredning uden for Natura2000 området fulgt mere detaljeret. I perioden fra november 2015 til marts 2016 blev der fra den nordøstlige del af Løgstør Bredning og i Lovns Bredning samlet 2.000 t muslinger, som blev udlagt på en 100 ha stor kulturbanke med en gennemsnitlig tæthed på $1,64 \text{ kg m}^{-2}$. På banken blev der i produktionsperioden ikke observeret betydelige forekomster af søstjerner. Med indførelse af black box systemet (dvs. registrering af fartøjsposition og aktivitet hvert 10. sekund) kombineret med logbøgerne er det blevet muligt at følge mere præcist, hvor der bliver fisket. I perioden fra september 2017 til januar 2018 blev banken opfisket, hvilket i henhold til oplysninger fra Foreningen MuslingeErhvervet resulterede i en samlet landet mængde på brutto ca. 3.000 t muslinger, svarende til en produktionseffektivitet på 1,5. Denne produktionseffektivitet opnås ved at sammenligne brutto tal fra erhvervet, dvs. uden at skelne mellem levende muslinger, tomme skaller m.m. Ifølge fangststatistikken, som udelukkende omfatter netto-landinger (renset for tomme skaller, undermålsmuslinger m.m.), er landingerne i perioden på ca. 1.900 t. Dette tal skal sammenlignes med nettovægten af de omplantede muslinger, som kan beregnes på baggrund af spandeprovér udtaget fra de omplantede muslinger. Omregnet fra spandeprovérerne var netto vægten af de omplantede muslinger ved udlægnings tidspunkt 1.640 t. Det giver en netto produktionseffektivitet på 1,16. Der var fra start til slut af fiskeperioden en faldende fiskerieffektivitet i form af kg muslinger pr m skrabespor. Det kan være udtryk for, at fiskerne i starten har fisket på de dele af banken med de største tætheder af muslinger, men kan også være udtryk for, at produktionseffektiviteten kunne være øget, hvis banken var blevet tømt i september. Det har således tidligere vist sig, at biomassen af kulturbanker kan ændre sig på kort tid (Saurel, upublicerede data.). Det er desuden uvist, om banken er blevet fuldstændig tømt. På denne baggrund vurderes det, at en produktionseffektivitet på >1 kan opnås, og at en effektivitet på 1,5 er et realistisk mål for optimal drift. Det kan ikke forklares, hvorfor produktionseffektiviteten af kulturbanker i Limfjorden er noget lavere, end hvad der er opnået i andre lande. Flere faktorer kan være medvirkende: a) Der er i Limfjorden ofte blevet udlagt relativt store muslinger sammenlignet med praksis i resten af Nordeuropa, hvilket kan have medført øget dødelighed og mindsket vækst hos de udlagte muslinger; b) samspillet mellem bund- og strømforhold kan være mindre gunstigt og medføre større dødelighed blandt de udlagte muslinger; c) der er ikke samme erfaring med omplantning som i de lande, hvor omplantning er selve produktionsformen.

N- og P-effekt

I beregninger af N og P-effekt forudsættes det, at N- og P-indholdet i muslinger, som fjernes fra donorområdet og ellers ville dø på grund af iltsvind / dårlige vækstvilkår samme år, vil være lig med fjernelsen af N og P i donorområdet, fordi det antages, at de døde muslinger ellers ville lække N og P i takt med forrådnelsen. Herved kan virkemiddeleffekten betragtes som indholdet af N og P i den samlede fjernede biomasse. For modtageområdet kan det antages, at der ikke er vilde muslinger i forvejen, og at de omplantede muslinger ikke erstatter vilde muslinger, hvorved virkemiddeleffekten kan betragtes som forskellen i indhold af N og P mellem den tilførte og høstede biomasse.

N-effekt

Kvælstoffjernelsen vil i donorområdet, altså hvorfra muslingerne fjernes, skalere direkte til den mængde muslinger, der ellers ville være gået til ved iltsvind. I områder som Lovns Bredning, Skive Fjord og Thisted Bredning, hvor der hyppigt forekommer iltsvind, kan der i muslingebanker og især i yngelbankerne være tætheder på 3-5 kg m⁻². Med et indhold af kvælstof (N) på 0,4-1,0% af total levende vægt (inkl. skal og byssus) vil der i donorområdet således blive fjernet 120-500 kg N ha⁻¹ muslingebanke. N-fjernelsen må dog altid bero på en konkret vurdering af muslingebanker i de områder, der er udvalgte som donorområder.

I vandområdet, hvor kulturbanken etableres, kan der forventes en N-fjernelse ved høst korreleret til produktionseffektiviteten. Ved optimal drift kan der med de nuværende erfaringer forventes en produktionseffektivitet på op til 1,5. Hvis vi regner med udlægningstætheder på 1-2 kg m⁻² og en produktionseffektivitet på 1,2-1,5 og et N-indhold på 0,7%, vil der netto blive fjernet 14-70 kg N ha⁻¹ ved høst af kulturbanken. Denne fjernelse er en netto fjernelse i forhold til den mængde N, der blev tilført banken i form af muslinger. Ved en lavere produktionseffektivitet end 1 vil dødeligheden overstige tilvæksten, og området vil netto blive tilført N. Døde muslinger kan i normoxiske områder evt. blive ædt af ådselsædere og dermed ikke blive omsat til N tilgængeligt for fytoplanktonproduktion, men der vil i en virkemiddel-sammenhæng reelt blive tilført N til modtageområdet.

P-effekt

Fjernelse af fosfor (P) beregnes som for N-fjernelsen, dog således at bundmuslinger indeholder mellem 0,03-0,05% P. Det betyder en fjernelse af 9-25 kg P ha⁻¹ i donorområdet og en nettofjernelse af 0,8-4 kg P ha⁻¹ i området, hvor kulturbanken placeres.

Effekt i tid og rum.

Nyere undersøgelser har vist en effekt i donorområdets miljøtilstand 1-2 måneder efter omplantningen i form bedre vandkvalitet, dvs. mindre iltsvind, lavere klorofyl *a* koncentrationer, større sigtdybde og lavere næringsstofs niveauer (Saurel m.fl. 2020). I modtagerområdet vil der formodentligt være en umiddelbar positiv effekt på sigtdybde og klorofyl *a* koncentrationer pga. forøget muslingefiltration, men dette er ikke undersøgt nærmere. Omplantning skal ske senest tidlig sommer, før iltsvindet indtræder, for at opnå den ønskede effekt. Virkemidlet har kun effekt i donorområder med høje forekomster af muslinger samt regelmæssigt iltsvind.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Omplantning af muslinger vil typisk ske fra områder ramt af kraftigt iltsvind. Områder, der er hyppigt ramt af iltsvind, vil være mindre egnede til implementering af andre marine virkemidler såsom stenrev, dyrkning af tang og reetablering af ålegræs. Afhængigt af vanddybden vil der kunne bruges opdræt af muslinger som virkemiddel under hensyntagen til, at de ikke overlapper fysisk. I modtagerområdet vil der kunne være overlap med andre virkemidler såsom opdræt af muslinger, stenrev, dyrkning af tang og reetablering af ålegræs i området uden for selve kulturbanken.

Sikkerhed på data

Der er nogen usikkerhed på produktionseffektiviteten, da data udviser stor variation mellem år og lokaliteter (pga. prædation af søstjerner, tidspunkt for høsten, størrelsen af banken og erhvervets erfaring). Det blev vurderet, at en

produktionseffektivitet på >1 kan opnås, og at en effektivitet på 1,5 er et realistisk mål for optimal drift.

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Der er igangsat et nyt GUDP-projekt om optimering af kulturbanker som produktionsform 1. januar 2020.

Forudsætninger og potentiale

Egnede områder til fjernelse af muslinger (donorområder) er primært de områder, der hyppigst rammes af iltsvind, eller hvor der sker store nedslag af blåmuslinger (Dolmer m.fl. 2009). I tabel 3.5.1 er samlet informationer om vandområder med hyppig forekomst af iltsvind. I tabellen er det endvidere angivet, om der i områderne er oplysninger om forekomst af blåmuslinger. Konkret kan der i Limfjorden peges på Lovns Bredning, Skive Fjord og Thisted Bredning som egnede donorområder, hvor der hyppigt forekommer iltsvind, og hvor der er kendte forekomster af blåmuslinger og et eksisterende fiskeri. Uden for Limfjorden er Kalø Vig, Flensborg Fjord og den sydlige del af Lillebælt potentielt egnede områder. Områderne må altid vælges på baggrund af en konkret vurdering, herunder inddragelses af evt. naturmæssige beskyttelseshensyn. Imidlertid vil der i områder, der hyppigt rammes af iltsvind, sjældent være store forekomster af f.eks. ålegræs og makroalger (Canal-Vergés m.fl. 2016, Neckles m.fl. 2005). Modtageområder vil typisk være områder tæt på donorområdet, men uden forekomst af iltsvind. Jo længere væk modtageområderne ligger fra donorområdet, jo større vil udgifterne til etablering af kulturbanken være, og jo mere sandsynligt er det, at levevilkårene er væsentligt forskellige fra donorområdet, og dermed at muslingernes nettovækst vil blive påvirket negativt af flytningen. Eksempler på modtageområder, hvor der kan etableres kulturbanker, er i Limfjorden Kaas Bredning, Venø Bugt og sydlige dele af Løgstør Bredning (uden for Natura2000 området). Eksempler på modtageområder uden for Limfjorden er Vejle Fjord, nordlige del af Lillebælt og Horsens Fjord. Etableringen af kulturbanker skal altid ske på baggrund af en konkret vurdering af områdets beskaffenhed, hvad angår bundforhold, forekomst af ålegræs og makroalger og andre beskyttelseshensyn.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Der er brug for mere viden om, hvordan virkemidlet skal forvaltes, herunder kontrolprocedurer for hvordan målene for samlet næringsstoffjernelse i både donorområdet og modtageområdet opnås og evt. kompensation til operatøren af virkemidlet. Alternativt skal det vurderes, om et virkemiddel alene kan fungere på kommercielle vilkår og alligevel indgå i reguleringen.

Tabel 3.5.1. Oversigt over iltsvindsforekomster i danske vandområder angivet med navn og områdenummer. Analysen er udført for månederne juli, august og september for årene 2007-2012, og den måned med størst iltsvind blev identificeret for hvert område. Derefter blev områder med hypoxia (<4 mg/l) i mere end 50% af tiden eller med anoxia (<2 mg/l) i mere end 10% af tiden (i den måned med størst iltsvind) udvalgt som potentielle donorområder for kulturbanker. Forekomst af muslinger er kategoriseret i følgende kategorier: 0: ingen informationer om muslingebanker; 1: Usikker information fra f.eks. erhvervet eller enkeltstående undersøgelser, men forekomst sandsynlig; 2: Sikre informationer fra DTU Aquas monitoring om end der kan være år-til-år variationer i tæthed og total biomasse.

Farvand	Vandområdenavn	Vand- område nr.	Måned med størst iltsvind	Hypoxia frekvens	Anoxia frekvens	Antal år med data fra mindst 2 måneder	Forekomst af muslinger
Limfjorden	Thisted Bredning	156	7	54.1%	24.2%	6	2
	Bjørnholms bugt	157	7	63.4%	26.9%	6	2
	Riisgård Bredning	157	7	75.1%	38.0%	6	2
	Skive Fjord	157	7	60.2%	37.1%	6	2
	Lovns Bredning	157	7	71.9%	54.8%	6	2
Kattegat mm	Mariager Fjord, indre	159	7	73.5%	29.1%	4	1, undersøgelse
Aarhus Bugt mm	Knebel Vig	144	6	100.0%	80.0%	4	1, undersøgelse
	Århus Bugt, Kalø og Begtrup Vig	147	9	62.8%	23.3%	4	1, fiskeri i Kalø Vig og undersøgelse
	Langelandssund	90	8	55.9%	10.8%	6	1, undersøgelse
Farvandene omkring Fyn	Åbenrå Fjord	102	8	98.7%	95.7%	5	1, undersøgelse
	Als Fjord	103	8	93.5%	77.1%	5	1, undersøgelse
	Haderslev Fjord	106	8	94.6%	84.9%	3	1, undersøgelse
	Nybøl Nor	110	7	100.0%	100.0%	1	1, undersøgelse
	Flensborg Fjord, indre	113	8	100.0%	100.0%	6	1, fiskeri og undersøgelse
	Flensborg Fjord, ydre	114	9	100.0%	96.8%	4-6	1, undersøgelse
	Det sydfynske Øhav, Ærøbassinet	214	6	82.4%	79.0%	6	1, undersøgelse
	Det sydfynske Øhav, nord for Skarø (Ringsgaardbassinet)	214	8	75.3%	38.2%	6	1, undersøgelse
	Sydlig Lillebælt, Genner Bugt	216	9	67.8%	23.3%	4	1, fiskeri og undersøgelse
	Sydlig Lillebælt, mellem Arø og Als	216	8	94.3%	93.3%	6	1, fiskeri og undersøgelse
	Sydlig Lillebælt, sydfynske øhav (øst for Als)	216	9	98.9%	93.3%	6	1, fiskeri og undersøgelse
	Sydlig Lillebælt, nord for Lyø	216	9	73.3%	41.7%	6	1, undersøgelse

Sideeffekter

Natur og miljø (herunder marine kvalitetselementer)

Potentielle positive effekter

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 i modtageområdet. Især hvis der ikke er betydende forekomster af muslinger i modtageområdet i forvejen, kan dette have betydning for områdets generelle sigtdybde og koncentration af klorofyl, hvis de anlagte kulturbanker er af betydende omfang. 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 vandets sigtdybde og muslingebestande (Petersen 2004 og referencer deri). Konkret er dette også vist i f.eks. Limfjorden, hvor der blev demonstreret en positiv korrelation mellem muslingebestande og sigtdybde, men fordi mus-

lingerne lever på bunden, vil effekten på vandkvaliteten være meget afhængig af opblanding og vandstrømme. I et donorområde vil et fiskeri af muslinger efterfølgende medvirke til højere iltkoncentrationer og altså en mindskning af styrken af iltsvindet, en reduktion af klorofyl og en forbedret sigtddybe ifølge nye modelresultater (Maar m.fl. 2020, Saurel m.fl. 2020). Dette skyldes, at de fiskede muslinger ikke længere bidrager til iltsvindet ved nedbrydning af dødt muslingevæv, og det derved mindre iltsvind giver en lavere næringsstoffrigivelse fra sedimentet og dermed en lavere primærproduktion. Samtidigt blev det påvist, at muslingebiomassen i donorområdet forøges i løbet af sommeren efter fiskeri, fordi en større del af muslingerne overlevede under de bedre iltforshold og bidrog til et større filtrationspotentiale (Maar m.fl. 2020, Saurel m.fl. 2020).

Binding af næringsstoffer

Under væksten bindes næringsstoffer 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 næringsstoffer frigivet fra sedimenterne. Muslingerne kan via filtrering af fytoplankton fjerne næringsstoffer frigivet fra sedimenterne og dermed reducere de negative effekter af den interne belastning i både donor og modtagerområdet. Modelresultater viste endvidere, at næringsstoffrigivelsen fra sedimentet blev lavere efter fiskeri i donorområdet som følge af de forbedrede iltforshold om sommeren (Maar m.fl. 2020, Saurel m.fl. 2020).

Rev-dannelse

I kulturbankens levetid vil den fungere som biogent rev og tiltrække andre organismer, herunder fisk og fugle.

Potentielle skadelige effekter

Fiskeri

Både flytning og slutfjernelse af muslinger foregår ved fiskeri med skrabende redskaber, typisk en muslingeskraber, der vil have en skadelig effekt på havbunden og dens organismer (Lambert m.fl. 2011, Gislason m.fl. 2013). Effekterne af fiskeri med en muslingeskraber kan opdeles i direkte og indirekte effekter af redskabet (jf. Nielsen m.fl. 2017). De direkte effekter omfatter skader på f.eks. ålegræs, makroalger og bundfauna og potentielt permanente forandringer af bundens fysiske / kemiske struktur ved hyppigt gentagende fiskeri. De indirekte effekter omfatter resuspension af sediment i forbindelse med fiskeriet, hvilket kan mindske sigtbarheden i vandet, samt fjernelse af hårdt substrat i form af mindre sten og tomme skaller, da der herved fjernes levesteder for hårdbundsorganismer. Nedenstående afsnit er baseret på litteraturstudiet fra Nielsen m.fl. (2017).

Direkte effekter omfatter skader på havbundens flora og fauna, her illustreret ved effekter på ålegræs, makroalger og makro invertebrater. På ålegræs kan muslingeskrab forårsage skade på både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayton m.fl. 1995, Barnette 2001, Morgan og Chupagdee 2003). Skader på de voksne planter, skud og frøspirede planter kan variere og bl.a. omfatte afrivning af blomsterstande og forstyrrelser af rhizomsystemet, som vil medføre dysfunktion af bladene (Jolley 1972, Tarnowski 2006), begravelse af planterne under sediment, som vil lede til nedsat vækst og

overlevelse (Street m.fl. 2005) og fjernelse af hele planter. Bede af ålegræs kan i et vist omfang regenerere sig efter fysiske skader. Mindre skader kan regenereres i løbet af uger til få måneder (Williams 1988), mens regenerering af mere omfattende eller gentagende skader vil tage længere tid, afhængigt af skadens omfang fra 2 år til dekader (f.eks. Ærtebjerg m.fl. 2003). Lang regenereringstid vurderes især at være gældende i områder, hvor ålegræssets udbredelse og overlevelse i forvejen er udfordret af dårlig vandkvalitet (Neckles m.fl. 2005). Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre undersøgt og vil desuden være afhængig af anvendt redskab, og hvor dybt dette går under skrabning. Den kritiske dybde for succesfuld frøspiring er 5-6 cm, og spiringen er størst i de øverste sedimentlag. Der er ikke foretaget studier af den i Limfjorden p.t. anvendte muslingeskrabers effekter på ålegræs, men der er foretaget studier med den tungere hollænderskraber, som vurderedes til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær m.fl. 1995). Regenerationstider for destruerede ålegræsbede forventes at være >15-20 år.

Muslingeskrab vil påvirke fastsiddende makroalger ved direkte afskrabning fra substratet, hvorved makroalgerne dør. Derudover kan muslingeskrab beskadige makroalgerne, så de ikke kan overleve eller vil have stærkt reduceret vækst. Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (se f.eks. referencer i Møhlenberg m.fl. 2008), som i afhængighed af en række forhold som saltholdighed, lys, mængde tilgængeligt substrat og substratets beskaffenhed kan variere mellem 2-5 år. I konsekvensvurdering af muslingefiskerier er det antaget, at det tager ca. 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale (Nielsen m.fl. 2017). Yderligere kan fjernelse af makroalger gennem muslingeskrab favorisere hurtigt voksende, evt. invasive arter på bekostning af flerårige, hjemmehørende arter. For ikke fastsiddende arter, som ofte er opportunistiske, vurderes effekten af muslingeskrab på bestanden at være minimal.

Muslingeskrab vil generelt have direkte effekt på fastsiddende og langsomt bevægende epifauna (f.eks. søpunge, rurer, søstjerner) associeret til muslingebanker, såvel som infaunale arter (f.eks. andre muslingearter, børsteorme), der ligger begravet i den øverste del af sedimentet. Fra danske farvande er der foretaget undersøgelser, der samlet viser, at fiskeriet på kort tidsskala reducerer forekomsten af infauna-arter samt en række epifauna-organismer, mens mobile arter som hesterejer og slangestjerner øges (Dolmer m.fl. 2001). Langtidseffekter er ikke entydigt dokumenteret fra danske eller nordeuropæiske farvande. Gendannelsestiden for bundfauna vil variere med bundtype, men i områder med muslingebanker vil den være fra 0,5-4 år (Nielsen m.fl. 2017).

Endelig kan hyppig gentaget fiskeri i samme område lede til ændringer i sedimentets kornstørrelsesfordeling (Mercaldo-Allen og Goldberg 2011), således at lette (mudder-) partikler dominerer i de øverste lag og dermed f.eks. reducerer forankringsevnen for frøspirende planter samt øger risikoen for forøget naturlig resuspension ved vindhændelser. Karakteren og varigheden af sådanne potentielle effekter på sedimentets sammensætning vil afhænge af forstyrrelsens karakter og rekolonisering af infauna (Robinson m.fl. 2005).

Indirekte effekter af muslingeskrab omfatter fjernelse af sten og andet hårdt substrat og effekter associeret til resuspension, herunder reduceret lysgennemtrængning, sedimentering af resuspenderet materiale på ålegræs og makroalger samt frigivelse af næringsstoffer og iltforbrugende materiale. Fjernelse af hårdt substrat kan være permanent, hvis det f.eks. drejer sig om større

sten, men kan også være midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som muslingeskaller, hvorfor fjernelse af hårde substrater inden for dybder, der har lys nok til at understøtte makroalger, potentielt vil kunne reducere forekomsten af makroalger. Ved omplantninger bliver de hårde substrater udelukkende flyttet mellem forskellige områder og ikke permanent fjernet fra det marine miljø. Resuspension opstår både ved selve skrabningen, samt når fangsten efterfølgende skylles, inden den lastes ombord i skibet (Riemann og Hoffman, 1991, Dayton m.fl. 1995, Dyekjær m.fl. 1995, Johnson 2002, Morgan og Chuepagdee 2003, Rheault 2008, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). Generelt set er resuspensionen i forbindelse med muslingefiskeri lille sammenlignet med naturlig resuspension genereret af strøm og bølger (Dyekjær m.fl. 1995), og resuspensionen vil primært kunne detekteres inden for en afstand af få hundrede meter fra skrabesporet (Dyekjær og Hoffmann 1999) og med en kort levetid fra få timer (Riemann og Hoffmann 1991, Maier 1998) op til 3-4 dage (Nielsen m.fl. 2017). Et nyt modelstudie viste en kortvarig reduktion i sigtddybde under det intense fiskeri, før iltsvindet indtræder i donorområdet, men at det blev efterfulgt af en højere sigtddybde pga. en reduktion i klorofyl om sommeren (Maar m.fl. 2020, Saurel m.fl. 2020). Dertil kommer effekterne i udlægningsområderne. Disse er kun dokumenteret i begrænset omfang (Dolmer m.fl. 2009).

I forhold til generelle effekter af muslingeskrab som beskrevet ovenfor vil der ved fiskeri i forbindelse med omplantning af muslinger som virkemiddel gøre sig nogle forhold gældende, som begrænser effekterne. Relevante områder for opfiskning af muslinger er således karakteriseret af tætte forekomster af muslinger med lav biodiversitet af de associerede fauna og flora. Dertil kommer, at områderne er hyppigt iltsvindsramte med en resulteret forarmet bundfauna, og at de generelt har ringe sigtddybde, så makroalger og ålegræs enten er fraværende eller forekommer med begrænset udbredelse. I øvrigt forvaltes fiskeriet efter regler, som reducerer skaderne på centrale økosystemkomponenter i henhold til principperne i Muslinge- og østerspolitikken (<https://fiskeristyrelsen.dk/media/10650/muslinge-og-oesterspolitik.pdf>). Disse principper iagttages også i relation til omplantning.

Fjernelse af økosystemfunktion

Når levende muslinger omplantes fra et område til et andet, bevirker det, at muslingernes økosystemfunktioner og positive feed-back mekanismer mistes eller reduceres i donorområdet. Især muslingernes filtrationskapacitet og de associerede økosystem tjenesteydelser, som store muslingebanker yder, kan påvirke en række nøgleparametre af betydning i relation til f.eks. vandrammedirektivets kvalitetselementer som koncentration af klorofyl og ålegræssets dybdegrænse. Betydningen af bundlevende muslingers filtrationskapacitet for koncentrationen af fytoplankton i lavvandede kystområder er veldokumenteret både internationalt og nationalt (Petersen 2004). Et nyligt modelstudie i Limfjorden har vist, at fiskeriets effekt på filtrationspotentialet vil afhænge af tætheden af muslingerne og omfanget af fiskeriet (Petersen m.fl. 2019). Hvis muslingerne er fødebegrænsede, viste studiet, at der kun var en forøgelse af klorofyl i kanten af muslingebanken efter fiskeriet, mens der skete et fald i midten af banken, fordi den reducerede fødebegrænsning for de tilbageværende muslinger skabte en større grad af realisering af filtrationspotentialet. Ved høje klorofylkoncentrationer vil fiskeri øge koncentrationen af klorofyl grundet reduceret filtrationspotential, om end i størrelsesordenen <10%. Endvidere kan muslingebanker, hvis de ikke påvirkes af fiskeri, iltsvind eller andre antropogene påvirkninger, udvikle sig til biogene rev og

dermed hjemsted for forskellige epi- og infaunale organismer med en samlet højere biodiversitet end tilstødende sand- eller mudderbund uden for banken.

Det er i denne sammenhæng en pointe, at muslinger, der bruges i kulturbanker som virkemiddel, kommer fra kraftigt næringsstofbelastede områder med hyppig forekomst af kraftigt iltsvind. Kraftigt iltsvind medfører i de relevante områder stort tab af muslingebiomasse og dermed en reduktion i filtrationspotentialet med deraf følgende effekt på klorofylkoncentrationen og ålegræssets dybdegrænse. Den muslingebiomasse, der flyttes i forbindelse med kulturbanker som virkemiddel, vil følgelig kun lede til et tab i filtrationspotentiale i et begrænset tidsrum, nemlig fra muslingerne fjernes inden iltsvindssæsonen til iltsvindet rent faktisk sætter ind. Desuden viste modelresultater et forøget filtrationspotentiale om sommeren i donorområdet ca. 1-2 måneder efter fiskeriet, fordi en større andel af muslingerne overlevede under de bedre iltforhold (Maar m.fl. 2020, Saurel m.fl. 2020). Alternativt kan muslinger fra områder med meget store tætheder af muslinger bruges til etablering af kulturbanker som virkemiddel. Det er veldokumenteret (f.eks. Saurel m.fl. 2013 og referencer deri), at i tætte muslingebanker udnyttes filtrationspotentialet kun delvist som følge af betydelig refiltration af vandet i og omkring banken, og en udtynding af banken vil derfor ikke medføre betydelige tab af økosystem-tjenesteydelser.

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 netto tilvæksten på kulturbanken er mindre end dødeligheden. Endvidere vil der, specielt i forbindelse med etablering af kulturbanken, være en vis dødelighed hos muslingerne, som vil lede til organisk berigelse af sedimentet og frigivelse af næringsstoffer. På kulturbanken vil det organiske indhold i sedimentet endvidere blive øget som følge af muslingernes produktion af fækalier og pseudofækalier samt nedbrydning af døde muslinger.

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 reducere eksporten af næringsstoffer ud af vandområdet.

Klima

Dette er ikke undersøgt.

Øvrige (f.eks. visuelle gener)

Ingen.

Økonomi og forvaltning

Virkemidlet kan i princippet drives rent kommercielt ved at lade det være drevet af fiskeriet efter muslinger til konsum. Det forvaltningsmæssige aspekt vil således kunne reduceres til forvaltning af rettigheder/tilladelser til flytning af muslinger og efterudlægning på kulturbanker samt dokumentation af fjernede mængder og vurderinger af egnede lokaliteter til flytning og udlægning. I Limfjorden kan omkostningerne ved omplantning beregnes på baggrund af data fra Foreningen MuslingeErhvervet, der står for omplantningerne. Omkostninger i forbindelse med drift af kulturbanker vil blive studeret nærmere i et GUDP-projekt, der starter 1. januar 2020

Manglende viden

Kulturbankedrift

Der mangler viden, om kulturbankedrift i modtagerområdet kan gøres mere effektivitet, hvis kulturbanken primært drives som en del af et virkemiddel, og / eller der opnås større erfaring i erhvervet. Der er pr. 1. januar 2020 igangsat et nyt GUDP-projekt om optimering af kulturbanker som produktionsform. I dette projekt vil der endvidere blive foretaget mere detaljerede beregninger af økonomien i kulturbanker med og uden vurderinger af økosystem tjenesteydelser.

Klimaeffekter

Klimaeffekter af kulturbanker er p.t. ikke undersøgt. Den organiske berigelse af sedimentet under kulturbanker kan potentielt lede til begrænsning af kulstof og frigivelse af klimagas (N_2O) fra en forøget denitrifikation.

Økosystemeffekter i modtagerområdet

Der mangler viden om effekten af kulturbanker på modtagerområdets generelle sigtddybde og koncentration af klorofyl, hvis de anlagte kulturbanker er af betydeligt omfang. En lavere fødekonzentration (målt som klorofyl) kan desuden påvirke de vilde muslinger afhængig af bæreevnen af systemet. Hvorvidt muslingerne bidrager til øget opholdstid for næringsstofferne og reduktion af eksporten af næringsstoffer ud af vandområdet er heller ikke undersøgt.

Opsummering

Omplantning af muslinger ved at muslinger fra områder med dårlige vækstbetingelser eller direkte skadelige miljøvilkår (donorområder), primært iltsvind, flyttes til områder med gode vækstbetingelser (kulturbanke). Muslingerne vil på kulturbanken kunne øge væksten ud over det, der var muligt i donorområdet, og dermed skabe ny produktion. Effekten af omplantning af muslinger vil være størst i donorområder med hyppigt og kraftigt iltsvind og mindst på kulturbankerne (Tabel 3.5.2). Omplantninger bidrager med yderligere økosystem-tjenesteydelser i form af forbedret lysforhold (Tabel 3.5.3). Omplantninger kan potentielt drives på rent kommercielle vilkår, men da der bruges skrabende redskaber til omplantning og opfiskning, når muslingerne har nået kommerciel størrelse / kvalitet, vil der være en påvirkning af havbunden forbundet med virkemidlet.

Tabel 3.5.2. Virkemiddeleffekt i form af N- og P-fjernelse, overlap med andre virkemidler, om virkemidlet kan times i tid og rum og sikkerhed på effekten. Sikkerheden er inddelt i 3 kategorier som hhv. lav *, middel ** og høj ***.

Virkemiddel	N-effekt	P-effekt	Overlap	Kan times i tid og rum	Sikkerhed	Økonomi
Omplantning af muslinger	Donorområde: 120-500 kg N ha ⁻¹ muslingebanke Kulturbanke: 14-70 kg N ha ⁻¹ ved høst	Donorområde: 9-25 kg P ha ⁻¹ muslingebanke Kulturbanke: 0,8-4 kg P ha ⁻¹ ved høst	Ja	nej	**	Udgift:

¹Der er ikke lavet økonomiske beregninger af kulturbanker endnu

Tabel 3.5.3. Sideeffekter

Virkemiddel	Natur og miljø	Klima	Øvrige
Omplantning af muslinger	+/-	?	0

Referencer

- Barnette MC (2001) A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.
- Calderwood J (2015) Developing science-based management strategies for improving yield of blue mussels, *Mytilus edulis*, in benthic cultivation. PhD thesis, The Queens University, Belfast, United Kingdom.
- Canal-Vergés P, Petersen JK, Rasmussen EK, Erichsen A (2016) Validating GIS tool to assess eelgrass potential recovery in the Limfjorden (Denmark). Ecological modelling 338:135-148.
- Capelle JJ (2017) Production efficiency of mussel bottom culture. PhD thesis Wageningen University, Wageningen, Holland.
- Capelle JJ, Wijsman JWM, van Stralen MR, Herman PMJ, Smaal AC (2016) Effects of seeding density on biomass production in mussel bottom culture. J. Sea Res. 110: 8-15.
- Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995) Environmental effects of marine fishing. Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst. 5:205-232.
- Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML, Petersen MF, Kristensen PS, Hoffmann E (2001) Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. Hydrobiologia 465:115-127.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Clausen P, Bassompierre M, Josefson AB, Laursen K, Petersen JK, Tørring D, Fomsgaard C, (2009) Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport 212-09, 127 pp.
- Dolmer P, Christensen HT, Hansen BW, Vismann B (2012) Area-intensive bottom culture of blue mussels *Mytilus edulis* in a micro-tidal estuary. Aquacult. Envir. Interact. 3: 81-91.
- Dyckjær SM, Jensen JK, Hoffmann E (1995) Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K.
- Dyckjær S, Hoffmann E (1999) Muslingefiskeri i Limfjorden. Havmiljøet ved årtusindskiftet. Ed. Lomstein BÅ. Fredensborg Olsen & Olsen.
- Gislason H, Dalskov J, Dinesen GE, Egekvist J, Eigaard OR, Jepsen N, Larsen F, Poulsen LK, Sørensen TK (2013) Miljøskånsomhed og økologisk bæredygtighed i dansk fiskeri. DTU Aqua notat til NaturErhvervstyrelsen.
- Johnson KA (2002) A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-57:72 pp.
- Jolley JW (1972) Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in northwest Florida. Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser. 67:42 p.

Lambert GI, Jennings S, Kaiser MJ, Hinz H, Hiddink JG (2011). Quantification and Prediction of the Impact of Fishing on Epifaunal Communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 430: 71-86.

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.

Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011) Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of moluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.

Morgan LE, Chuenpagdee R (2003) Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.

Møhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008) Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.

Maar M, Larsen J, Mohn C, Saurel C, Murawski J, Petersen JK (2020) Mussel transplantation as a tool to mitigate hypoxia in eutrophic areas. Submitted paper.

Neckles HA, Short FT, Barker S, Kopp BS (2005) Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impact and habitat recovery. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 285: 57-73.

Nielsen P, Canal-Vergés P, Nielsen MM, Geitner K, Petersen JK (2017) Konsekvensvurdering af fiskeri efter blåmuslinger ved og øst for Horsens Fjord samt Endelave 2017. DTU Aqua-rapport nr. 319-2017. 46 pp. + bilag

Petersen JK (2004) Grazing on pelagic primary producers - the role of benthic suspension feeders in estuaries. In Nielsen SL, Banta G, Pedersen MF: Estuarine nutrient cycling: the influence of primary producers. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p: 129-152.

Petersen JK, Hansen FT, Olsen J, Maar M, Göke C, Svendsen JC, Kuhn J, Eigaard OR, Stæhr P (2019) Andre presfaktorer end næringsstoffer og klimaforandringer – effekter af stedspecifikke presfaktorer på ålegræs. DTU Aqua rapport (in press).

Rheault RB (2008) Review of the environmental impacts related to the mechanical harvest of cultured shellfish, prepared for Cashin Associates for the Suffolk County Shellfish Aquaculture Environmental Impact Study, 24 p.

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

Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (2005) Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Mar. Envir. Res.* 60: 51-68.

Saurel C, Petersen JK, Wiles P, Kaiser M (2013) Turbulent mixing limits mussel feeding: direct estimates of feeding rate and vertical diffusivity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 485: 105-121.

Saurel C, Nielsen P, Barreau PAD, Olsen J, Petersen JK (2018) On-bottom culture efficiency in Limfjorden. *Notat*.

Saurel C, Andersen K, Barreau PAD, Maar M, Rollan, AP, Larsen J, Mohn C, Murawski J, She J, Petersen JK (2020) New tools to estimate resuspension impact from mussel dredging fisheries. DTU Report. DTU, Nykøbing Mors, 51 pp.

Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005) North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.

Tarnowski M (2006) A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. *Fish. Tech. Rep. Ser.* 48:30 p.

Vining R (1978) Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hardshell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. WA Dep. Fish. Dep. Nat. Resour., 55 p.

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.

Williams SL (1988) Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 42:63-71. DOI: 10.3354/meps042063.

Ærtebjerg G, Andersen JH and Hansen OS (eds) (2003) Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. National Environmental Research Institute, 126 pp. Saurel C, Andersen K, Barreau PAD, Maar M, Rollan, AP, Larsen J, Mohn C, Murawski J, She J, Petersen JK (2019). New tools to estimate resuspension impact from mussel dredging fisheries. DTU Report. DTU, Nykøbing Mors, 51 pp.

3.6 Etablering af stenrev

Torben Bramming Jørgensen, Limfjordsrådet

Limfjordsrådet gennemfører i partnerskab med Miljø- og Fødevareministeriet et 5-årigt forsknings- og udviklingsprojekt i Løgstør Bredning, Limfjorden, som skal undersøge, om stenrev har positive eller negative effekter på havmiljøet og specielt omsætningen af kvælstof og fosfor.

Projektet gennemføres med Limfjordsrådet som projektleder og med faglig deltagelse af Aarhus Universitet, DHI, Dansk Skaldyrcenter ved DTU Aqua, NIVA Danmark og GEUS.

Stenrevsprojektets hovedformål er at undersøge stenrevs potentielle effekter på dynamikken omkring iltsvind og frigivelse/tilbageholdelse af næringsstoffer fra havbunden med henblik på eventuelt at inddrage stenrev som muligt supplerende virkemiddel i vandområdeplanerne 2021-2027 i henhold til vandrammedirektivet. I projektet blev der anlagt et stenrev på ca. 3 hektar ud for Livø i Løgstør Bredning, Limfjorden. På det nye rev er koloniseringen af flora og fauna undersøgt og sammenlignet med biomasser på den oprindelige bund, så stenrevets nettoeffekt kan dokumenteres. Effekterne på omsætning af ilt og næringsstoffer kan ikke undersøges på det nye stenrev, da det ikke er færdig-koloniseret i projektperioden. Disse undersøgelser er derfor lavet på eksisterende stenet bund. Tilsammen leverer projektet en vurdering af stenrevs betydning for havmiljøet og specielt omsætning af ilt og frigivelse/tilbageholdelse af næringsstoffer på hårbundsområder i Løgstør Bredning. Projektet vil endvidere bidrage til opfyldelse af mål om opnåelse af gunstig bevaringsstatus for Limfjordens stenrev.

Projektet er efter aftale med Miljø- og Fødevareministeriet 5-årigt med projektudløb medio 2020, inkl. projektrapport og virkemiddelanbefalinger. De endelige resultater, inkl. vurdering af N- og P-effekter samt økonomi vil derfor ikke indgå i denne virkemiddelrapport men offentliggøres som en selvstændig rapport forud for Miljøstyrelsens arbejde med vandområdeplanerne 2021-2027.

Se projektbeskrivelse mv. på <https://www.stenrev.dk/>

3.7 Iltning af bundvand med ren ilt

Erik K. Rasmussen, DHI

Faglig kommentering: Karen Timmermann, AU

Projektets finansiering og gennemførelse

Mariagerfjord Kommune (hovedaktør) har sammen med SEGES og Miljøstyrelsen (tidligere Naturstyrelsen) finansieret et modelprojekt (Modelanalyse af N-fjernelse i Mariager Fjord), hvor formålet blandt andet var at undersøge mulighederne for at fjerne kvælstof fra Mariager Fjord ved iltning af bundvandet i Inderfjorden.

Projektet blev udført af DHI med Erik Kock Rasmussen som projektleder, og den endelige rapportering blev leveret med udgangen af 2017 (DHI 2017). Selve undersøgelsen er gennemført ved at opsætte en hydrodynamisk-økologisk model for fjorden og efterfølgende analysere på den beregnede N-fjernelse med og uden iltning over en 6 års periode (2011-2016).

Hovedkraften bag undersøgelsen er Erik Kock Rasmussen med assistance fra enkelte andre DHI medarbejdere, herunder især Thomas Uhrenholt.

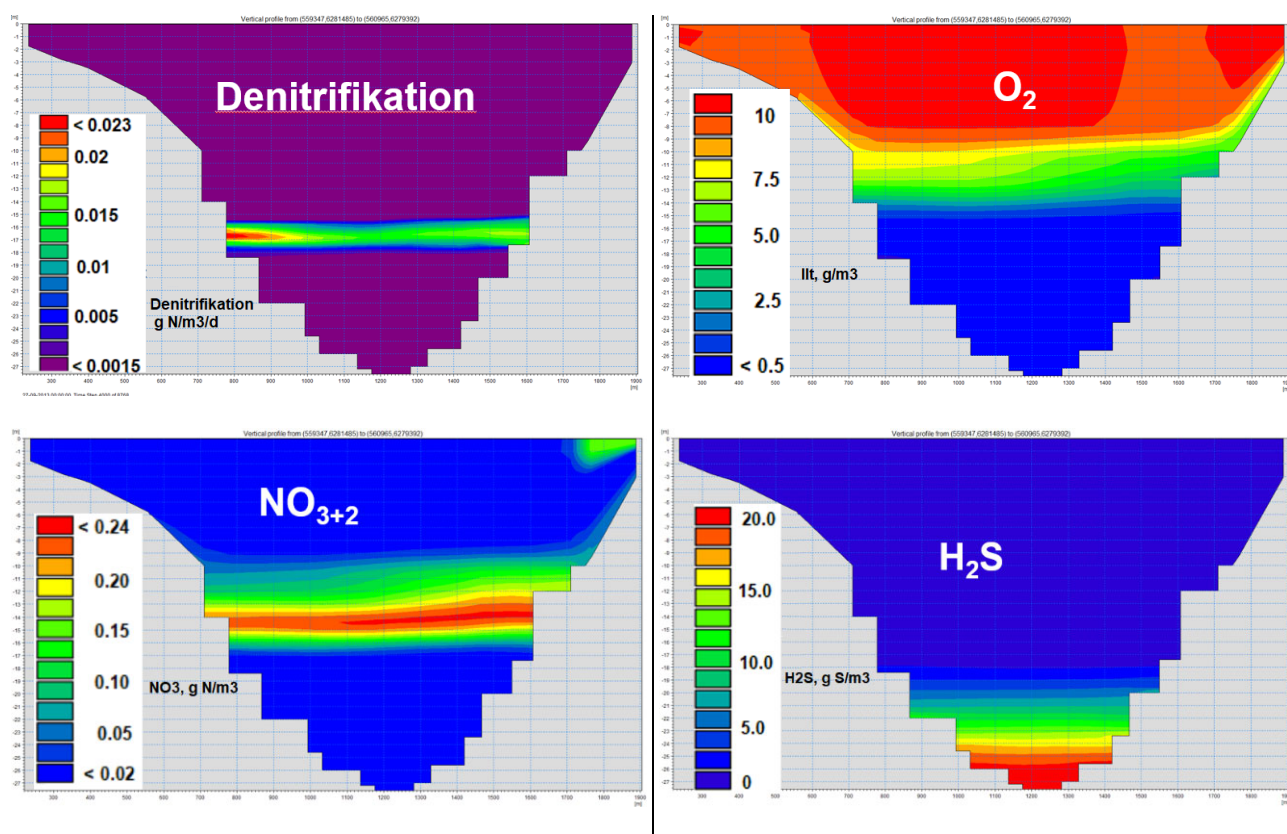
Projektet har været fulgt af og præsenteret for Mariagerfjord Kommune, SEGES og Miljøstyrelsen igennem projektperioden.

Funktion og anvendelse

N-fjernelse ved iltning af iltfrit bundvand i lagdelt fjord

Mariager fjord er en tærskelfjord, hvor der kun lejlighedsvist sker indbrud af iltholdigt saltvand til den inderste dybe del af fjorden (inderfjorden), hvilket betyder, at den inderste del af fjorden næsten permanent har en lagdeling af vandsøjlen med iltfrit bundvand. Bundvandet har derfor typisk høje koncentrationer af NH_4 , samt høje koncentrationer af H_2S . I skillefladen (springlaget) mellem det saltholdige, iltfrie bundvand og det mere ferske, iltholdige overfladevand er der af flere omgange målt denitrifikation, hvor NH_4 nitrificeres til NO_3 med ilt, der transporteres vertikalt ned i den øverste del af skillefladen. I det underliggende vandlag i springlaget denitrificeres det dannede NO_3 til gasformigt N_2 eller lattergas ved oxidering af H_2S til S (Fenchel m.fl. 1995; Zopfi m.fl. 2001 & Jensen m.fl. 2009). I Figur 3.7.1 er de overordnede forhold vist, baseret på modelberegninger.

I Fenchel m.fl. (1995), Zopfi m.fl. (2001) og Jensen m.fl. (2009) er der målt denitrifikationsrater i skillefladen, der modsvarer en N-fjernelse på 5-6 g $\text{N}/\text{m}^2/\text{år}$. I den seneste artikel (Jensen m.fl. 2009) antydes dog, at der potentielt kan forekomme højere denitrifikationsrater i skillefladen i de tilfælde, hvor den vertikale opblanding er høj. Til sammenligning er der i Randers fjord målt denitrifikationsrater i sedimentet, svarende til 15-20 g $\text{N}/\text{m}^2/\text{år}$. De høje denitrifikationsrater i sedimentet i Randers Fjord skyldes blandt andet tilledning af NO_3 -holdigt vand fra Gudenåen (Århus & Nordjyllands Amter 2005). De NO_3 koncentrationer, som forekommer i Randers Fjord, er sammenlignelige med de NO_3 koncentrationer, som ville forekomme i bundlaget af Mariager Inderfjord, hvis de eksisterende mængder af NH_4 blev nitrificeret ved tilførsel af ilt.



Figur 3.7.1. Modelberegnet tværsnit af "Dybet" i Mariager Inderfjord med iltfrit bundvand (øverst th.), denitrifikation i den nedre del af skillefladen (øverst tv.), H_2S -holdigt bundvand (nederst th.) og NO_3 fra nitrifikation af NH_4 i øverste del af skillefladen (nederst tv.) (DHI 2017).

Idegrundlaget bag iltning af bundvandet af Mariager Inderfjord er derfor at forøge N-fjernelsen ved at flytte denitrifikationen fra skillefladen ned i sedimentet, samtidigt med at der over tid i den dybere del af fjorden vil etablere sig en bundfauna. Sidstnævnte er med til at forøge sedimentets denitrifikation ved at øge udvekslingen af bundvand til og fra den iltfrie del af sedimentet, hvor denitrifikationen foregår. Iltningen tænkes her at ske ved tilledning af flydende ilt til en diffusor (som udleder ilten som små bobler) placeret i den dybeste del af bundlaget. De dannede iltbobler bliver efter optaget i vandet, inden boblerne når skillefladen. Metoden vil således ikke bryde skillefladen og skabe en opblanding mellem de to vandlag, hvilket potentielt vil transportere næringsstoffer til overfladelaget af fjorden og resultere i øget algevækst.

Modelberegninger af potentiel N-fjernelse

For at undersøge ovenstående blev der i 2017 lavet en modelanalyse af den potentielle N-fjernelse i Mariager Fjord ved iltning af bundvandet over perioden 2011-16. Modellens beskrivelse af denitrifikationen i skillefladen hviler på de procesrater og dynamikker, som er målt i (Jensen m.fl. 2009). Modellen består af en 3-dimensionel (3D) hydrodynamisk model (MIKE3FM) samt en økologisk model (MIKE ECO Lab), der er en modificeret version af den model, som blev anvendt som en del af modelgrundlaget bag Vandområdeplanerne 2015-2021 i Odense Fjord, Limfjorden samt Roskilde Fjord (Erichsen og Timmermann 2017).

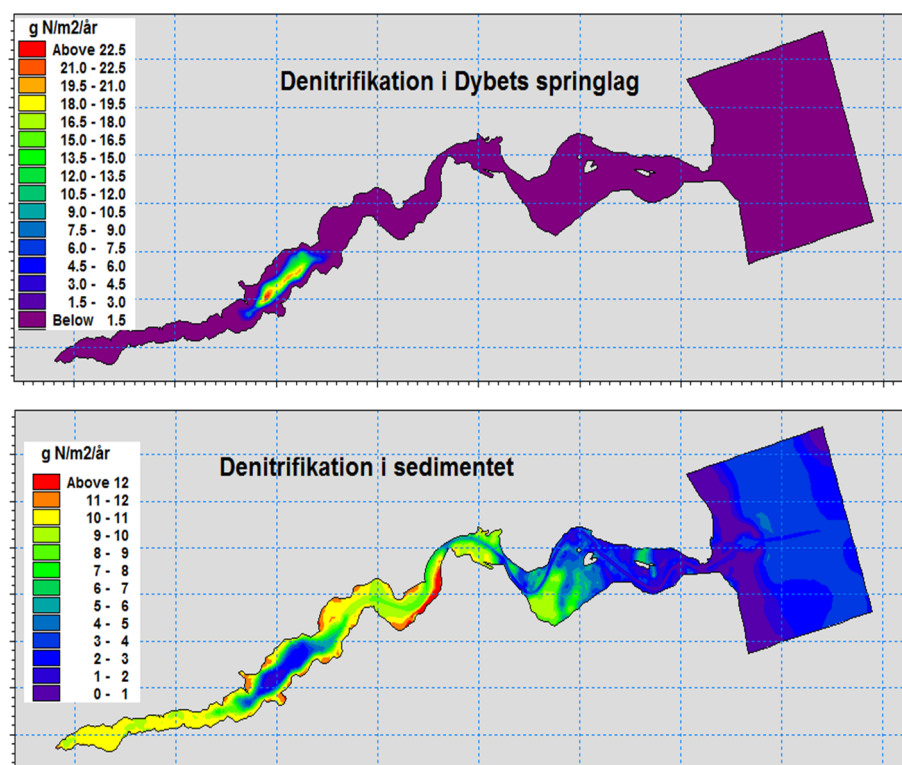
N- og P-effekt

N-effekt

Tanken bag N-fjernelse ved iltning af iltfrit bundvand i lagdelt fjord (her eksempelvis Mariager Fjord) er at flytte denitrifikationen fra skillefladen i "Dybet", og ned i sedimentet for derigennem samlet set at øge denitrifikationen.

Modelberegningerne viste imidlertid, at denitrifikationen i skillefladen til tider kunne være høj (i den centrale dele af "Dybet", og dermed den del der er påvirket af iltning) og på årsbasis var på størrelse med denitrifikations-raterne i sedimentet, se figur 3.7.2.

Figur 3.7.2. Denitrifikation i Mariager fjord, $\text{g N m}^{-2} \text{år}^{-1}$. Øverst denitrifikation i skillefladen i "Dybet". Nederst denitrifikation i sedimentet (DHI 2017).



Endvidere viste modelberegningens masseopgørelser, at der sker en øget mineralisering af organisk N, hvilket betyder, at iltningen først skal fjerne det ekstra frigivne N, før virkemidlet har en netto N-fjernelseffekt. Imidlertid ser det ikke ud til, at iltningen øger den samlede denitrifikation (Figur 3.7.2), hvorfor der ikke er nogen grund til at arbejde videre med denne ide til fjernelse af N i lagdelte fjordsystemer.

Hvad er så årsagen til at denitrifikationen i Fenchel m.fl. (1995), Zopfi m.fl. (2001) og Jensen m.fl. (2009) er lille i forhold til modellens forudsigelser? Målingerne i skillefladen skulle nødvendigvis foretages på tidspunkter, hvor skillefladen var stationær, idet de dybder, hvor der sker en nitrifikation henholdsvis denitrifikation i skillefladen, ligger tæt på hinanden. Målingerne er derfor formodentlig foretaget under rolige vindforhold, hvor den vertikale opblanding i skillefladen var begrænset og dermed bestemmende for nitrifikations- og denitrifikationsprocestraternes størrelse. Denne begrænsning har modellen ikke, idet den implicit, for at kunne beskrive salinitets- og temperaturændringerne i bund- og overfladevand, varierer den vertikale opblanding og skillefladens beliggenhed alt efter vindforholdene.

P-effekt

P-effekten ved en iltning er ikke behandlet specifikt, men modelberegningerne viste, at der ikke er nogen tilbageholdelse af P i sedimentet ved iltning af bundlaget. Dette skyldes primært, at der ved iltning dels sker en optagelse i sedimentet af PO_4 til oxideret jern, men at der samtidigt sker en øget mineralisering af organisk bundet P, dvs. to modsatrettede processer, som i følge DHI (2017) altså stort set ophæver hinanden.

Overlap i forhold til andre virkemidler

Der er ikke umiddelbart nogen overlap til andre virkemidler

Sikkerhed på data

Data og konklusioner er baseret på modelberegninger (DHI 2017).

Tidshorisont for at skaffe data, hvis disse ikke findes

Ikke relevant

Forudsætninger og potentiale

Modelberegningerne viste, at forudsætningen for, at iltning kan bruges som et marint virkemiddel, ikke er til stede, idet denitrifikationen i skillefladen af Mariager Inderfjord er på størrelse med eller større end den denitrifikation, som kan forventes at kunne opnås i sedimentet.

Dvs. der ikke er forskel på N-fjernelsen ved en iltning af bundvandet og den nuværende situation uden iltning.

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Ikke relevant, se Forudsætninger og potentiale (3.7.3).

Sideeffekter

Natur og miljø (herunder marine kvalitetselementer)

Som nævnt i indledningen til dette virkemiddel var idegrundlaget bag iltning af bundvandet af Mariager Inderfjord at forøge N-fjernelsen ved at flytte denitrifikationen fra skillefladen ned i sedimentet, samtidigt med at der over tid i den dybere del af fjorden vil etablere sig en bundfauna.

Som beskrevet i Forudsætninger og potentiale er der ingen umiddelbar gevinst at hente i forhold til en øget N-fjernelse. I DHI (2017) er der ikke foretaget analyser af iltforholdene i den dybe del af Mariager Fjord med henblik på at evaluere eventuelle forbedringer for bundfauna. Det kan derfor ikke afvises, at der her kan være en positiv sideeffekt.

Klima

Ikke relevant

Øvrige (f.eks. visuelle gener)

Ikke relevant

Økonomi

Ikke relevant, da der ikke er potentiale (se Forudsætninger og potentiale).

Manglende viden

Med modelberegninger er de tidligere tiders analyser blevet ekstrapoleret til fjordsystem niveau, og det vurderes, at der ikke umiddelbart er behov for mere viden.

Opsummering

Modelanalysen af iltning af bundvandet i Mariager Inderfjord viste, at der ikke blev fjernet mere N fra fjorden ved iltningen end uden iltning (Tabel 3.7.1). Dette skyldes, at denitrifikationen i skillefladen viste sig at være på størrelse med eller større end denitrifikationen i sedimentet. Dvs. at forudsætningen for, at en iltning skulle kunne fjerne ekstra N fra fjorden, ikke er til stede. Iltning indebærer et teoretisk potentiale for øget artsdiversitet i sedimentet (Tabel 3.7.2).

Tabel 3.7.1. Virkemiddeleffekt i form af N- og P-fjernelse for iltning af bundvand med ren ilt, overlap med andre virkemidler, om virkemidlet kan times i tid og rum og sikkerhed på effekten. Effekten er vurderet ud fra et modelstudie i Mariager Fjord

Virkemiddel	N-effekt	P-seffekt	Overlap	Kan times i tid og rum	Sikkerhed	Økonomi
Iltning af bundvand med ren ilt	Ingen effekt	Ingen effekt	-	-	-	-

Tabel 3.7.2. Sideeffekter ved iltning af bundvand med ren ilt. Effekterne er vurderet ud fra modelstudie i Mariager Fjord

Virkemiddel	Natur og miljø	Klima	Øvrige
Iltning af bundvand med ren ilt	(+) (Teoretisk potentiale for øget arts diversitet)	0	0

Referencer

Erichsen AC (Red.), Timmermann K (Red.), Christensen JPA, Kaas H, Markager S, Møhlenberg F (2017) Development of models and methods to support the Danish River Basin Management Plans. Scientific documentation. Aarhus University, Department of Bioscience and DHI, 191 sider.

Fenchel T, Bernard C, Esteban G, Finlay BJ, Hansen PJ, Larsen NI (1995) Microbial diversity and activity in a Danish fjord with anoxic deep water. *OPHELIA* 43 (1): 45-100.

Fossing H, Christensen PB (1999) Produktion og forekomst af svovlbrinte i Mariager Fjord 1998. Faglig Rapport fra DMU nr. 270. ISBN 87-7772-455-0, ISSN: 0905-815X

Jensen M, Petersen MJ, Dalsgaard T, Thamdrup B (2009) Pathways, rates and regulation of N₂ production in the chemocline of an anoxic basin, Mariager Fjord, Denmark. *Marine Chemistry* 113: 102-113

DHI (2017) Modelanalyse af N-fjernelse i Mariager Fjord ved iltning af "Dyb" og ved muslingeopdræt. Rapport til Mariagerfjord Kommune, december 2017.

Zopfi J, Fredelman TG, Jørgensen BB, Teske A, Thamdrup B (2001) Influence of water column dynamics on sulphide oxidation and other major biogeochemical processes in the chemocline of Mariager fjord (Denmark) *Marine Chemistry* 74: 29-51.

Århus og Nordjyllands Amter (2005) Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde 2004. Århus og Nordjyllands Amter. ISBN: 87-7906-336-5

Bilag 1: Baggrundsundersøgelse af data tilgængelighed for sand-capping

Martin Mørk Larsen og Jakob Strand, Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

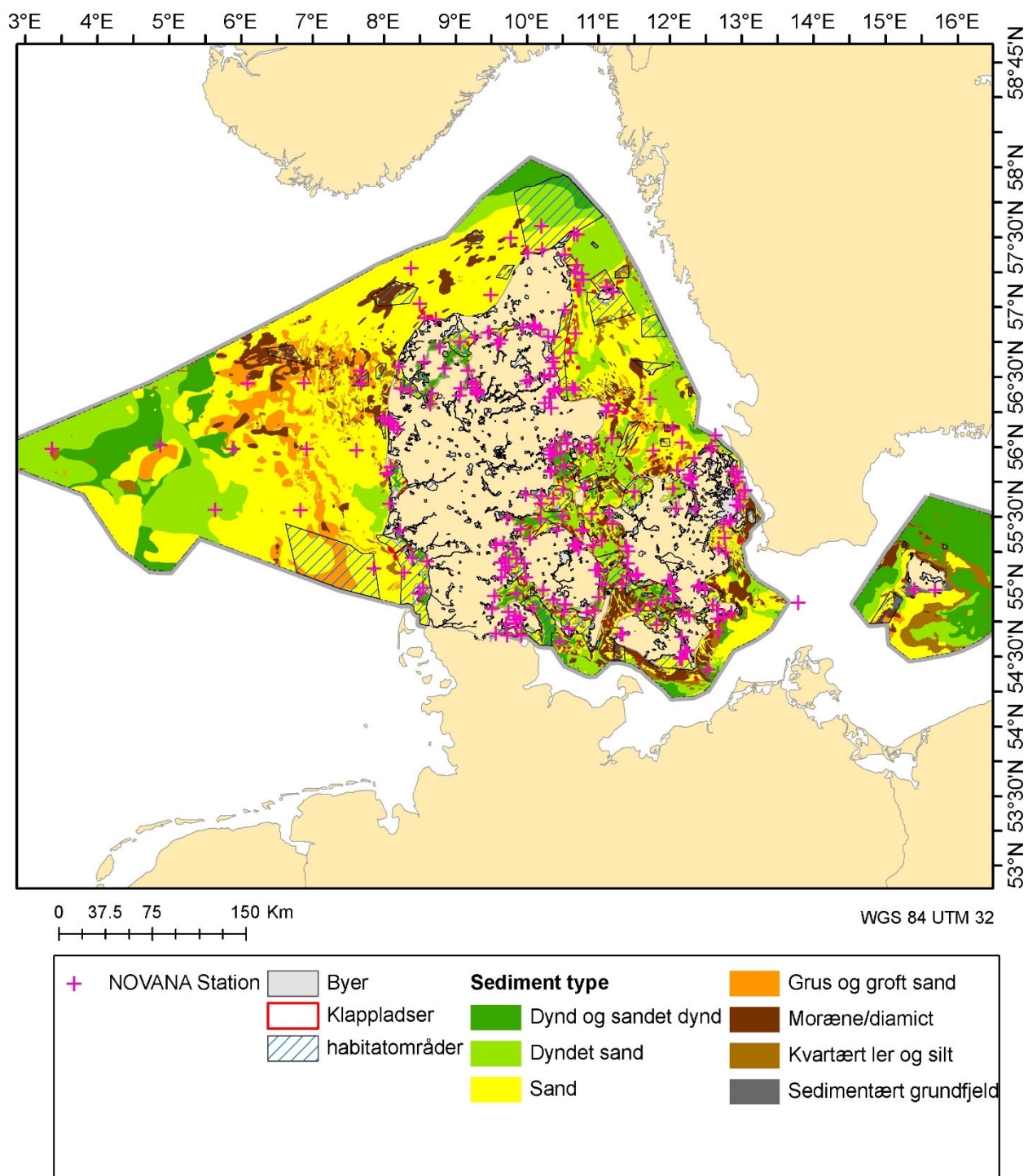
Denne baggrundsundersøgelse af sandtilgængelighed for sand-capping indeholder tre komponenter: 1) Analyse af sedimentets sammensætning baseret på sedimentprøver fra NOVANA-stationer sammenholdt med GEUS sedimenttyper, 2) Vurdering af forureningsgraden af sediment ved sammenligning med kvalitetskriterier, 3) Rumlig analyse af sedimentkvalitet. Den er supplement til notat af Strand (2018).

Analyse af sedimentets sammensætning baseret på sedimentprøver fra NOVANA stationer sammenholdt med GEUS sedimenttyper

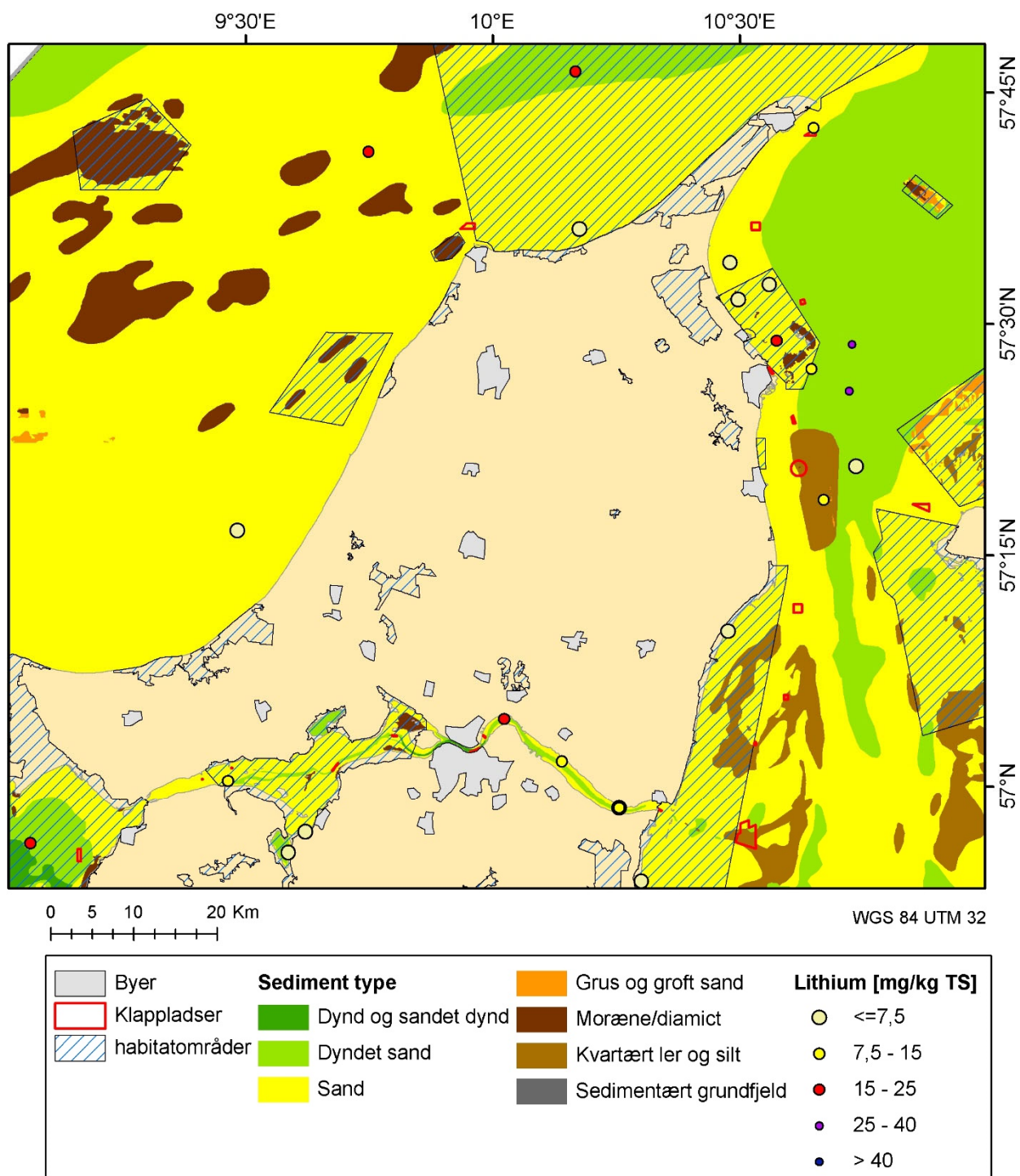
Resultater fra NOVANA-overvågningen (stationer vist på figur B1.1) af sedimentets indhold af metaller og PAH i 2010-2018 er klassificeret baseret på GEUS' kortlagte sedimenttyper. En inspektion af dataene viser et godt match mellem NOVANA-data og sedimenttyper, så der for mange områder er mulighed for at lave en analyse/beskrivelse af indholdet af metaller og PAH for typer af sediment, specielt sandede sedimenter fra Dansk farvand (figur B1.2, B1.3 og B1.4). Kortene angiver samtidig habitatområder og udpegede områder til klappladser (mest synlige på detail kortene i B1.2 – B1.4), hvor der i nogle tilfælde også er data fra. For habitatområder kan der være restriktioner på optagning af sedimenter, og klappladser kan være forurenede, så begge typer områder kan være af begrænset anvendelighed som kilde til sand for sand-capping.

For et udsnit af det nordlige Kattegat/Skagerrak ses sammenhængen mellem Lithium (indikator for Ler-Silt indholdet i prøven) og GEUS-kortlægningen af sedimenttyper (figur B1.2). Det ses, at der er en del Lithiumprøver i forskellige niveauer, både inden for og uden for områder udlagt til habitater. Indholdet af lithium forventes at være korreleret med højt ler-siltindhold (altså dyndet sand og dynd og sandet dynd). Ler-silt indhold over 15 (røde eller mørkere prikker) burde være knyttet til dyndet-sand, men der kan være små patcher af sand eller dynd, som er mindre end opløsningen på kortmaterialet fra GEUS. Generelt er der dog god overensstemmelse mellem kortet og NOVANA resultaterne.

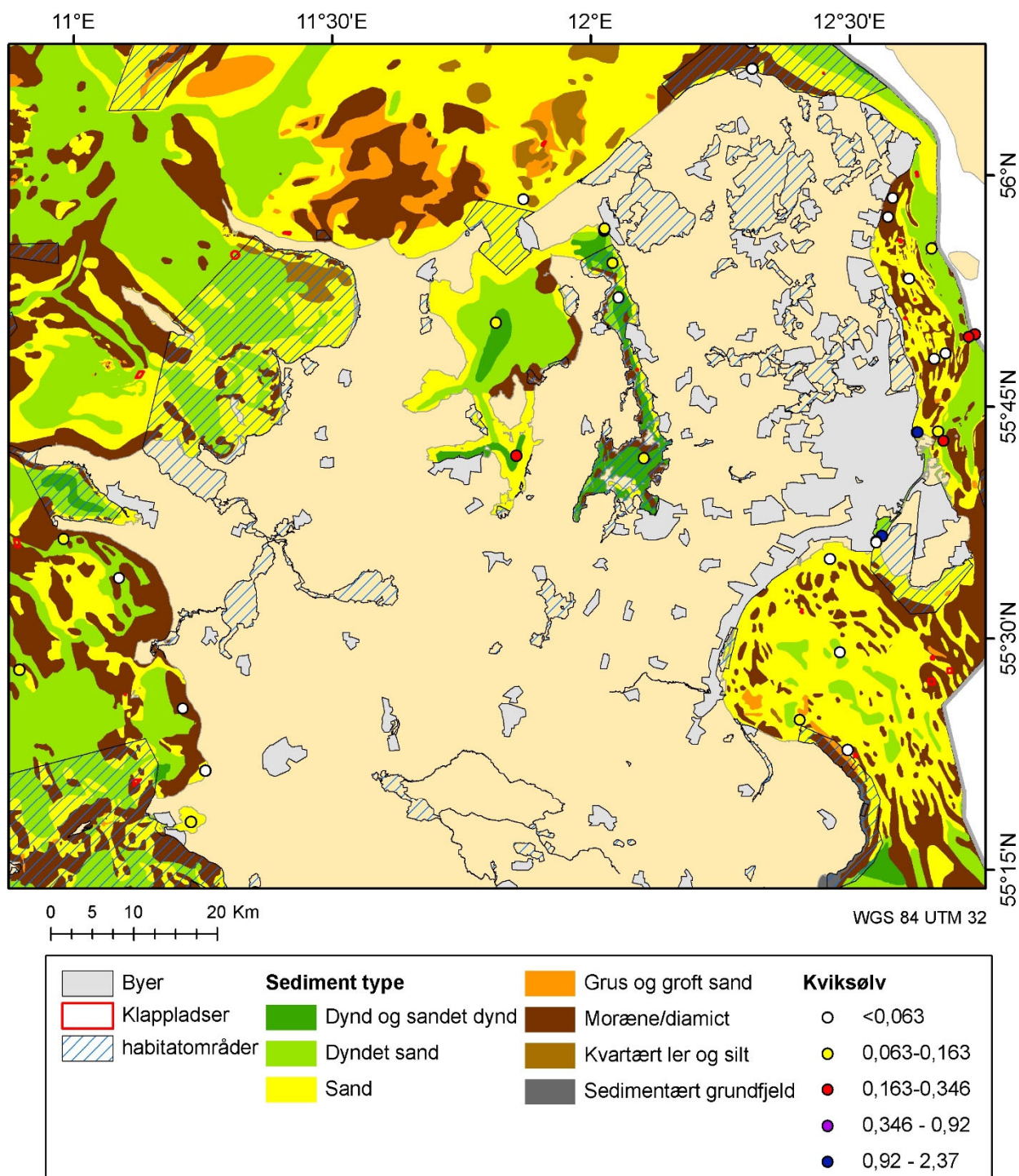
Nogle stofgrupper er mere styret af punktkilder, som eksempel kviksølv (figur B1.3), der ofte var relateret til by- og hospitalsspildevand og nogle industrielle anvendelser i kølesystemer eller elektrolysekar. Klapning fra havne med højt indhold af kviksølv kan være særlig problematisk og kræve sand-capping ved udlægning på klapområder. Bemærk at skalaen er statistisk "naturlige niveauer" ikke relateret til klapningskriterier eller andre miljøvurderingskriterier.



Figur B1.1. Oversigt for hele DK over sedimenttyper, klappladser, habitatområder og målepunkter i NOVA/NOVANA 1998-2018.

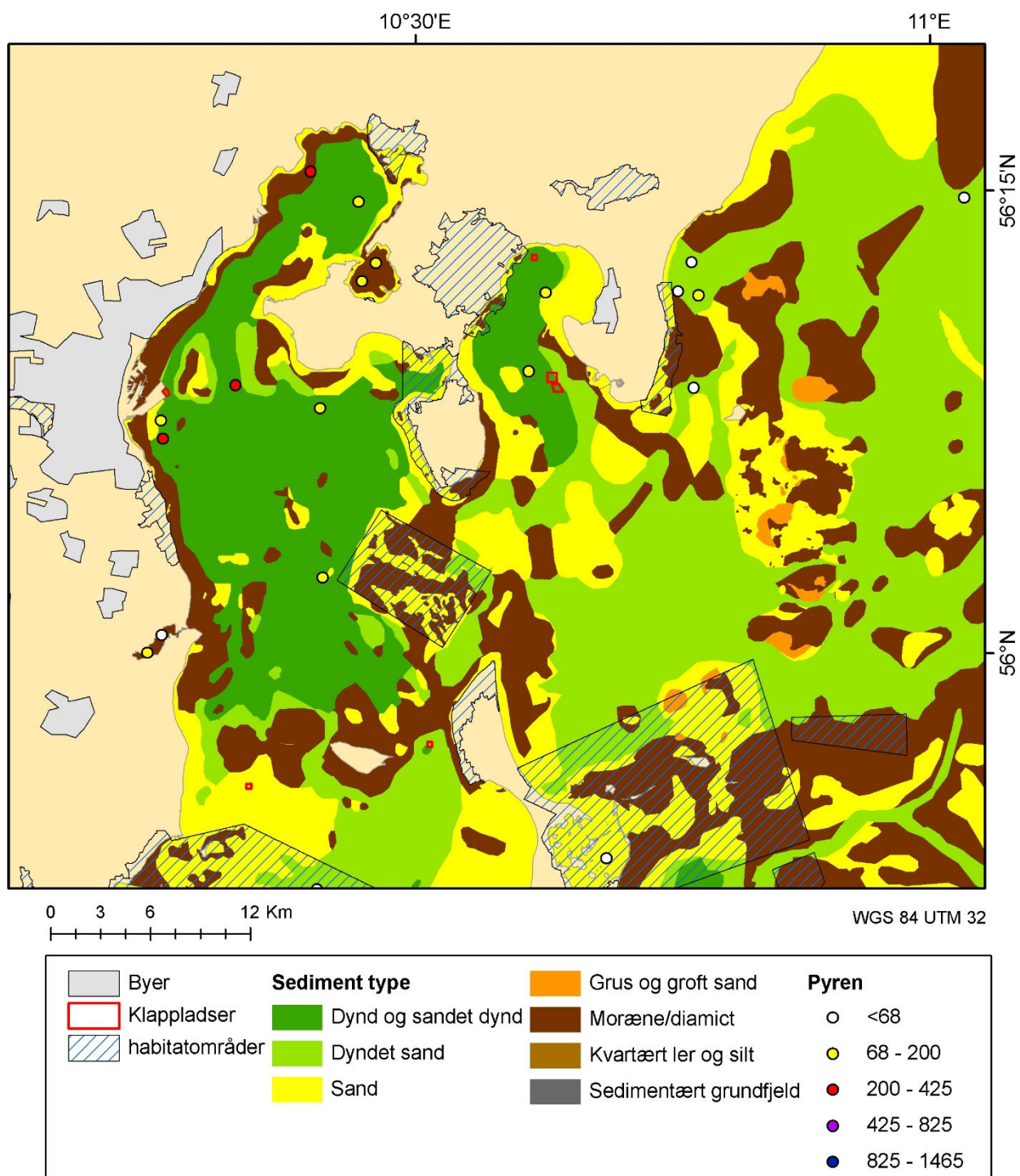


Figur B1.2. Sammenhæng mellem sedimenttype og Lithium indhold i nordlige Kattegat/Skagerrak.



Figur B1.3. Eksempel på sandsynlig punktkildeforureningsniveauer af kviksølv ved byer omkring Midt og Nordsjælland

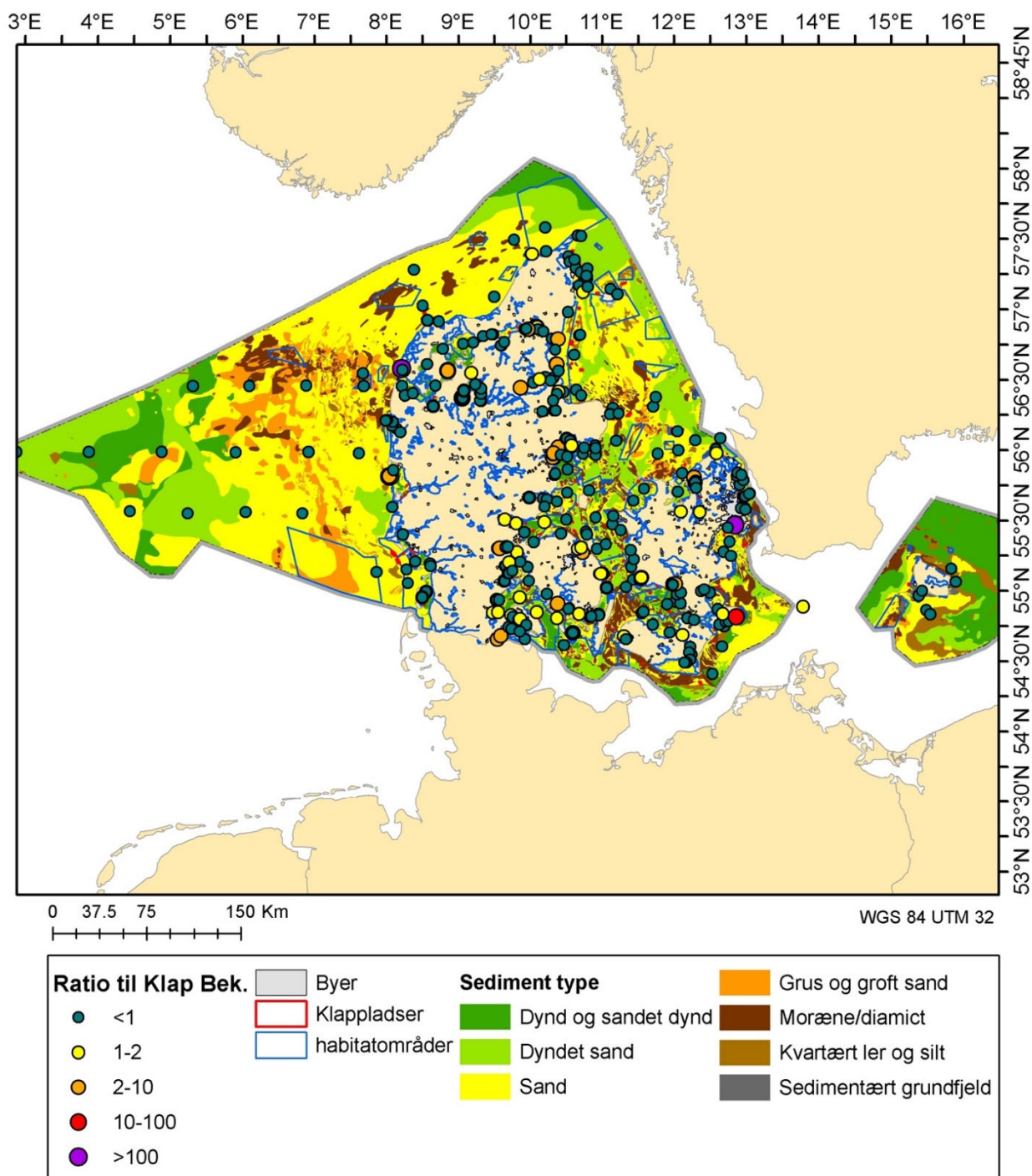
For andre stofgrupper som PAH'erne (illustreret med pyren, figur B1.4) er kilderne mere diffuse, som skibs- og biltrafik, men for Kattegat ser det ikke ud til, at skibstrafikken har en væsentlig indflydelse, hvor området omkring Aarhus Bugt derimod viser store områder med højere niveauer. Der forventes en sammenhæng til dyndede sedimenttyper, som har større overflade areal og højere organisk indhold, som PAH'erne kan interagere med. Som for kviksølv er skalaen statistisk baseret.



Figur B1.4. Eksempel på diffuse forureningsniveauer ved trafikknudepunkter af Pyren, som dog ikke ser ud til at være påvirket af skibstrafik i Århus bugt.

I det følgende vil normalisering til organisk indhold (TOC) for organiske forureninger og ler-silt fraktionen (evt. som lithium eller aluminium koncentrationerne) for metallerne blive inddraget for at give en bedre vurdering af potentialet for at anvende sediment fra forskellige områder til sand-capping. For nogle af stederne er der udtaget sedimentprøver flere gange i løbet af perioden 1998-2018, og der er lavet en gennemgang af data i 2019, som indgår i miljøtilstandsrapporten for Marine Områder 2019 (in prep.). Konklusionen

var, at der ikke for sedimenter var nok data til at lave tidstrendanalyser. Afstand til habitatområder bliver samtidig taget med i vurderingerne ift. relevansen af at udnytte sedimentet til sand-capping i ålegræsområder.



Figur B1.5. Gennemsnitsratio af målte koncentrationer i forhold til klap bekendtgørelsens nedre aktionsgrænse. Ratio <1 niveauet svarer til overholdelse af den nedre aktionsgrænse i klappbekendtgørelsen, gradueringen er 2, 10 og 100 antal gange over den nedre aktionsgrænse.

Vurdering af forureningsgraden af sediment

For at vurdere om forureningsgraden af sediment generelt er brugbart eller problematisk for anvendelsen som klapmateriale, sammenlignes NOVANA resultater med Klapbekendtgørelsens nedre aktionsgrænse. Dette kan afgøre, om de naturlige koncentrationsniveauer er problematiske i forhold til anvendelse til sand-capping i ålegræsområder. På forhånd er forventningen, at de fleste områder skal ligge under den nedre aktionsgrænse, og for at kontrollere dette beregnes ratioen (R) mellem de målte koncentrationer og aktionsgrænsen for stofgrupperne metaller, TBT, summen af 9 PAH'er og 7 PCB'er, som der er grænser for. Således vil en gennemsnitsratio >1 indikere, at sedimentet har højere indhold af disse stoffer end de nedre aktionsgrænse, der fremgår af klapbekendtgørelsen.

Figur B1.5 viser niveauerne for den gennemsnitlige forureningsgrad set i forhold til de nedre aktionsgrænser (for individuelle stoffer se tabel B1.1). Det fremgår, at de fleste stationer et stykke fra kysten ikke er synderligt belastet med miljøfremmede stoffer og derfor burde kunne bruges direkte, forudsat det er sand.

Der er 67 af 483 prøver i den nationale ODA database med reference til klapsager, som er medtaget i analysen.

I alt er 50% af prøverne i ODA databasen under en ratio på 1 for alle 11 parametre, og for 77% er gennemsnittet af ratioen for de 11 parametre under 1.

Tabel B1.1. Antal (n/#) prøver, hvor ratioen, R, mellem målte koncentrationer og klapbekendtgørelsens nedre aktionsgrænse er over 1 (dvs. koncentrationen er større end klapbekendtgørelsens nedre aktionsgrænse) eller 2, og hvor mange % af prøverne i alt, der er over 1. Prøverne angivet at høre til klap-sager vurderes for sig selv fra n_{klap} . Antallet af klap-sager i forhold til det samlede antal (%) er angivet nederst.

	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn	TBT	Σ PAH	Σ PCB
n	372	380	381	373	399	381	378	380	327	300	91
#R>1	28	58	148	94	148	29	69	92	139	>	3
#R>2	4	10	77	13	59	8	3	14	93	4	3
% R>1	7.5	15.3	38.8	25.2	37.1	7.6	18.3	24.2	42.5	2.1	0.6
n_{klap}	41	48	49	44	61	49	47	48	61	7	2
#klap R>1	4	6	15	3	30	6	5	14	43	0	2
%klap R>1	9.8	12.5	30.6	6.8	49.2	12.2	10.6	29.2	70.5	0.0	100.0
%klap af alle R>1	14.3	10.3	10.1	3.2	20.3	20.7	7.2	15.2	30.9	0.0	66.7

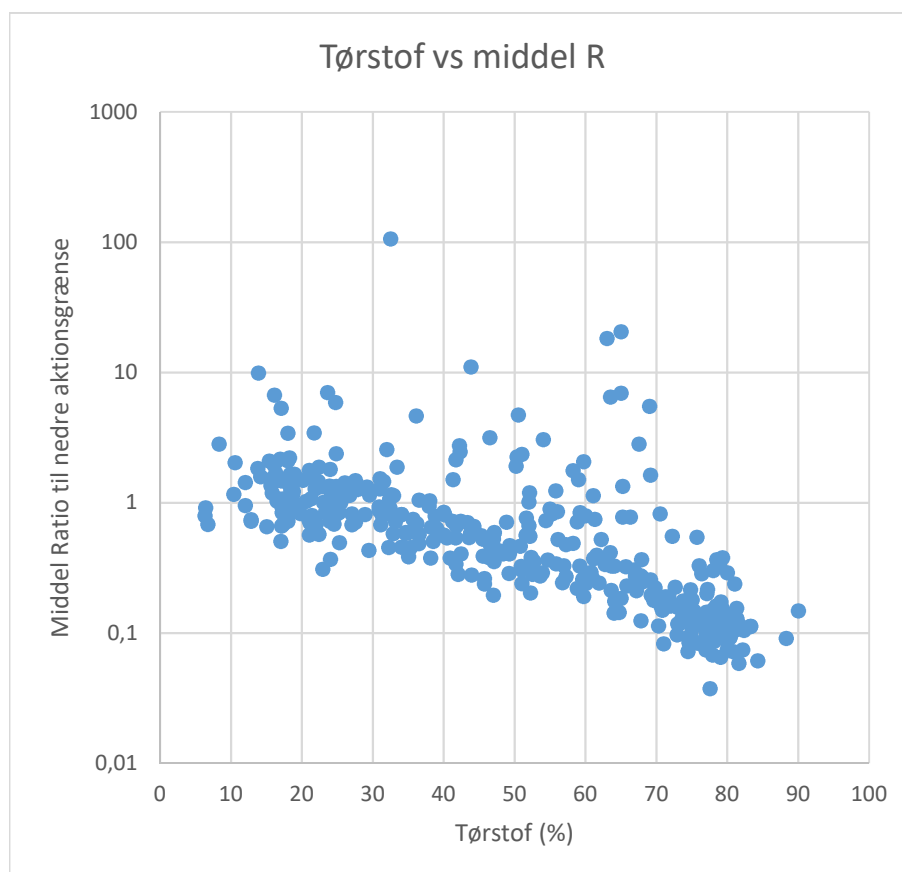
Hovedparten af de 242 prøver med mindst én overskridelse af nedre aktionsgrænser (46%) skyldes TBT, fulgt af Cd med 27%, og i mindre grad Cr (8%), Cu (7%) og Zn (5%). For As, Pb, Ni, PAH og PCB er der 1-3 overskridelser.

Oversigten ses på figur B1.5. De grønne og gule er prøver med gennemsnitsratio på hhv. <1 og 1-2. De fleste stationer i åbent vand er "gode" og kan bruges til sand-capping. De største overskridelser sker typisk tæt på/i havne.

For TBT udgør 43 af klapsagsprøverne overskridelse af den nedre aktionsgrænse for klapping, altså er ca. 1/3 af alle prøverne i ODA-databasen over aktionsgrænsen, for metallerne er det op til 1/5 af prøverne fra klapsagsprøver, der står for overskridelserne af den nedre aktionsgrænse (Cu, Hg), og for Cd kun 1/10.

Ud over de parametre, der indgår i klapbekendtgørelsen, er der udmeldt marine kvalitetskriterier (MKK) for Nonylphenol, Octylphenol og methylnaftalener i sediment som hhv. $2500 \mu\text{g NP/kg TV} \times f_{oc}$, $3930 \mu\text{g OP/kg TV} \times f_{oc}$ og $478 \mu\text{g MN/kg TV} \times f_{oc}$. Her er der 264 hhv. 211 datasæt til rådighed for Nonylphenoler hhv. octylphenoler, og for 38% hhv. 0,5% af disse er MKK værdien overskredet, for NP med en faktor 100-225 for de 3 højeste, men for OP kun 18% over i det højeste tilfælde. For methylnaftalen er situationen værre med kun 156 datapunkter, men 81% over MKK værdien, op til en faktor 82. Som for NP og OP er der ingen umiddelbar sammenhæng med glødetab eller TOC for methylnaftalenerne.

Figur B1.6. Sammenhæng mellem tørstof og middelforhold for NOVANA data i forhold til klapbekendtgørelsens nedre aktionsgrænse for op til 11 parametre.



Sammenligningen mellem NOVANA resultater og GEUS' klassificering af havbund viste en vis uoverensstemmelse mellem ler-silt indhold og sedimentklassificeringen (tabel B1.2), men der er en klar tendens til, at dynd og sandet dynd har lavest tørstof indhold (TS), højest glødetab/organisk karbon indhold (GLT) og mest ler-silt ($<63\mu\text{m}$). Som udgangspunkt er det materiale, der kan anvendes til sand-capping, selvfølgelig sand, og i alle tilfælde hvor tørstof indholdet er $>70\%$ er koncentrationerne af metaller, TBT, PAH og PCB i gennemsnit under den nedre aktionsgrænse i klapbekendtgørelsen (figur B1.5). For stor-skala sand-capping eksperimentet i Odense viste Flindt m.fl. (2019), at ved et tørstof indhold på 70% (dvs. vandindhold på 30%) var vandstrømningshastigheden for oprivning af ålegræs omkring 75 cm/s , svarede til et glødetabsindhold på omkring 1,7%. Sammenholdning af glødetabsniveauer med middel R viser også, at for glødetab $<2\%$ er kun et enkelt middel R resultat over 1, når 2 klap-sags prøver fra Københavns havn med stort TBT indhold i forhold til glødetabsniveauet udelukkes.

Det betyder, at man ved sediment med et tørstof indhold på >70% og glødetab <2% kan være rimelig sikker på, at indholdet af miljøfarlige stoffer er under klapp-bekendtgørelsens nedre aktionsgrænse, dvs. kan klappes uden særlige hensyn.

Det skal selvfølgelig være sandede sedimenter, der anvendes til klappning, men klassifikationen indeholder forekomster med både relativt højt glødetab og ler-silt indhold, så det anbefales at inspicere og sikre, at det er sand, der optages fra havbunden, før det flyttes til ålegræsområderne. Da nogle af områderne angivet som sand åbenbart indeholder relativt højt organisk indhold (middel glødetab på 5%), bør prøverne ligeledes analyseres for tørstof og glødetab, så kun områder med Tørstof på >70% og glødetab <2% anvendes til sand-capping af ålegræsbede. Det kan måske undre, at kategorien "sand" i tabel B1.2 har et middeltørstofindhold på 57%, men værdier under 70% forekommer, når der ikke er tale om rent sand, hvilket indholdet af 40% ler-silt også indikerer. Der er altså i mange/nogle af sandprøverne mere ler/silt og organisk materiale end i rent sand. Det viser en vis usikkerhed i GEUS' sedimenttype kort.

Tabel B1.2: Sammenhæng mellem NOVANA-data og GEUS sediment kort. $N_{\text{Tørstof}}$ angiver antallet af prøver, hvor der er målt tørstof i den pågældende sediment type. De øvrige angiver middelværdien af Tørstof (TS), Glødetab (GLT), ler-siltfraktionen (<63 μ m) og middelværdien af ratioen (R) til den nedre aktionsgrænse. Fem prøver taget til Klapsagsbehandling er udelukket pga. meget højt TBT indhold i ellers sandede prøver.

Sediment type	$N_{\text{Tørstof}}$	TS [%]	GLT [%]	<63 μ m [%]	meanR
Dynd og sandet dynd	106	35.1	11.1	71.2	1.68
Dyndet sand	105	43.3	8.6	59.1	0.82
Grus og groft sand	2	81.1	0.4	5.2	0.09
Sand	187	57.3	5.1	40.5	0.64
Kvartært ler og silt	7	48.2	7.1	63.9	0.63
Moræne/diamict	46	52.7	7.8	52.1	0.89
Sedimentært grundfjeld	1	68.4	1.4	17.7	

Rumlig analyse af sedimentkvalitet

Opgjort på afstand til habitatområder (tabel B1.3) er middelværdien af R mindre end 1 for stationer i habitatområderne (og for stationer langt fra habitatområder, typisk i Nordsøen), hvorimod middelværdien er over 1 for områder lige uden for og op til 10 km fra habitatområder, i alle tilfælde for mindst ¼ af prøverne. Der er altså en klar indikation af, at habitatområderne er renere end områderne umiddelbart uden for. Det skal bemærkes, at områder som Københavnshavn er indeholdt i et habitatområde, og to prøver herfra er udelukket før opgørelsen (klare outliers pga. højt TBT indhold, meanR >500 og prøvetaget i forbindelse med klapsagsbehandling).

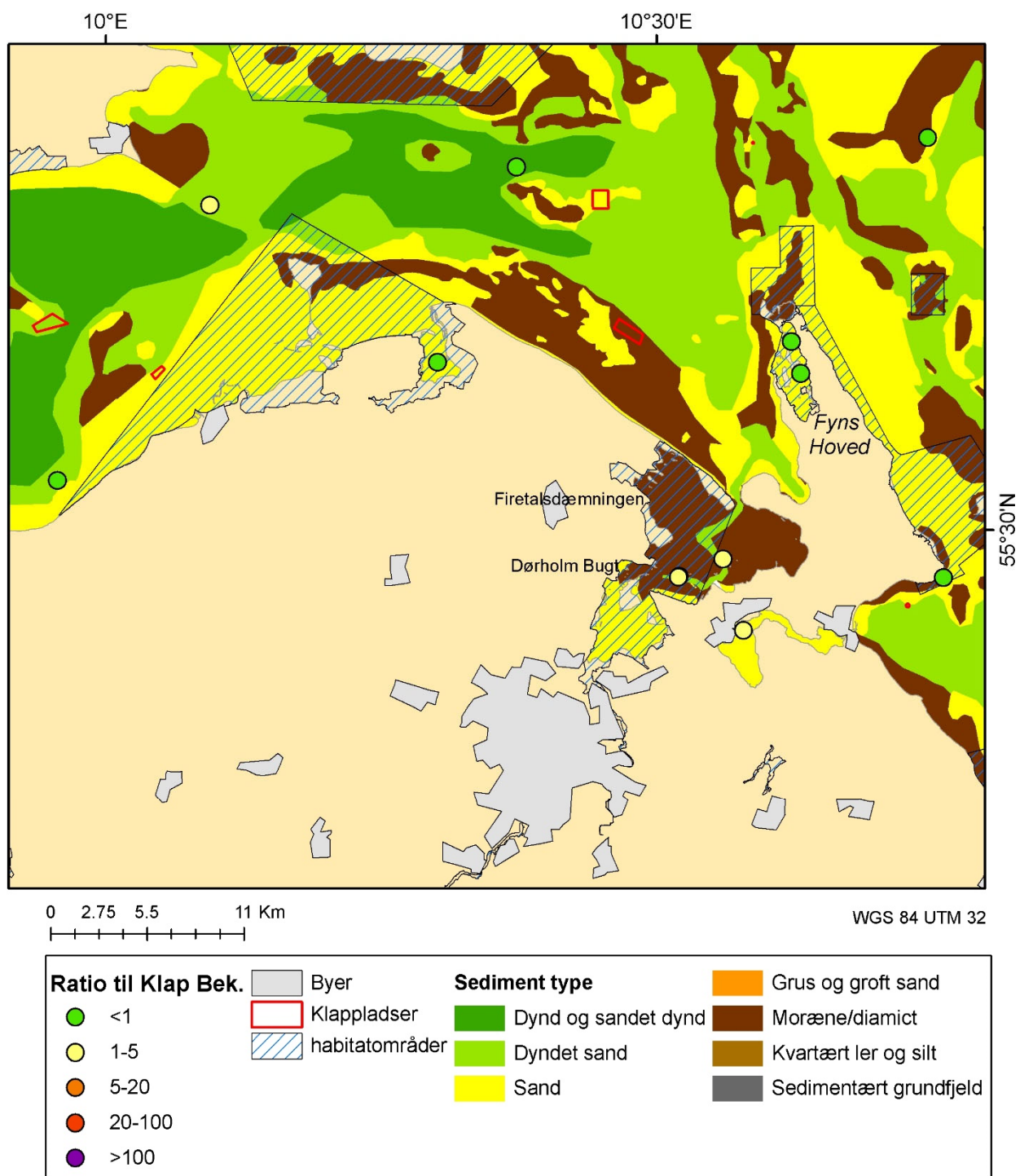
Tabel B1.3. Middel værdien af ratioen for 11 stoffer i forhold til afstand til habitatområder. Middelværdien, maximal værdien samt antallet af prøver med koncentrationer over den nedre aktionsgrænse ($R>1$) og % af antallet af prøver over den nedre aktionsgrænse. For prøver >100 km fra habitatområde var ingen over den nedre aktionsgrænse. De høje max meanR tæt inden for 0-5 km fra habitatområder indikerer mest, at habitatområderne i nogle tilfælde ligger tæt på havneområder eller sejlrender med forhøjede niveauer af miljøfarlige stoffer, og >10 km fra habitatområderne er i mere åbne farvandsområder.

# prøver	Afstand til habitat	middel meanR	max meanR	Antal meanR>1	% meanR >1
175	I habitatområde	0.49	3.43	24	14%
53	<1 km	1.71	46.87	15	28%
46	1-2 km	3.68	105.78	22	48%
106	2-5 km	1.10	20.48	26	25%
79	5-10 km	1.02	18.15	21	27%
23	10-100 km	0.24	1.15	1	4%
4	>100 km	0.09	0.11	-	0%

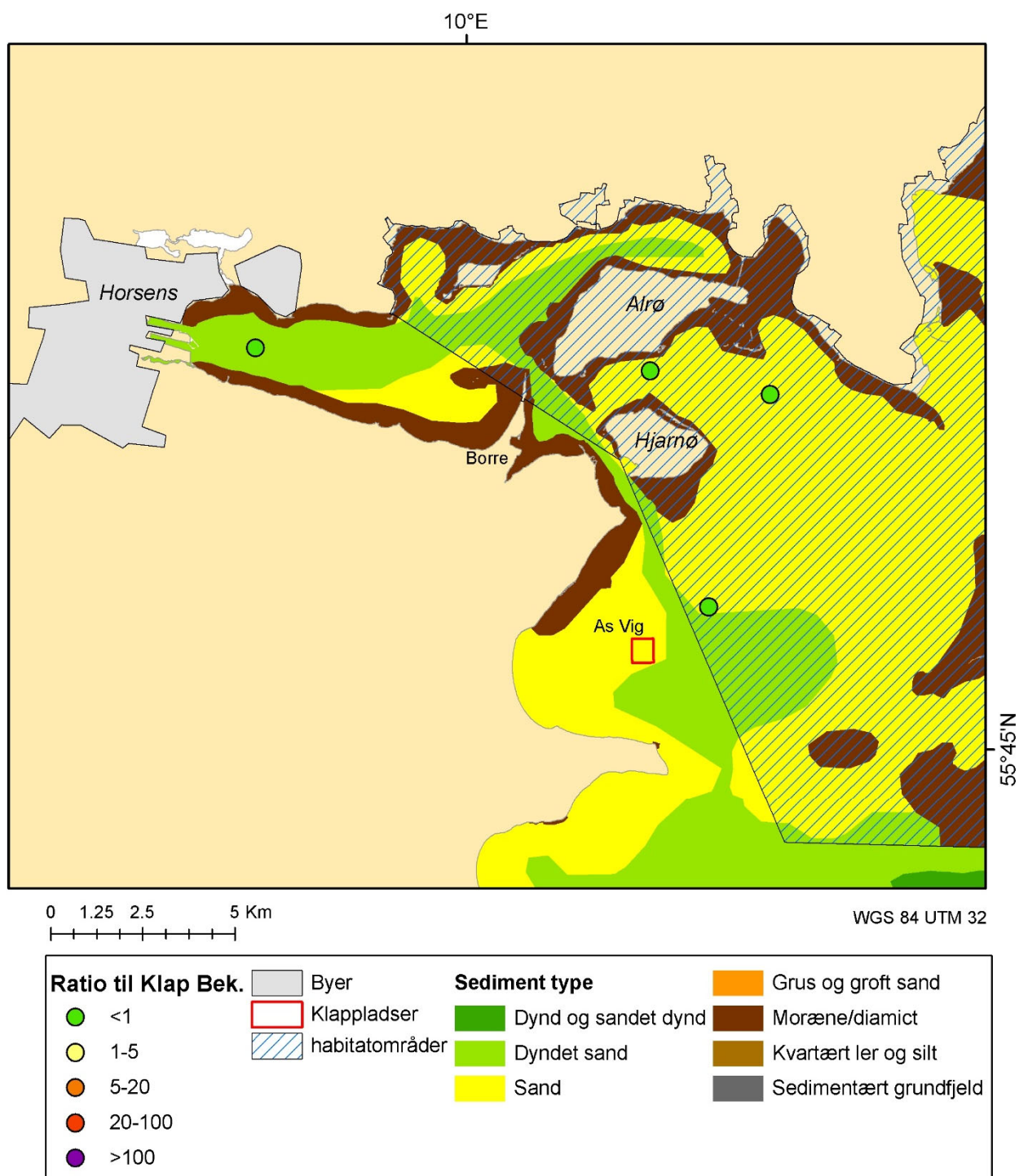
For de to områder i Odense Fjord, hvor der er anvendt sand-capping til ålegræs (Firetalsdæmningen i yderfjorden og Dørholm Bugt i inderfjorden), er det muligt at hente sand fra området umiddelbart uden for Odense Fjord (figur B1.6). Den inderste del af fjorden bør ikke anvendes, og ved Fyns Hoved, hvor der er målt MFS-stoffer, er sedimenterne meget rene med en meanR omkring 0,1, men inden for et habitatområde nr. 91. Det forventes ikke, at sandbankerne uden for fjorden (Gabet) er særligt forurenede. Anvendelse af sand inde fra inderfjorden nær Odense Havn må dog anses for risikabelt, hvis der ikke laves analyser af tørstof, glødetab og formodentlig også TBT og Cu pga. potentiel historisk forurening fra Lindøværftet. De to punkter fra dyndet sand i Odense Fjords NOVANA-overvågning har begge forhøjet TBT indhold (en faktor 2 og 12 over det nedre aktionsniveau), den ydre desuden en faktor 2 over det nedre aktionsniveau for Cd og Cu. Det er tidligere påvist for havgræs (*Ruppia maritima*) fra Odense fjord (Jensen m.fl. 2004), at TBT kan have en negativ effekt på både vækst og fotosynteseaktivitet, ligesom optag af Cu fra sediment også nedsætter væksten og øger bladdødeligheden ved højere koncentrationer af Cu i sedimentet (Nielsen m.fl. 2017).

I Horsens Fjord er stoffkoncentrationerne selv i det dyndede sand under klapbekendtgørelsens nedre aktionsgrænse, og det forventes derfor, at sandbankerne i den sydlige indre del af fjorden (før Borre tangen) er uproblematisk at benytte til sand-capping (figur B1.7); alternativt kan der tages sand fra As Vig, syd for Hjarnø. Den nordlige del af yderfjorden og området uden for Horsens Fjord er udlagt til habitatområde og bør derfor ikke anvendes, selvom der ikke forventes miljøfarlige stoffer her (som dokumenteret ved de tre målinger i Alrø Sund og området ud til Endelave). Forventningerne stemmer overens med klassificeringen af Horsens Fjord mht. tungmetaller i Augustsen (2018).

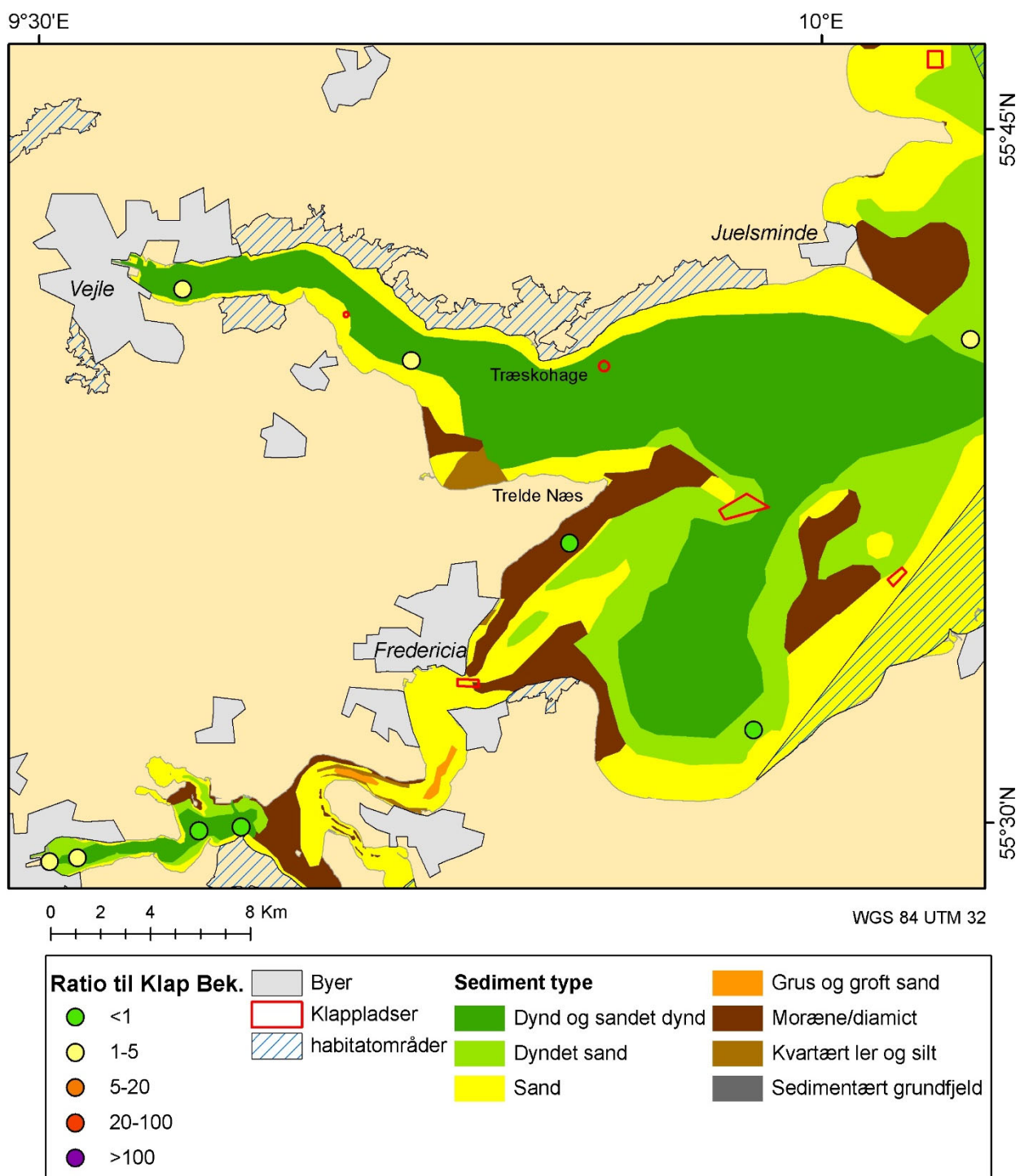
I Vejle Fjord er selv de fleste metaller over klapbekendtgørelsens baggrunds niveau med omkring 50% (op til en ratio på 2,6 for Cu og 3,3 for Cd i inderfjorden tæt på Horsens Havn og 2,2-2,4 for Cu, Cr og Ni i yderfjorden). Det forventes dog, at sandbankerne i yderfjorden omkring Trelde Næs og Træskohage indeholder mindre mængder metaller og miljøfarlige stoffer, så sandet kan anvendes til sand-capping (figur B1.8). Der er mest naturområde (udlagt til Habitatområde på Nordkysten) eller skov (Trelde Næs), så der forventes kun diffus forurening, så længe man ikke kommer for tæt på Juelsminde i yderfjorden.



Figur B1.7. Sedimenttyper efter GEUS kortlægning omkring Odense Fjord. Sand kan anvendes ude fra indgangen til Odense Fjord, uden for Habitatområdet.



Figur B1.8: Sediment typer efter GEUS kortlægning omkring Horsens Fjord. Sand kan anvendes fra sandbankerne før Borre tangen i udløbet eller As Vig syd for Horsens Fjord.



Figur B1.9: Sediment typer efter GEUS kortlægning omkring Vejle Fjord. Sand kan anvendes fra nordkysten langs træskohage eller sydkysten fra Trelde Næs og udefter eller fra sandbankerne i indløbet til Lillebælt i farvandet mellem Trelde Næs og Fyn.

Konklusion

For de tre fjorde, som er undersøgt nærmere, er der gode muligheder for at tage sand enten lige uden for fjorden eller i yderfjorden til brug for sand-capping, uden at det forventes at tilføre miljøfarlige stoffer, der overskrider den nedre aktionsgrænse i klappningsbekendtgørelsen.

Hvis man skal tage hensyn til Nonylphenoler, octylphenoler og methylnaftalener, der indgår i de marine kvalitetskrav, er der for nonylphenoler og methylnaftalener risiko for, at tilføre stoffer med indhold over MKK'en, hvis der ikke måles inden anvendelsen til klappning. Der er ikke nogen sammenhæng mellem glødetab og MKK stofferne, så måling af glødetab giver ikke sikkerhed for tilførslen af phenoler og methylnaftalener ved klappning.

For at sikre opfyldelse af nedre aktionsgrænse for klappbekendtgørelses stofferne vil det være tilstrækkeligt at lave en måling af tørstof og glødetab eller TOC og anvende materiale over 70% TS eller under 2% glødetab (svarende til under 0,7% TOC). Dette sikrer samtidig, at materialet er egnet til sand-capping for ålegræs tilplantning

Optagning af sandmateriale fra Marina2000 eller habitatområder skal vurderes og godkendes af de relevante myndigheder, ligesom det kan kræve tilladelse at optage sand fra andre områder og flytte til ålegræs-egnede områder. Overvejelserne om dette er ikke inkluderet i dette bilag.

Referencer

Augustsen FB (2018) Sand-capping: Et nyt marint virkemiddel - undersøgelse af potentialet, SDU speciale rapport, Biologisk Institut, syddansk Universitet.

Jensen HF, Holmer M, Dahllöf I (2004) Effects of tributyltin (TBT) on the seagrass *Ruppia maritima*. Mar Pollut Bull. 49: 564-73.

Nielsen SL, Banta GT, Khan FR, Palmqvist A (2017) Copper in the sediment: a major stressor for eelgrass, *Zostera marina* L. Hydrobiologia, Volume 788, Issue 1, pp 143–155

Strand J (2018) Betydning af miljøfarlige stoffer for kvalitet af sedimentmateriale til brug for sand-capping i kystnære områder Notat fra DCE. Tilgængelig på https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2018/Notat_om_sand-capping_og_sedimentkvalitet_final.pdf

[Tom side]

MARINE VIRKEMIDLER

Beskrivelse virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag

Marine virkemidler har til formål at bidrage til opnåelse af god økologisk tilstand i de marine vandområder. Marine virkemidler er placeret i – og virker i – de marine vandområder, hvor de fjerner og/eller binder næringsstoffer (kvælstof (N) og fosfor (P)) og/eller har en direkte effekt på andre biologiske kvalitetselementer og støtteparametre.

Denne rapport beskriver status for viden om syv potentielle marine virkemidler med fokus på N- og P-effekt, øvrige effekter på miljø og klima, samt økonomi for de virkemidler, hvor tilgængelig viden findes. Det eksisterende vidensgrundlag, og dermed datasikkerheden, for de beskrevne virkemidler er forskellig. Virkemidlerne er på basis af eksisterende viden inddelt i fire kategorier: 'Operationelt', 'Potentielt lovende', 'Teoretisk lovende' og 'Ikke egnet til danske farvande'. De beskrevne virkemidler er af forskellig karakter, og de er ikke nødvendigvis virksomme eller effektive i alle marine områder.

Der er ingen marine virkemidler, der bør anvendes uden en forudgående faglig vurdering af placering.

ISBN: 978-87-7156-475-4

ISSN: 2244-9981