

Marine virkemidler:

Transplantationspotentiale for ålegræs i danske farvande



Marine virkemidler: Transplantationspotentiale for ålegræs i danske farvande

Juni - 2025

Forfattere

Forfattere

Paula Canal-Vergés¹

Mikkel K. Lees¹

Anders Barnewitz¹

Karen Timmermann²

Flemming T Hansen³

Mogens R. Flindt¹

¹ Biologisk Institut, Syddansk Universitet

² Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet

³ DHI

Kolofon

Titel:	Marine virkemidler: Transplantationspotentiale for ålegræs i danske farvande
Forfattere:	Paula Canal-Vergés ¹ Mikkel K. Lees ¹ Anders Barnewitz ¹ Karen Timmerman ² Flemming T Hansen ³ Mogens R. Flindt ¹
Udgivet:	
Kvalitetskontrol:	Erik Kristensen
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen, Styregruppen for Marine Virkemidler
Finansieret af:	"Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug" fra 2021 og udmøntet af Miljøstyrelsen.
ISBN:	
Udgivet af:	 SDU
Sammenfatning:	Rapporten Denne rapport har til formål at vurdere det nationale område med potentiale for ålegræsrestaurering. Potentialet for ålegræsrestaurering blev vurderet ved hjælp af en GIS-metode, baseret på 9 nøglemiljøparametre. Analyserne er baseret på eksisterende data fra Vandplanernes tre mekanistiske modeller.

Forord

Denne rapport understøtter hovedresultaterne fra forskningsprojektet "Udviklingsinitiativer for marine virkemidler", der er besluttet og finansieret af "Aftale om grøn omstilling af dansk landbrug" fra 2021 og udmøntet via Miljøstyrelsen. Projektet skal danne grundlag for beslutning om, og i givet fald hvordan de marine virkemidler "reetablering af ålegræs" og "dyrkning af tang" kan anvendes i vandplanlægningen til at opsamle næringsstoffer og/eller opnå andre positive miljøeffekter, som kan bidrage til hurtigere opnåelse af god økologisk tilstand i danske kystvandområder i overensstemmelse med vandrammedirektivet.

Denne rapport har til formål at vurdere det nationale område med hensyn til genetablering af ålegræs. Potentialet vurderes ved hjælp af en GIS-metode med 9 nøglemiljøparametre. Analyserne er baseret på eksisterende data fra Vandplanernes mekanistiske modeller.

Forskningsprojektet samt med en opsummerende rapport er ledet af DTU Aqua ved projektleder Karen Timmermann og udført i samarbejde med Syddansk Universitet (SDU), Københavns Universitet (KU), Aarhus Universitet (AU) og DHI. Rapporten er en del af rapportserien "Udviklingsinitiativer for marine virkemidler", som udover en opsummerende rapport omfatter en række baggrundsrapporter med videnskabelig dokumentation for projektets resultater.

Miljøstyrelsen har haft rapportudkast til kommentering undervejs i projektgruppens arbejde, men valg af metoder og konklusioner er alene projektgruppens ansvar.

Indholdsfortegnelse

Forord	4
Indledning	5
Metoder	6
GIS værktøj presfaktorer	6
2.3 Datagrundlag	9
Data-nøjagtighed	13
Resultater	15
Litteratur	22
Bilag 1	25
Bilag 2	33
Bilag 3	34

Indledning

Petersen et al. (2021) introducerede et GIS-værktøj til at lave en grov screening af potentialet for ålegræstransplantationer på national skala, men værktøjet blev kun anvendt på en del af de danske farvande på grund af manglende data. I nærværende rapport har vi lavet en revurdering/opdatering af GIS-værktøjet, med et udvidet vidensgrundlag, samt en kortlægning af de områder af de danske farvande som blev udeladt i Petersen et al. (2021). GIS-værktøjet er beskrevet i detaljer i Petersen et al 2021. GIS værktøjet er baseret på 9 parametre, blandt dem fysiske og biologiske, som er med til at begrænse potentialet for ålegræstransplantation.

Det GIS-værktøj er anvendt sammen med resulterende data fra de modeller, der er udviklet og brugt i Vandområdeplan 3. De beregnede potentialer tager udgangspunkt i den nuværende miljøtilstand, og derfor repræsentere arealer hvor vi kan forvente ålegræs genopretning potentiale i dag. Det resulterende potentialekort bør anvendes som en første screening og identifikation af områder, som sandsynligvis er egnede til ålegræstransplantering, men en egentlig transplanteringsproces bør ikke basere sig alene på potentialekort. I Flindt et al. 2023 & 2024 foreslås en **6-trins** metode til reetablering af ålegræs i egnede områder. Denne grundkortlægning bør kun bruges som **Trin 1** (model og GIS analyser).

Det anbefales at gennemføre de resterende trin som kvalificerer udpegningen af optimale storskala ålegræstransplantationer, som opfølgning på dette kortlægningsmateriale (grov screening).

Trin 2: En grundig analyse af områderne med orto-foto (fra året 2000 til den nyest eksisterende), hvor den overordnede sedimentmobilitet og bentiske vegetation registreres.

- a. Droneoverflyvning, hvor der opnås en kortlægning af området med tilstandsanalyse af eksisterende ålegræs i forhold til presfaktorer (som erosion/deposition områder, densitet af sandorm (*Arenicola marina*), eksisterende makroalge vegetation osv.) samt fragmentering.

Trin 3: Besigtigelse ved snorkling/dykning, hvor miljø- og naturtilstandsindikatorer registreres:

- a. Bundforhold (stenet, mudret/leret/siltet).
- b. Dækning/biomasse af opportunistiske makroalger i nærfeltet (indikerer eutrofieringspres og potentielt iltsvind).
- c. Registrering af epifytter på ålegræsbede og flerårige makroalger (indikerer eutrofieringspres).
- d. Dækning/biomasse af flerårige makroalger i nærfeltet (risiko for ballistisk pres)
- e. Vurdering af epifauna og synlig bundfauna (muslinge- og sandormetætheder).
- f. Lysforholdene vurderet ved PAR-loggere, mens systemiske temporale lysforhold undersøges i NOVANA-datasæt fra nærfeltet.

Trin 4: Findes områdernes miljø- og naturtilstand stadig at have potentiale for reetablering af ålegræs, gennemføres der sedimentanalyser (kornstørrelsesanalyse, vandindhold, tørstof, LOI, C-, N- og P-indhold).

Trin 5: Test transplantation (5 ringe med 25 ålegræs skud, Flindt et al. 2023 & 2024) og ét års monitorering for at undersøge ålegræssets overlevelse og trivsel.

Trin 6: Efter alle disse trin er gennemført, kan storskala ålegræs transplantation (+1 ha) anbefales i udvalgte områder i vækstsæsonen (bedst i maj-juni). Efterfølgende periodisk monitorering af det

transplanterede ålegræsbed anbefales (Ex. Skudtæthed, næringsstofkoncentration, biodiversitet etc., Flindt et al. 2023 & 2024) indtil de nye transplantationer når en stabil tilstand.

Metoder

Vi har udviklet og forbedret et GIS-baseret screeningsværktøj til udpegning af områder med potentiale til ålegræstransplantationer (med brug af skudtransplantationsteknik). Værktøjet er baseret på viden fra Petersen et al. (2021), og en videreudvikling af de samme tematiske lag. (Dette værktøj er baseret på en kombination af 8 parametre (6 parametre ved IDF model) bilag 1) ud af 9 specifikke parametre (ålegræs presfaktorer). Disse 9 presfaktorer er kendt for at begrænse ålegræssets overlevelse efter transplantation med apikalskudsteknikken (Flindt et al. 2023 & 2024). I dette GIS screeningværktøj, vækstsæson er defineret i perioden fra 01 Marts til 01 Oktober. Denne teknik indebærer brugen af ålegræs apikalskud (de voksende spidser af ålegræs), som anvendes til transplantation for at hjælpe med at genskabe ålegræsenge. Sunde ålegræs apikalskud høstes omhyggeligt fra robuste donorområder med minimal påvirkning af donorbedene. Efter indsamling, renses apikalskuddene og inspiceres for at sikre, at de er sunde og uden skader. Skuddene bliver derefter bundet med metaltråd til en metalsøm (begge af ikke galvaniseret jern, for at sikre korrosion over tid). Apikalskuddene plantes direkte i sedimentet på målrestaureringsstede, stand og tæthed af skuderne, afhænger af stedets forhold og projektets mål.

GIS værktøj presfaktorer

Eksponering. Det er ofte det høje strøm og bølgepres som har en afgørende betydning for ålegræssets naturlige genetableringspotentiale i fjorde og kystområder. Det skyldes at de naturlige ålegræsbestande i dag findes især på lavere vand end tidligere, og derved bliver udsat for større bølgepres da den beskyttende kollektive effekt af sunde og tætte ålegræsbede, som kan kontrollere deres miljø ved at dæmpe de fysiske kræfter omkring dem, mangler. Samtidigt stod ålegræs tidligere i større bede, hvilket gjorde at de var selvbeskyttende ved at sænke bølgepres og strømpåvirkning så de blev mere modstandsdygtige overfor eksponering (Valdemarsen et al. 2010, Flindt et al. 2016, Kuusemäe et al. 2016, Canal-Vergés et al. 2016, Flindt et al. 2021, Canal-Vergés et al. 2021). Ålegræsset er i dag afgrænset til mindre bede, hvilket reducerer den selvbeskyttende effekt imod bølger, strøm og resuspension. Samtidigt er der ikke tilstrækkelig lysintensitet i store dele af den marine barbund til at understøtte naturlig genetablering af ålegræsbestande. Bølgepres og strømpåvirkning kan beskrives som en kraft i Pascal ($T_{wc}, N\ m^{-2}$). Syddansk Universitet har igennem storskala transplantationer i mange danske fjorde erfaret, at Transplanterede apikale skud, støttet af et søm som anker, er mindre følsomme over for den fysiske stress, der påføres ved eksponering end nye frøskud fra naturlige ålegræsbede. Sømmet fungerer som anker i det første øjeblik efter transplantationen og indtil planten er i stand til at danne rødder, hvilket dermed styrker dens forankringsevne hurtigere. Videre, er voksne ålegræsskud bedre til at udvikle rhizomer og rødder, end små frøskud. Dette er grunden til, at kritisk forskydningsspænding (T_{wc}), ikke spiller en rolle i den nuværende model for ålegræs genopretning – i modsætning til den, der blev offentliggjort af Flindt et al. (2016). Dog medfører fysisk eksponering generer resuspension, hvilket reducerer lysmængden ved havbunden og er uafhængigt af den transplanterede ålegræs' evne til at forankre sig. Derfor bevares resuspension i modellen som i ålegræs genopplantnings model. Tærskelværdien ved tabel 1, indikeret ved forskydningsspændingen der skaber erosion, afhænger udover af bølgepres, også af sedimentforholdene overlevelse (Amos et al. 2004, Lundkvist et al. 2007, Flindt et al. 2016). Imidlertid, resuspension data manglede i nogen modeller (SBH- og IDF-modeller), i disse, vi inkluderet bølgepres og strømpåvirkning anvendes som en presfaktor (T_{wc} i stedet for resuspension).

Derfor, ålegræs værktøj i områder, der er dækket af SBH- og IDF-modeller inkluderet T_{wc} som erstatning af resuspension. I alle andre modeller, det er resuspension som bliver brugt som proxy for eksponering (Figur 1, Bilag 1 A og H).

Bundforhold. Bundforhold har en betydning for ålegræssets genetablering med hensyn til forankring af rhizomer og rødder. Jo mere organisk rigt og ”blødt” sedimentet er, jo nemmere vil planterne blive revet op af strømmen. Bestemmelse af bundforhold sker ved at analysere sedimentpuljer for glødetab og/eller den specifikke våde massefylde (wet bulk density). Det er kendt at ålegræs kan genetablere sig naturligt i sedimenter med et glødetab på under 2%. Men, ved hjælp af den fysiske forankring med søm eller lignende kan ålegræs dog transplanteres succesfuldt i områder med glødetab på op til 5%. Når glødetabet kommer over 5%, bliver bundforholdene for bløde til sikker forankring af nye skud, og samtidigt stiger risikoen for hyppig resuspension af fine partikler resulterende i en høj lyssvækkelse (Tabel 1, Lundkvist et al. 2007, Canal-Vergés et al. 2010, 2014). Tærskelværdien for genetablering af ålegræs må derfor være et glødetab på 2-5% (Tabel 1). Ålegræs påvirker bundforholdene, idet det øger sedimentationen af partikler fra vandsøjlen. Når ålegræs forsvinder, kan erosion derfor ændre bundforholdene, og tabet af fine partikler (sand og silt) kan være så stort, at bunden bliver for grovkornet til genetablering af ålegræs. Beregninger/målinger af resuspension kan derfor bruges som indikator for både fysisk stress (eksponering) og de bundnære lysforhold. Hvis der er et højt bølgepres og bundens glødetab er meget lavt, må de fine partikler og sand være eroderet, hvorved bundforholdene bliver for grovkornede til at understøtte genetablering af ålegræs. Bundforhold anvendes som en presfaktor i alle områder uden for IDF modellen (Figur 1, Bilag 1, A-H).

Lysforhold. Lysforhold ved havbunden er en central parameter for ålegræsvækst, både i naturlige og transplanterede bede. Tidligere studier har vist at ålegræssets grænseværdier for bundnære vækstsæson gennemsnit lysforhold ved havbund i dagtimerne er omkring $200 \mu E m^{-2} s^{-1}$ (Tabel 1, Flindt et al 2016). Dette lyskrav er højt i forhold til mange litteraturværdier. Litteraturværdier er dog baseret på fysiologiske studier af rene ålegræsblades fotosyntese. Der er derfor ikke taget højde for de reelle lyskrav, som sikrer en signifikant vegetativ nettotilvækst (forøgelse af antal skud) af planter med evt. skyggende epifytvækst. Lyskravet er derfor afhængigt af en række stressfaktorer (Banke et al. 2024), og i områder med et højt stressniveau (eksponering, højt glødetab af sediment, epifytter) stiger lyskravet til omkring $200 \mu E m^{-2} s^{-1}$. I områder med færre stressfaktorer, har vores studier vist lavere grænseværdier på $100-200 \mu E m^{-2} s^{-1}$. Lysforhold anvendes som en presfaktor i alle områder (Figure 1, Bilag 1, A-H).

Salinitet. Ålegræs kan vokse ved saliniteter >5 PSU (Lirman et al. 2023). Ved salinitet (< 10 PSU) kan der findes ålegræs, men deres vækst vil være begrænset, mens saliniteter mellem 20-31 understøtter optimal vækst (Short & Neckles 1999). Områder med lave saliniteter vil derfor være mindre egnet til transplantation, men det vil ikke være afgørende og er derfor ikke inkluderet som parametre i GIS værktøj.

Vanddybde. Ålegræs er en ”subtidal” art, som ikke tåler længere tids udtørring. Det anbefales derfor at transplantationsaktiviteter udføres på gennemsnitsdybder dybder over 0,75 m i de indre danske farvande med begrænset tidevand (Tabel 1). I områder med større tidevandsamplitude vil denne minimumsdybde øges. Vanddybde anvendes som en presfaktor i alle områder (Figur 1, Bilag 1, A-H).

Næringsstoffer. Ved transplantationsforsøg langs eutrofieringsgradienter er det lykkedes at opstille en signifikant korrelation mellem DIN-koncentrationer og den vegetative tilvækst/tab af ålegræsskud (Petersen et al. 2021). Her ligger tærskelværdien i vækstsæsonen (01/03-01/10) på ca. $75 \mu g/l$ DIN (Tabel 1). Væsentlig højere DIN-koncentrationer resulterer i risici for udpræget epifytvækst på ålegræsbladene, samt store forekomster af opportunistiske makroalger, som overlejrer de transplanterede ålegræsskud og derved

svækker lysintensiteten. Ved DIN-tærskelværdien begrænses epifytters og opportunisternes vækst til under halvdelen af deres maksimale vækstrate (V_{max}). Mange fjorde er fosforbegrænsede (DIP) i forårsperioden. Ved yderligere at reducere P-belastningen til fjordene kan perioden med fosforbegrænsning øges. Dette vil betyde, at væksten af let nedbrydelige opportunistiske makroalger i foråret begrænses, således at der forekommer en mindre biomasse i vækstsæsonen, hvilket mindsker risikoen for iltsvind. DIN anvendes som en presfaktor i alle områder (Figur 1, Bilag 1, A-H).

Iltsvind. Ålegræs kan overleve overfor korte iltsvindshændelser (Ciesielske 2015, Hasler-Sheetal 2023). Iltsvind her, er defineret som ilt koncentrationen $< 2 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$. Så længe der er målbart ilt i bundvandet ($\sim 2 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) kan transplanterede ålegræsskud overleve i korte perioder (Tabel 1). Derimod vil længerevarende iltsvind resultere i tab af ålegræs (Pulido & Borum 2010). F.eks. blev der i Roskilde Fjord (1997) og i det Sydfynske Øhav (2018) målt totalt iltfrie forhold ($0.00 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$) igennem flere uger. Her endte det med store tab af ålegræs bestande på lavt vand i Roskilde Bredning, Lejre Vig og omkring Tåsinge. Med hensyn til ålegræstransplantation udgør iltsvind en risiko i de første uger efter udplantning: De ny-transplanterede skud er specielt følsomme, indtil de har dannet nye rødder, og deres egenproduktion af ilt er velfungerende. Iltsvind anvendes som en presfaktor i alle områder uden for IDF modellen (Figur 1, Bilag 1, A-H).

Biologiske presfaktorer. Opportunistiske makroalger er i mange eutrofe systemer en væsentlig presfaktor på den naturlige etablering af ålegræs såvel som i transplanterede områder. Stor biomasse af opportunistiske makroalger vil overlevere de transplanterede ålegræsskud og derved svække lyset og ålegræssets mulighed for vækst (Valdemarsen et al. 2010). Stor biomasse af opportunistiske makroalger vil under nedbrydning skabe højt iltforbrug som også er en potentiel presfaktor for ålegræs, da det kan skabe iltsvind. Tærskelværdien for opportunistiske makroalger som ålegræs kan modstå, er en biomasse på omkring 10 g C m^{-2} , hvilket svarer til $200 \text{ g vådvægt m}^{-2}$. Ved denne biomasse udskygges ålegræsbedene ikke, mens biomasser $>13 \text{ g C m}^{-2}$ ($= 250 \text{ g vådvægt m}^{-2}$) skaber svækkede lysforhold (Tabel 1). De fleste opportunistiske makroalger er ikke fasthæftet, og transporteres bundnært ved lave strømhastigheder. Herved resuspenderes potentielt store mængder af sediment som hæmmer lysforhold i nærfeltet (Canal-Vergés et al. 2010, 2014). Flerårige makroalger (f.eks. blæretang) kan i nogle systemer skabe et ballistisk pres på genetableringsprocessen (Canal-Vergés 2014). Disse makroalger forankrer sig ofte på mindre sten, som slæbes rundt af strøm og bølger (Canal-Vergés 2014). Disse skrabende sten kan skade nye ålegræsskud og fragmentere modne ålegræsbede. Transport af sten kan også resultere i resuspension af sediment, og derved forringe lysforholdene i nærfeltet (Valdemarsen et al. 2010, Flindt et al. 2007, Canal-Vergés et al. 2010, 2014). Biomassen af makroalger, der er inkluderet i GIS-værktøjet, er vækstsæsonens maksimale biomasse af opportunistiske og ikke-opportunistiske makroalger. Opportunistiske og ikke-opportunistiske makroalge biomassen, anvendes som en presfaktor i alle områder (Figur 1, Bilag 1, A-H). Sandormes sedimentomrøring medfører tab af årsskud og frø (Valdemarsen et al. 2011, Sousa et al. 2017). Ved høje sandormetætheder er der ikke længere noget genetableringspotentiale. SDU-studierne har vist en tærskelværdi for sameksistens mellem ålegræs og sandorm på $< 25\text{-}30 \text{ sandorm gWW m}^{-2}$ (Valdemarsen 2011, Oncken et al., 2022). I denne kortlægning er sandormetætheder ikke inddraget i analysen, da der ikke er tilgængelige data.

Fraværet af en ålegræsbestand udgør en hindring for naturlig genetablering af ålegræs og er inkluderet i GIS-værktøjet, der identificerede områder med potentiale for naturlig ålegræsetablering, som beskrevet af Flindt et al. 2016. Den langsomme vegetative tilvækst er utilstrækkelig og en hurtigere frøbaserede vækst af årsskud er nødvendig. Ved aktiv genetablering med anvendelse af apikale skud, behøver der ikke at være veludviklede ålegræsbede i området, da transplantationerne over 2-3 år vil sikre nye ålegræsbestande. Derfor er tilstedeværelsen af eksisterende ålegræsbede ikke en vigtig parameter i det nyudviklede lokalitetsværktøj.

Tilstedeværelsen af eksisterende modne ålegræsbede i vandområder understøtter dog ålegræstransplantationsaktiviteter, på grund af at de apikale skud brugt ved transplantation høstes i samme vandområder, for at undgå genetisk forurening. Nærliggende ålegræsbede kan understøtte de transplanterede områder, da de eksisterende, modne ålegræsbede producerer frø, som kan bidrage til genetableringen via frøbaserede årsskud. Dette rejser spørgsmålet om, hvorvidt der er behov for genetablering af ålegræs i områder, hvor det allerede forekommer. I mange fjorde, hvor ålegræsbestanden er stærkt reduceret, og den naturlige genetablering er ineffektiv, synes dette dog at være tilfældet. Punktvise transplantationer i disse områder kan sikre opbygningen af nye frøproducerende bestande, som kan understøtte en fremtidig naturlig genetablering. På nuværende tidspunkt findes der ikke et nationalt kort med den præcise udbredelse af ålegræs i Danmark. Derfor kan resultaterne i dette værktøj inkludere områder med allerede eksisterende ålegræs med varierende tæthed, såvel som områder uden ålegræsdækning, men med stort potentiale for restaurering.

*Tabel 1: De individuelle presfaktorer og deres tærskelværdier fra Flindt et al. (2016) og deres terminologi til brug i GIS-værktøjet. Parametrene i de grå felter er fra Flindt et al. (2016), men indgår ikke i denne analyse. DIN-tærskelværdien fra Flindt et al. (2016) er blevet opdateret med nye data. * Maksimal T_{wc} blev brugt i stedet for resuspension i GIS beregningerne for både modellen for de indre danske farvande (IDF) og modellen for det Sydlige Bælthav (SBH). **Sediment LOI, og O2 begrænsning blev ikke anvendt i GIS beregningerne for IDF-områderne. ***Bentisk lys er genberegnet med en ny batymetri for IDF-områderne.*

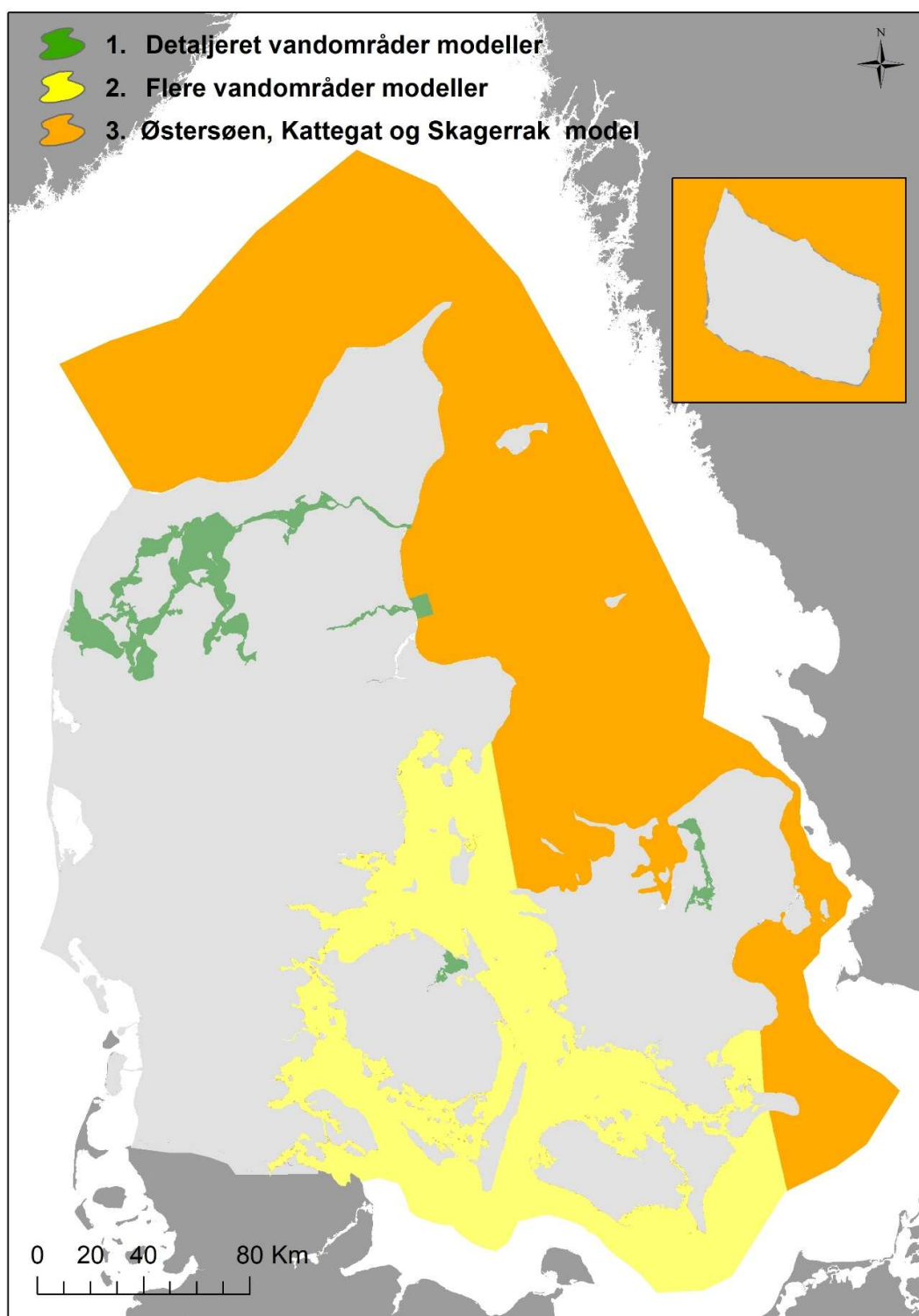
Parameter (GIS lag)	Enhed	Ålegræstransplantationpotential				
		Ringe	Dårlig	Begrænset	Godt	Optimalt
T_{wc} *	N m ⁻²	>1	0,7-1	0,5-0,7	0,2-0,5	0-0,2
Sediment LOI **	%	>10	5-10	2-5	1-2	0-1
DIN	µg N l ⁻¹	>150	75-150	40-75	25-40	0-25
DIP	µg P l ⁻¹	>30	15-30	10-15	5-10	0-5
Resuspension *	Frekvens	>Daily	Dayly	Monthly	Biannual	<Biannual
Bentiske lys ***	µE m ⁻² s ⁻¹	0-100	100-200	200-300	300-400	>400
Dybde	m	<0,5	0,5-0,75	0,75-1,5	1,5-2	>2
O2 begrænsning **	Periode	3 Week ⁻¹	2 Week ⁻¹	Week	Monthly	<Monthly
Opp. Macroalger	gC m ⁻²	>26	13	10	6	<2
Ikke-opp. Macroalger	gC m ⁻²	>26	13	10	6	<2
Sandorm	gWW m ⁻²	>50	40	25	10	<9
Ålegræs	gC m ⁻²	<3	<7	<14	<28	>28

2.3 Datagrundlag

GIS-værktøjet er efterfølgende kørt med DHI's vandplanssimuleringsresultater. DHI's GIS lag stammer fra mekanistiske modeller, med forskellig opløselighed og datatilgængelighed (Figur 1, NST). Vandplansmodellerne er defineret af et hydrodynamisk modul, et bølgemodul og et biogeokemisk modul. Alle modellerne er beskrevet i detaljer i den forskellige dokumentation i den [Danish EPA](#).

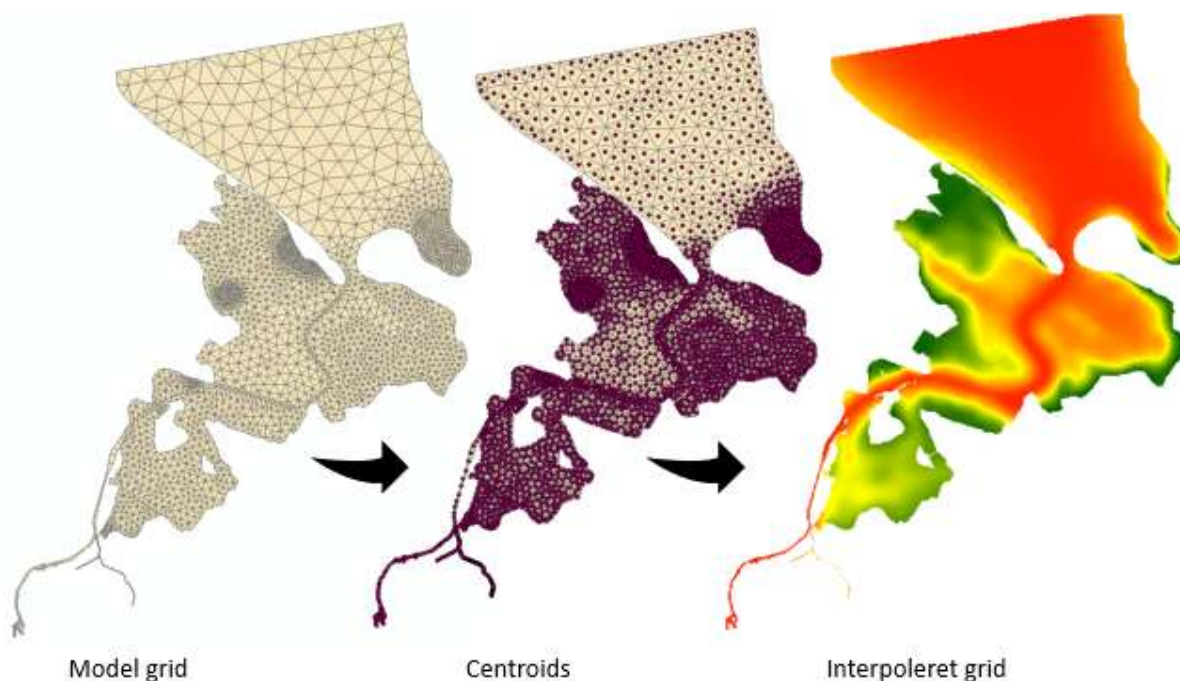
1. Detaljerede vandområdemodeller fra Limfjorden, Roskilde Fjord, Odense Fjord og Mariager Fjord (Figur 1, grøn, Danish EPA).
2. Supplerende vandområdemodeller fra det Nordlige Bælthav (NBH), Sydlige Bælthav (SBH) og Smålandsfarvandet (SMF) (Figur 1 gul, Danish EPA).
3. En storskala model fra Østersøen, Kattegat og Skagerrak (IDF) (Figur 1, orange, Danish EPA).

De modelbaserede potentialekort til ålegræstransplantation er blot første skridt, og skal anses som en foreløbig screening i den analytiske udvælgelsesproces, som forklaret i indledningen (Flindt et al., 2023 & 2024).



Figur 1. Oversigt over områder, som er dækket af DHI's vandplansmodeller og som efterfølgende er anvendt i GIS-analysen til identificering af egnede lokaliteter til ålegræstransplantation.

På grund af manglende data, i nogen modeller (resuspension og sediment forhold), har vi anvendt tre varianter af GIS værktøjet til at beregne på ålegræstransplantationspotentialet i danske farvande. Metoderne er modificerede versioner af modellen beskrevet i Petersen et al. (2021), og tilrettet med det tilgængelige datagrundlag. Petersen et al. (2021), som bidrog til den første nationale vurdering af ålegræssets potentiale, brugte oprindeligt polygoner (Figur 2, model grid), som i den opdaterede version blev konverteret til midtpunkter, centroider, af polygonerne (Figur 2, centroids). Centroiderne blev derefter interpoleret ved brug af Universal Kriging, med en lineær semivariogram-model med lineær drift. Modellen tillod, at hvert punkt i modellen blev påvirket af de 12 nærmeste omgivende punkter, så der dannedes et nyt firkantet grid med størrelse på 40x40 m (Figur 2, interpoleret grid). Alle GIS-lagene, er de beskrevne miljøparametre i tabel 1, som blev udtrukket fra vandområderplanerne 2021-2027 (VP3)- modellerne. Det specifikke datalag fra VP3-modellerne er angivet i bilag 1, tabel B1. Modeldata anvendt i GIS værktøj repræsenterer en 10 års perioden op til 2016, men det vurderes at forhold ikke har ændret sig væsentligt og at de resulterende ålegræspotentialer derfor reflekterer nutidige potentialer. Alle parametre blevet klassificeret med tærskelværdier som angivet i tabel 1 og inkluderet i GIS-værktøjet.



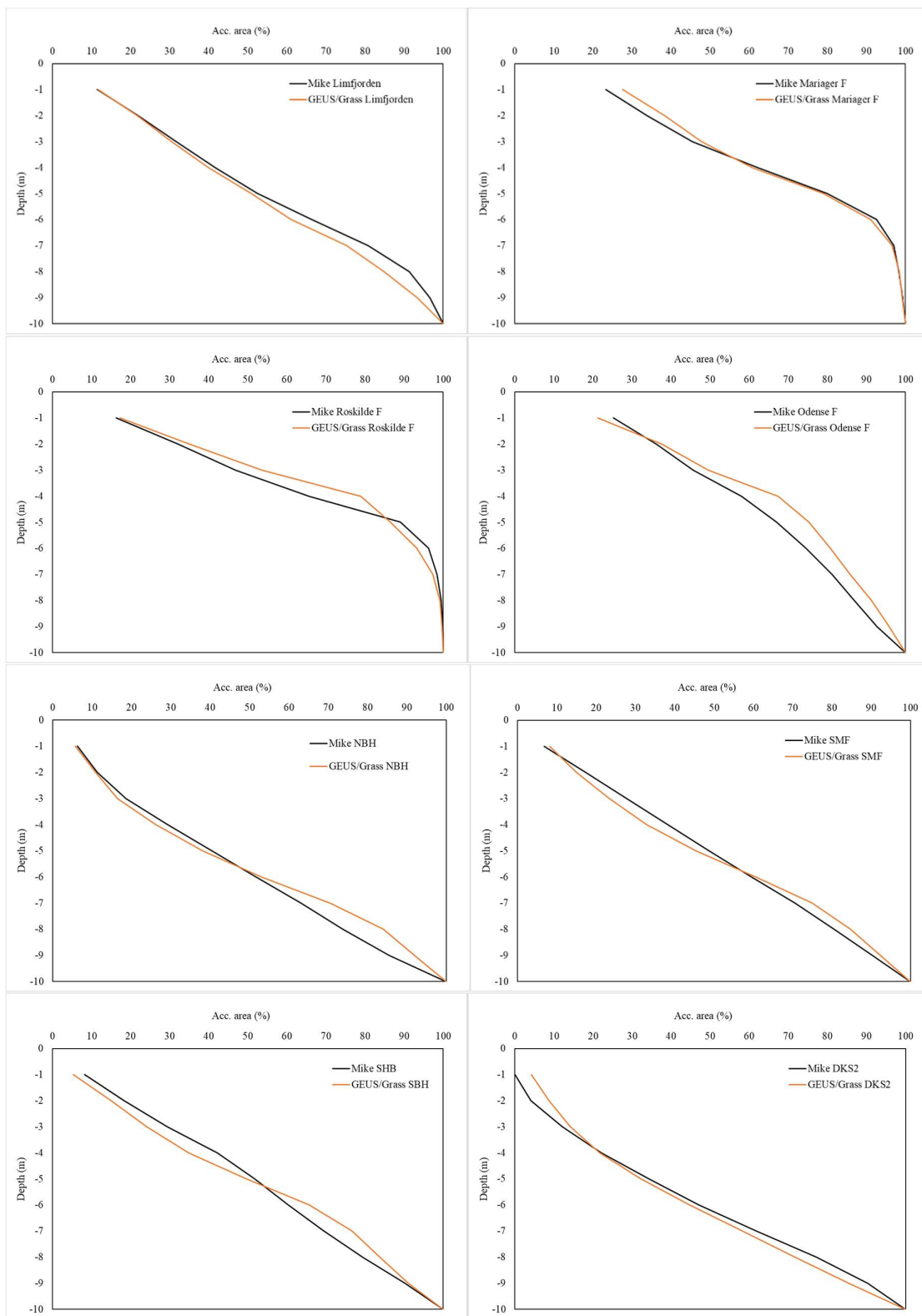
Figur 2: Konceptuelle modeller af data-konvertering fra polygoner (Model grid) til centroider (centerpunktet af polygonerne), og videre til en interpolering mellem centroiderne i et 40x40 m grid (interpoleret grid).

Ud over Odense Fjord, blev tærskelværdierne i Tabel 1 anvendt til en ændret klassificering ift. Petersen 2021 af Limfjorden, Roskilde Fjord, Mariager Fjord, samt til dels Nordlige Bælthav og Smålandsfarvandet. Grundet manglende data var det nødvendigt at benytte færre parametre for de resterende områder. For SBH modelområdet blev resuspension substitueret med maximal bølge og strømhastighed (T_{wc} , Tabel 1). Modellen for IDF-områderne havde en lavere opløsning end de øvrige modeller, hvilket især havde betydning i de kystnære områder. Bathymetrien i denne model er derfor mere simplificeret, og der er højere risiko for over- eller underestimering af ålegræstransplantationspotentialet. I IDF-områderne blev den manglende

resuspension også erstattet med T_{wc} , mens iltbegrænsning og sedimentforhold var undladt, da der ikke var relevante erstatningsparametre til rådighed (Tabel 1). For at forbedre opløsningen ved kysten, blev lysintensiteten ved havbunden genberegnet ved at udtrække en 50x50 m batymetri fra GEUS og kombineret med lysdæmpningskoefficienten (K_d) og gennemsnitlig akkumuleret dagslys ved havoverfladen i IDF-områderne. K_d som blev anvendt i GIS-værktøjet, er vækstsæsonens gennemsnit i den givne vandsøjle. Overfladelyset blev beregnet som gennemsnitligt lys om dagen ganget med den gennemsnitlige dagslængde over vækstsæsonen.

Data-nøjagtighed

Opløsningerne i de anvendte modeller er fokuseret på at kunne beskrive pelagiske parametre i store sammenhængende vandområder, modellerne i nogle områder har en ret grov opløsning, som gør at resultaterne fra GIS-modellen skal fortolkes med forsigtighed. Opløsningerne i MIKE modellerne øger derfor usikkerheden af GIS-værktøjet, især i de kystnære områder (0-4 m) hvor dybden har en betydning for både eksponeringen og det bentiske lys. For at præcisere denne usikkerhed, er modellens anvendte batymetriske opløsning blevet sammenlignet med data fra DHI (GEUS/GRASS) som er den danske batymetri med højest opløsning. Usikkerheden varierer for de forskellige områder (Figur 3), hvor der i nogle af områderne (Limfjorden og NBH) er en lille usikkerhed. Der er en moderat usikkerhed introduceret i Mariager Fjord, Roskilde Fjord og SMF-området, mens den største usikkerhed forekommer på dybere vand i Odense Fjord, samt i SHB- og IDF-områderne. I IDF-områderne er usikkerheden især stor tæt på kysten (der er ingen dækning ved dybder på <1 m), hvilket har gjort at GEUS/GRASS batymetrien blev anvendt i denne model. I nogle tilfælde sker en underestimering af dybden (mindre arealet med lav vand i Mike model) i de kystnære områder (Mariager Fjord, Odense Fjord, IDF), hvor der i andre sker en overestimering (mere areal med lav vand i MIKE model) (SMF, SHB). En underestimering resulterer i et lavere areal potentiale for ålegræstransplantation end ved brug af en Mike model med højere opløsning, mens en overestimering resulterer i et højere potentiale for ålegræstransplantation.



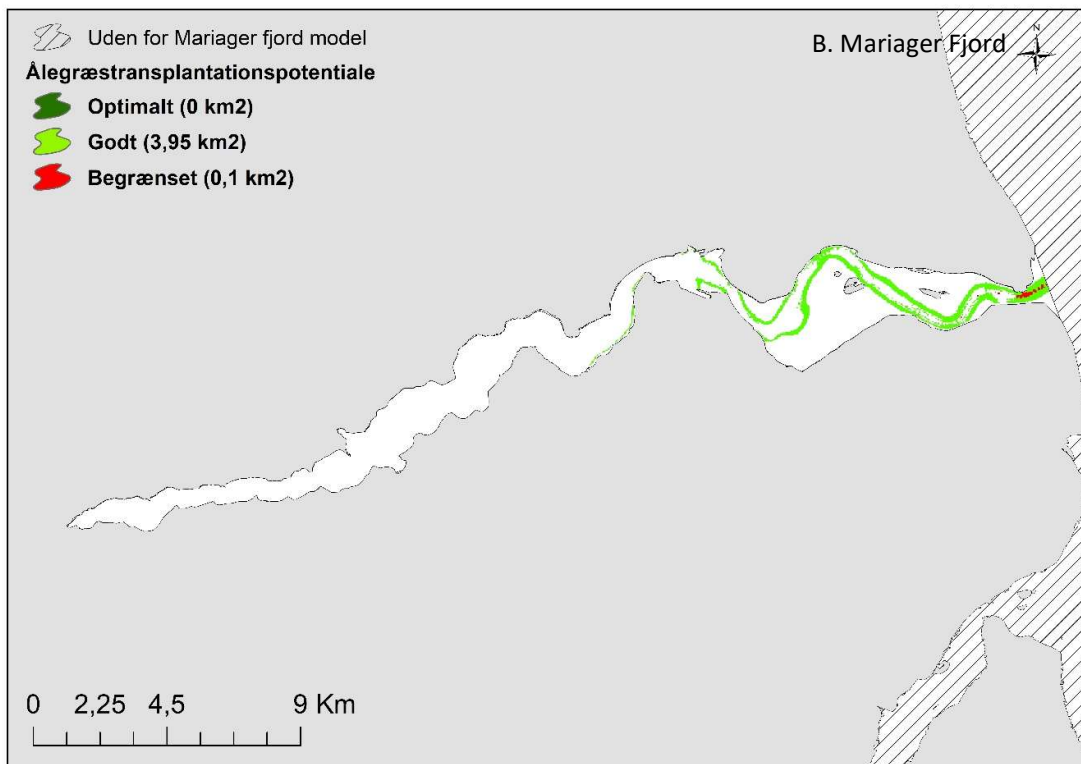
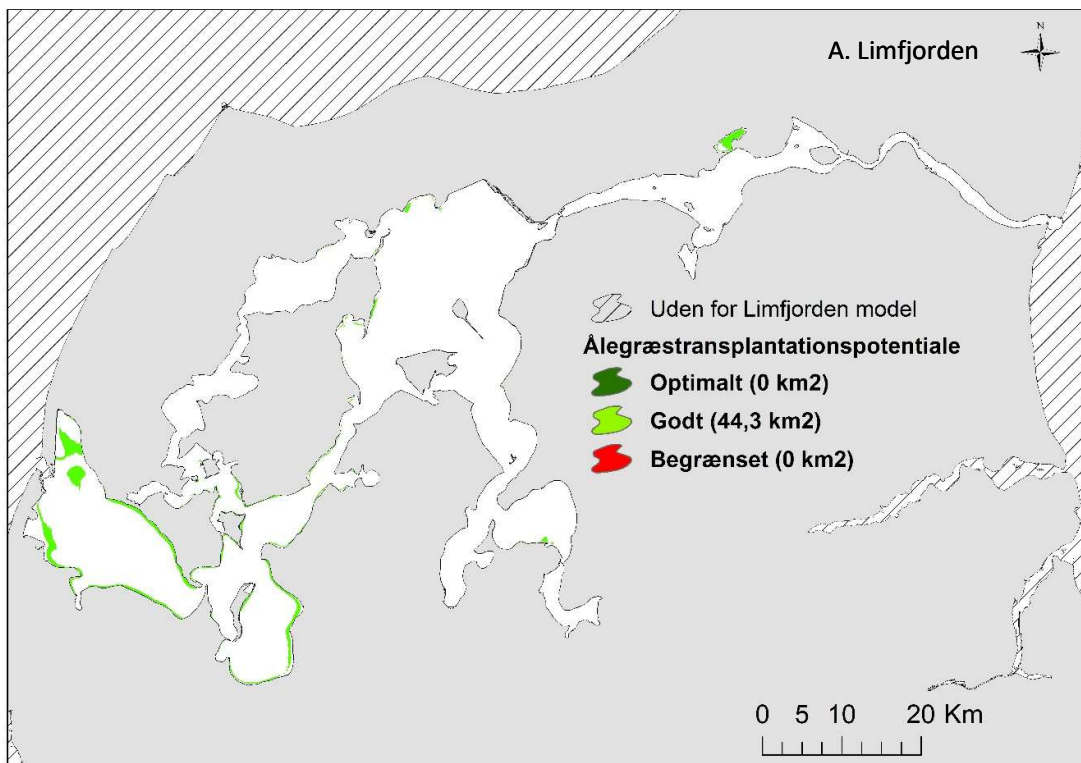
Figur 3: Hypsografer fra batymetriske lag brugt i alle VP3 modellerede (Danish EPA) i sort og fra højopløste batymetri fra GEUS (GEUS/Grass) i rød.

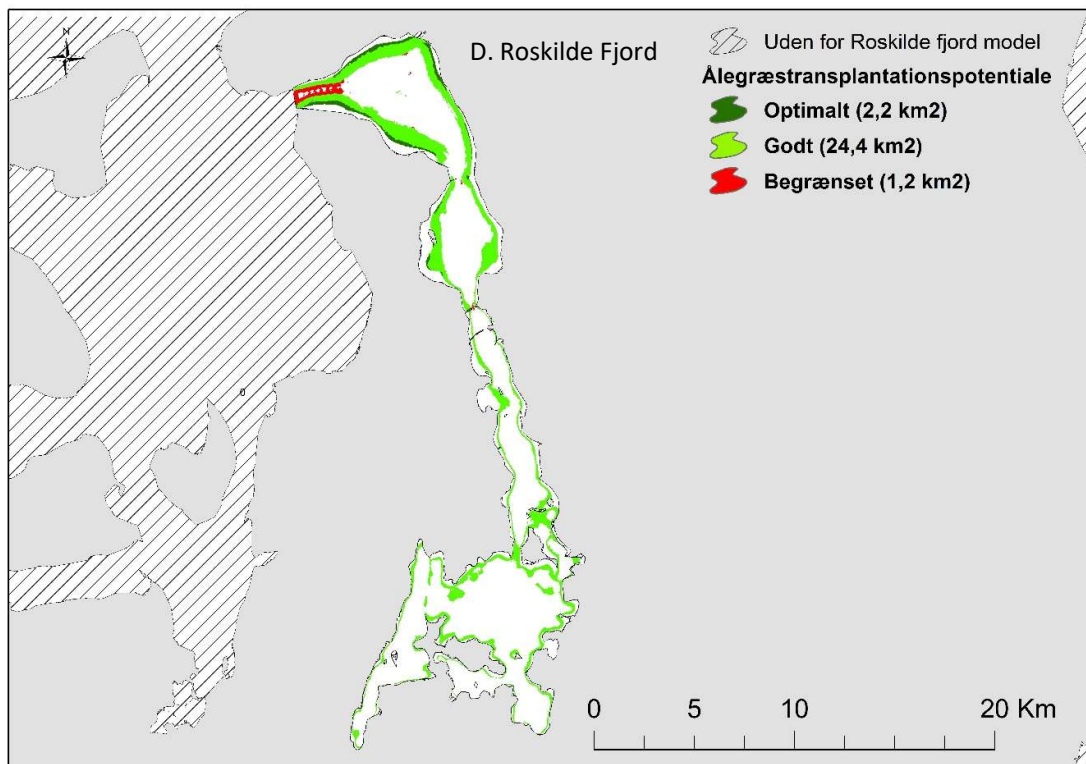
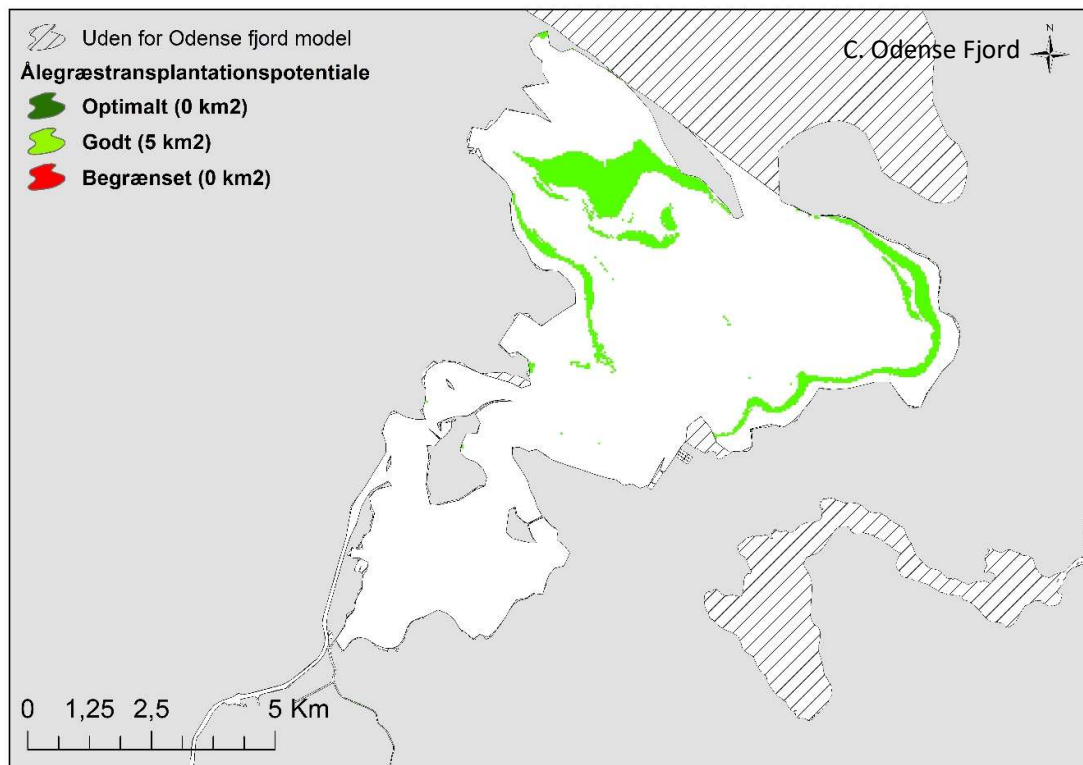
Resultater

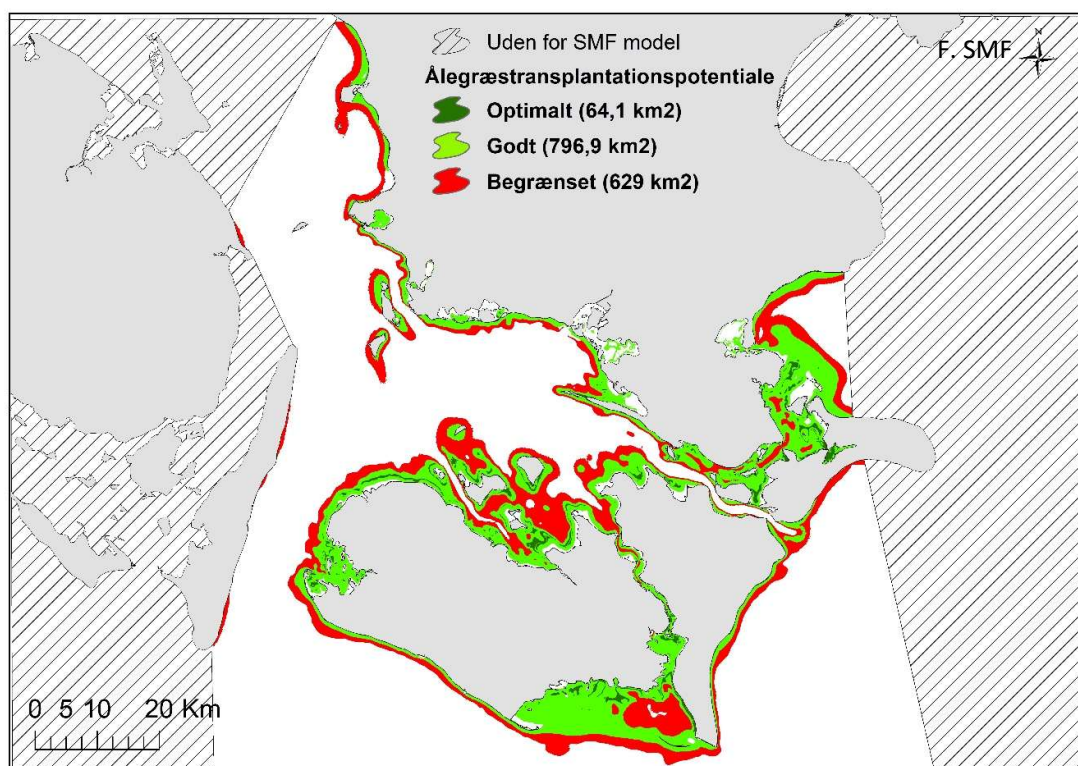
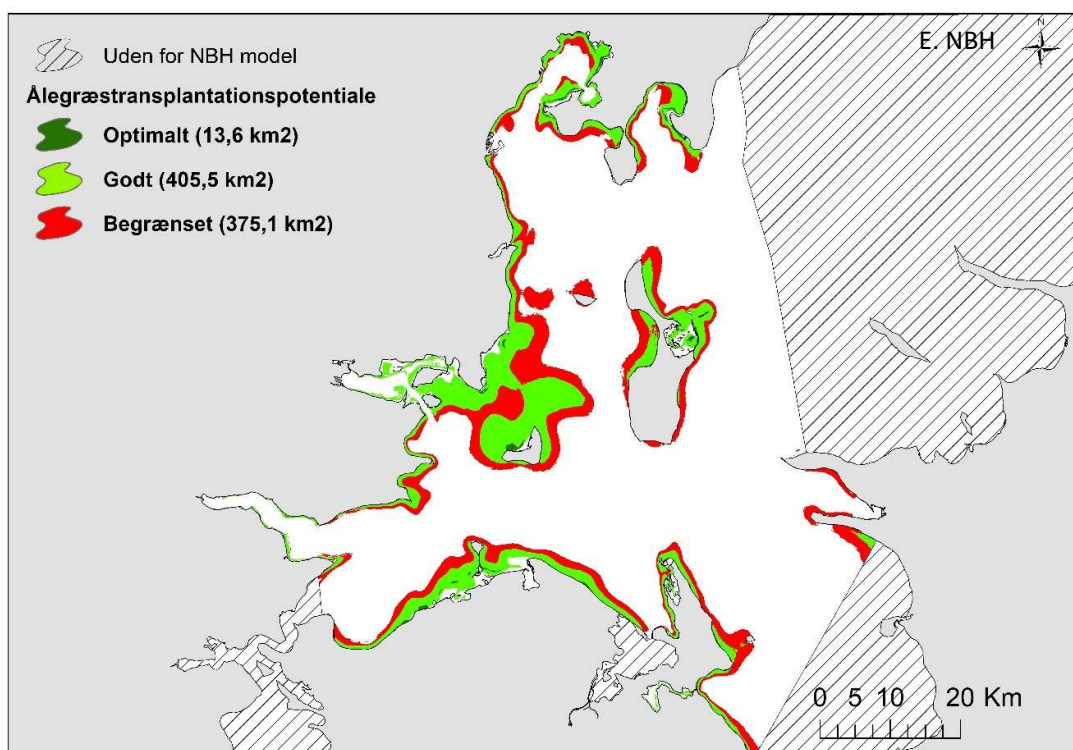
Den GIS-baserede screeningsmetode til bestemmelse af områder med potentiale for ålegræstransplantation bygger på modelgenererede datalag for lys, fysisk eksponering (T_{wc} for SBH & IDF-områder og frekvens af resuspension for alle andre), iltforhold, bundforhold, ballistiske påvirkninger fra makroalger og DIN koncentration til alle danske kystvande. På grund af manglende data er det ikke muligt at adskille arealer med eksisterende ålegræs fra det potentielle areal, derfor indeholder det potentielle areal eksisterende ålegræsbede samt potentielle områder til transplantation. Områder med optimalt, godt og begrænset potentiale for ålegræstransplantation (parameterbetegnelser ses i tabel 1). På kortet, begrænset potentiale repræsenterer steder, hvor vi regner med at den transplanteret ålegræs kan overleve, men med næsten nul vækst (Figur 4 og 5). Disse steder er i modellen meget begrænset på lysintensitet, hvor alle andre parametre gør ålegræs transplantation muligt. Derfor, i steder med lav lys intensitet, vi skal forvente at ålegræs vil har begrænset vækst og derfor er nuanceret som "begrænset potentielt" (grænseværdier for lys er: 100 og 200 $\mu E\ m^{-2}\ dag^{-1}$). Når lysintensiteten er lavere end 100 $\mu E\ m^{-2}\ dag^{-1}$, eller dybden af området er under 75 cm, antages det, at ålegræstransplantation ikke er mulig. Disse arealer bliver derfor fjernede fra potentiale areal.

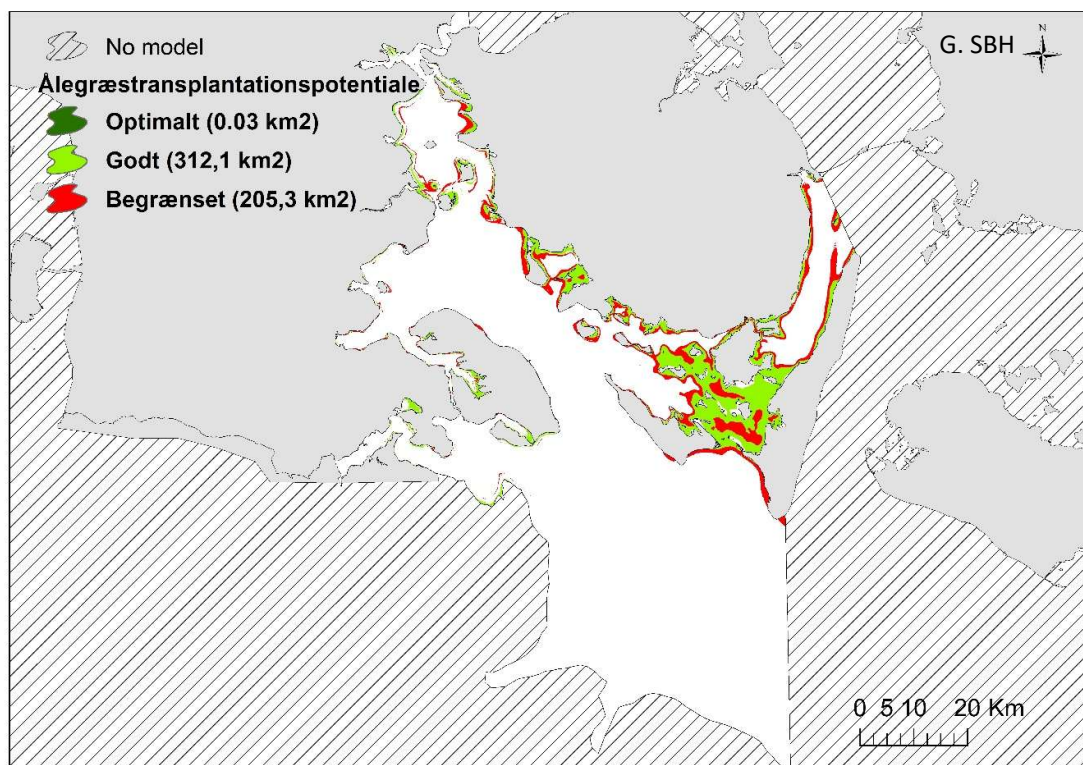
Det fremgår af modellen at der er begrænset potentiale for ålegræstransplantation i Limfjorden, med et godt potentiale kun i Nissum Bredning i den vestlige del af Limfjorden (Figur 4A). I Mariager Fjord er potentialet godt især langs sejlrunden i den ydre del af fjorden (Figur 4B). Det ses generelt at det bedste potentiale findes i de ydre dele af fjordene, som er længere fra eutrofieringskilder, hvilket ses tydeligt i Odense Fjord og i Roskilde Fjord (Figur 4C, D).

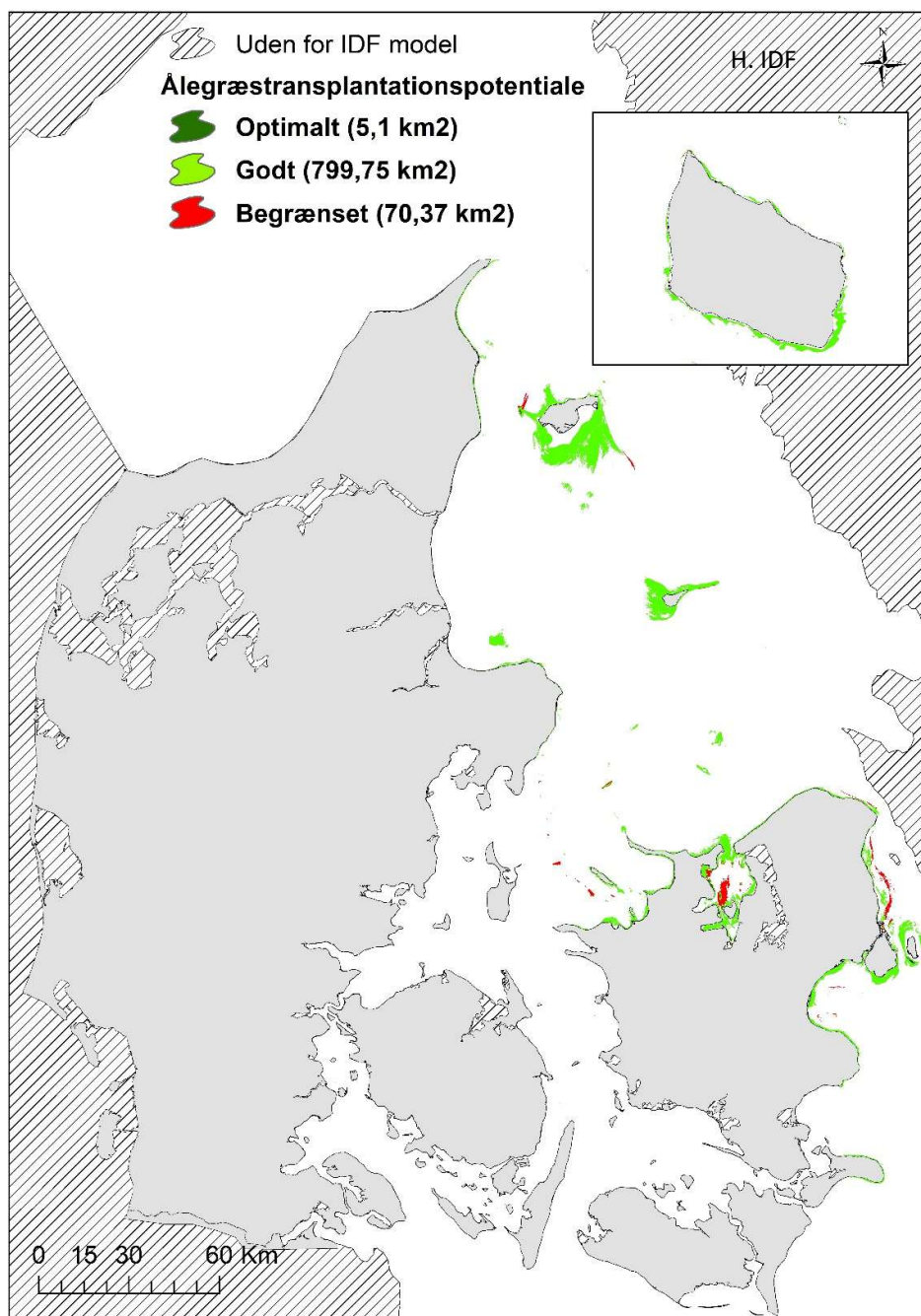
Udenfor fjordene er der store områder med godt og optimalt potentiale for ålegræstransplantation, og i SMF udgør disse ~33% af de optimale og gode forhold, og 70% af de optimale forhold i Danmark (Figur 4F, 5). Tilsvarende udgør både SBH og NBH store områder med godt potentiale (Figur 4E,G). I IDF forekommer det bedste potentiale for ålegræstransplantation i Isefjord, kysten ved Østsjælland, og omkring øerne i Kattegat (Anholt og Læsø). Der er dog kun en begrænset del af områderne hvor der er optimalt potentiale, hvilket kan skyldes den lavere opløsning i datagrundlaget, som blandt andet viser rigtig høj værdier af T_{wc} i nord Jutland, som kun relateret til del lav opløselighed af model. Der er ca. 2477 km² i de danske farvande hvor potentialet for ålegræstransplantation er godt (96.6 %) eller optimalt (3.4 %), mens der er begrænset potentiale i 1281 km² (Figur 5). Arealerne med et potentiale er nok overestimerede, da der ikke findes en udførlig kortlægning af hverken stenrev eller eksisteret ålegræs. Modellerne kan derfor udpege områder med potentiale, hvor det enten ikke er muligt at transplantere ålegræs pga. stenrev, eller hvor der allerede findes ålegræsbede. Det er derfor vigtigt med detaljerede undersøgelser i de udpegede områder før større transplantationsprojekter indledes. Der kan også være over-/underestimering på grund af batymetriske usikkerheder (Figur 3). I de fleste af disse tilfælde vil usikkerhederne påvirke det totale potentiale for ålegræstransplantation i nogen grad, dog uden at påvirke screeningsværktøjets egnethed i særlig grad. Sidst, køres GIS-værktøjet udelukkende med modellerede data, og derfor skal vores resultater anvendes med forsigtighed. De repræsenterer en overordnet screening af potentialet for ålegræs-transplantation i Danmark. For at udvælge områder og planlægge specifikke restaureringsaktiviteter er det nødvendigt at følge trin 2 til 6, som er beskrevet mere detaljeret i indlægning og i Flindt et al. 2026.



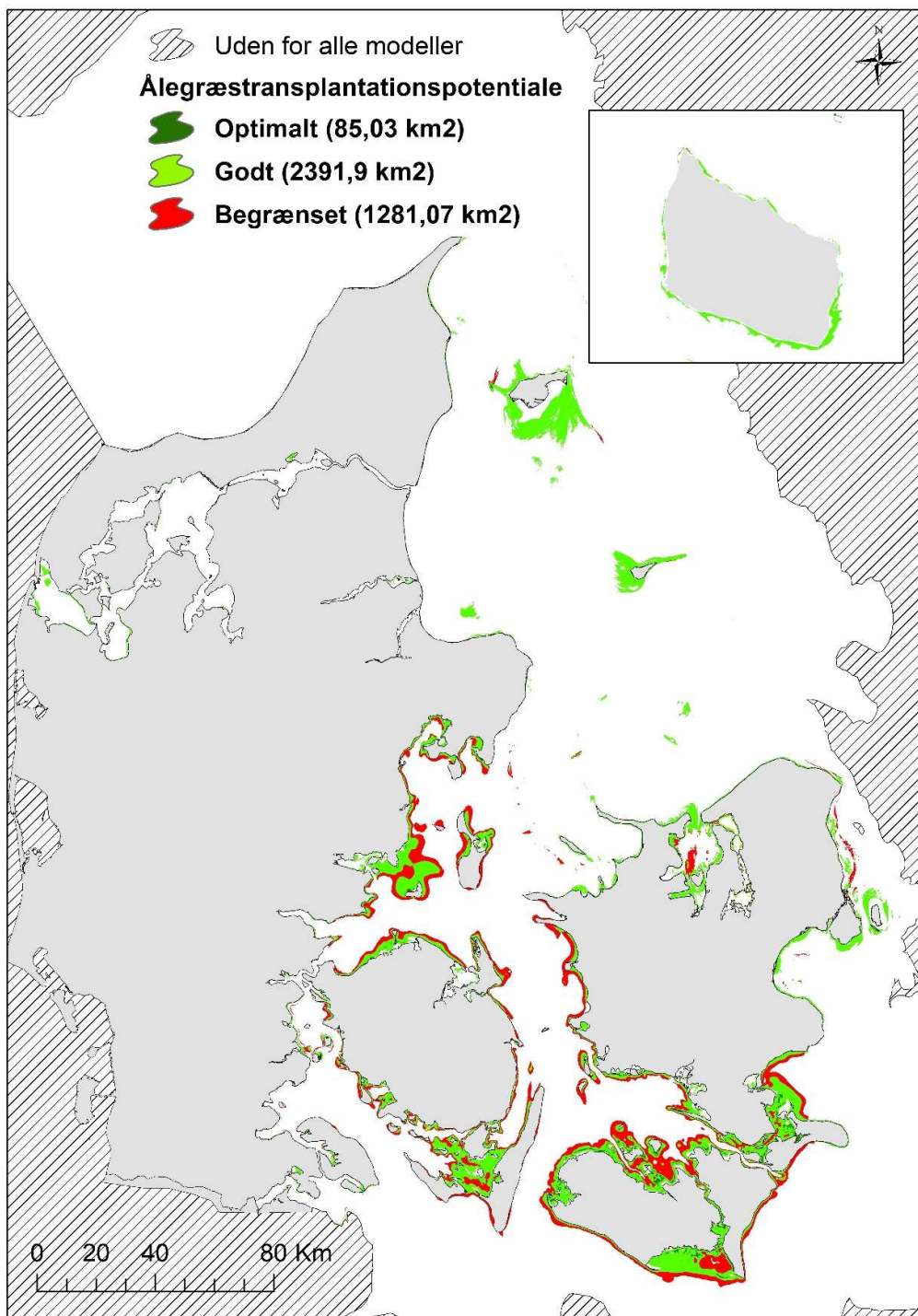








Figur 4: Potentialer for ålegræstransplantation (bruttoareal) i udvalgte vandområder fastlagt med GIS model og modelgenererede datalag for lys, frekvens af resuspension (A-F), iltforhold (A-G), bundforhold (A-G), ballistisk påvirkning fra makroalger, DIN koncentration og bølge og strømhastighed (A-H). Data er genereret ud fra DHI's Vandplanssimuleringer. A. Limfjorden, B. Mariager Fjord, C. Odense Fjord, D. Roskilde Fjord, E. Nordlige Bælthav (NBH), F. Smålandsfarvandet (SMF), G. Sydlige Bælthav (SBH), H. Østersøen, Kattegat, og Skagerrak (IDF). Mørkegrøn markering angiver områder med optimalt og lysegrøn områder med godt potentiale for transplantation, mens rød angiver områder, hvor lysforholdene er på grænsen til at kunne understøtte transplantering ($100-200 \mu E m^{-2} day^{-1}$).



Figur 5: Samlet oversigt over potentiale for Ålegræstransplantation i de udvalgte vandområder fastlagt med GIS model og modelgenererede datalag. Mørkegrøn markering angiver områder med optimalt og lysegrøn områder med godt potentiale for transplantation, mens rød angiver områder, hvor lysforholdene er på grænsen til at kunne understøtte transplantering ($100\text{--}200 \mu\text{E m}^{-2} \text{ day}^{-1}$).

Litteratur

Amos, C., Cappucci, S., Bergamasco, A., Umgieser, G., Bonardi, M., Cloutier, D., Flindt, M.R., De Nat, L., Cristante, S., 2004. The stability of tidal flats in Venice Lagoon – the results of in situ measurements using two benthic annular flumes. *J. Mar. Syst.* 51 (November (1–4)), 211–241.

Bruhn A, Flindt MR, Hasler B, Krause-Jensen D, Larsen MM, Maar M, Petersen JK, Timmermann K (2020) *Marine virkemidler - Beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag*. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 122 – Videnskabelig rapport nr 368
<http://dce2audk/pub/SR368pdf>

Canal-Vergés, P, Vedel, M, Valdemarsen, T, Kristensen, E & Flindt, MR 2010, 'Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications for ecosystem functioning' *Hydrobiologia*, vol. 649, no. 1, pp. 69-76. <https://doi.org/10.1007/s10750-010-0259-y>

Canal-Vergés, P, Potthoff, M, Thorbjørn, F, Rasmussen, EK & Flindt, MR 2014, 'Eelgrass re-establishment in shallow estuaries is affected by drifting macroalgae – evaluated by Agent based modelling' *Ecological Modelling*, vol. 272, pp. 116-128.

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*, vol. 338, pp. 135-148.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.04.023>

Canal-Vergés, P, Lee, KM, Erichsen, AC, Kuusemäe k., Timmermann, K, Flindt, RF. 2021. Application of the Danish EPA's Marine Model Complex and Development of a Method Applicable for the River Basin Management Plans 2021-2027. Improved growth conditions in selected estuaries based on 30% reductions in land based nutrient loads. Miljø- og Fødevarministeriet, Technical note.

Canal-Vergés, P, Frederiksen, L, Lundkvist, M, Flindt MR. (2021) Development of biological sediment stability improves the anchoring capacity for eelgrass. Manuscript in preparation.

Ciesielski, Melissa, "Effects of Hypoxia and Sulfide Intrusion on Eelgrass (*Zostera marina*)" (2015). WWU Graduate School Collection. 428. <https://cedar.wwwu.edu/wwuet/428>

Danish EPA, Vandområderplanerne-2021-2027, supplerende oplysninger. <https://mst.dk/erhverv/rent-miljoe-og-sikker-forsyning/vandmiljoe/vandomraadeplaner/overblik-vandomraadeplanerne-2021-2027/supplerende-oplysninger>

Short F.T & Neckles, H.A. 1999. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*. 63:169-196.

Flindt, M.R., Carrer, M., Salomonsen, J., Bocci, M., Kamp-Nielsen, L., 1997. Loss, growth and transport dynamics of *Chaetomorpha aerea* and *Ulva rigida* in the Lagoon of Venice during an early summer field campaign. *Ecol. Modell.* 102,133–142.

Flindt, M., Kristensen, E., Valdemarsen, T.B., 2011. Svigtende reetablering af ålegræs i fjorde. *Vand & Jord*, 18, 17-20.

Flindt, MR, Rasmussen, EK, Valdemarsen, T, Erichsen, AC, Kaas, H & Canal-Vergés, P 2016, 'Using a GIS-tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in estuaries' *Ecological Modelling*, vol. 338, pp. 122-134.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.07.005>

Flindt, MR, Kuusemäe, K, Lange, T, Wendländer, NS, Aaskoveb, N, Winter, S, Sousa, AI, Rasmussen EK, Canal-Vergés, P, Connolly, RM, Kristensen, E. (2021) Sand-capping of muddy sediment improves benthic light conditions and sediment anchoring capacity to support recovery of eelgrass (*Zostera marina*). Manuscript submitted for publication.

Flindt, M., Steinfurth, R., Banke, T. L., Lees, M. K., Svane, N., Canal-Vergés, P., Bramming, T., Timmerman, K., & Stæhr, P. A. U. (2023). Ålegræs - Guideline til udpegning af optimale storskala udplantningsområder. I Ålegræs - Guideline til udpegning af optimale storskala udplantningsområder

Flindt, M., Steinfurth, R., Banke, T. L., Lees, M. K., Svane, N., & Canal-Vergés, P. (2024). Human Impacts, Environmental Disturbances, and Restoration of Seagrasses. I Treatise on Estuarine and Coastal Science 2nd edition Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90798-9.00119-0>

Kuusemäe, K, Rasmussen, EK, Canal-Vergés, P & Flindt, MR (2016), 'Modelling stressors on the eelgrass recovery process in two Danish estuaries' Ecological Modelling, vol. 333, pp. 11-42. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2016.04.008>

Lange, T., 2020a. Development and Test of Measures Supporting Recovery of Eelgrass (*Zostera marina*) in Estuaries. PhD thesis, University of Southern Denmark.

Lange, T., Wendländer, N., Svane, N., Steinfurth, R., Nielsen, B., Rasch, C., Kristensen, E., Flindt, M.R., 2020b. Storskala-transplantation af ålegræs metoder og perspektiver. Vand og Jord. Nr 1. 2020.

Lirman, D., Cropper, W.P. The influence of salinity on seagrass growth, survivorship, and distribution within Biscayne Bay, Florida: Field, experimental, and modeling studies. Estuaries 26, 131–141 (2003). <https://doi.org/10.1007/BF02691700>

Lundkvist, M., Grue, M., Friend, P., Flindt, M.R., 2007a. The relative contributions of physical and microbiological factors to cohesive sediment stability. Cont. Shelf Res. 27, 1143–1152.

Oncken, N.S., Kristensen, E., Quintana, C.O. (2022). Spatial overlap between lugworm (*Arenicola marina*) and eelgrass (*Zostera marina*) distribution in coastal waters: The role of environmental stressors. Estuarine, coastal and shelf science, 272. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107886>.

Petersen, J. K., Timmermann, K., Bruhn, A., Rasmussen, M. B., Boderskov, T., Schou, H. J., Erichsen, A. C., Thomsen, M., Holbach, A., Tjørnløv, R. S., Lange, T., Canal-Vergés, P., & Flindt, M. R. (2021). Marine virkemidler: Potentialer og barrierer. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 385-2021 <https://www.aqua.dtu.dk/-/media/Institutter/Aqua/Publikationer/Rapporter-352-400/385-2021-Marine-virkemidler-potentialer-og-barrierer.ashx>

Salomonsen, J., Flindt, M.R., Geertz-Hansen, O., 1997. Significance of advectivetransport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. Ecol. Modell. 102, 129–132.

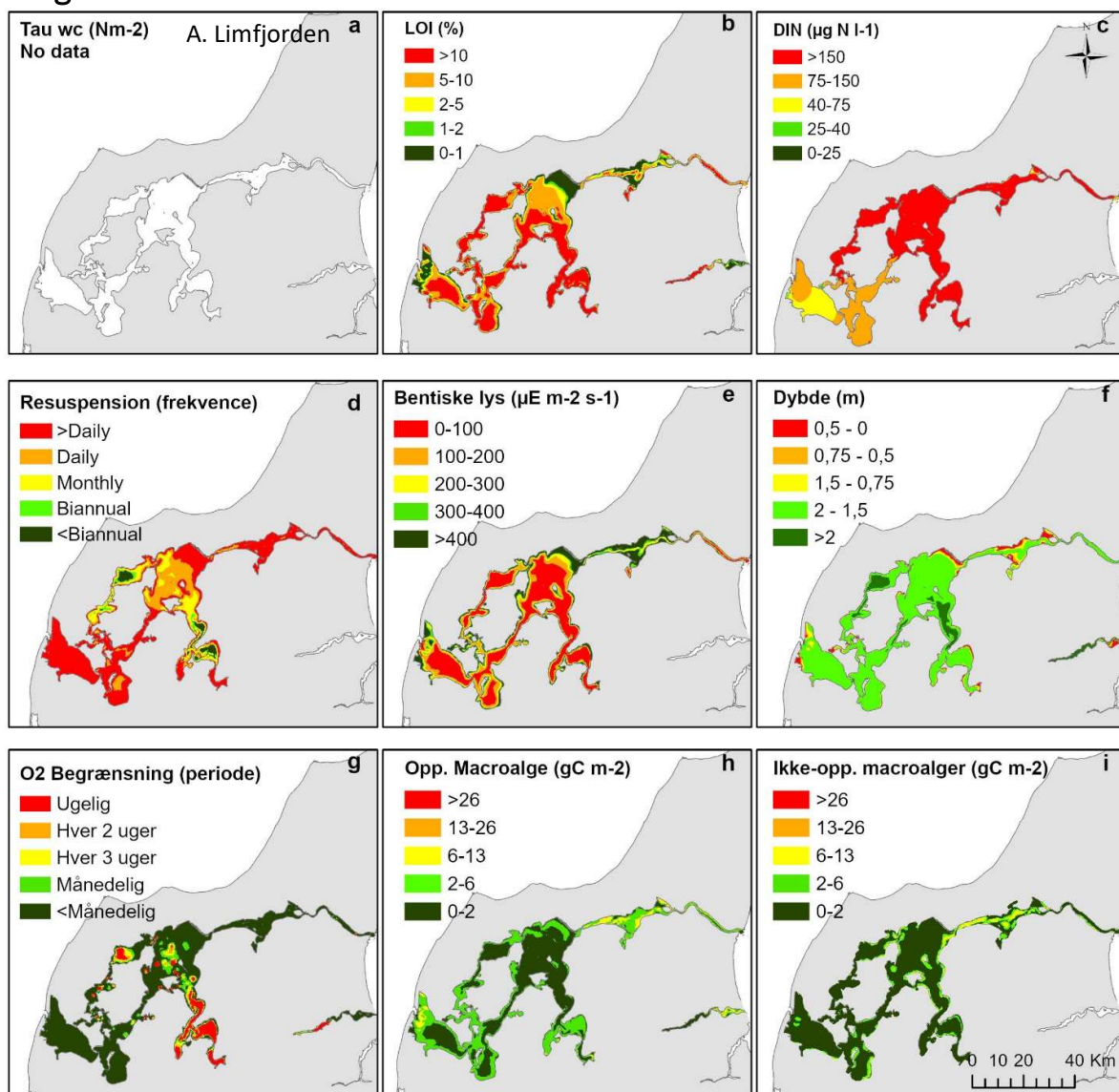
Salomonsen, J., Flindt, M.R., Geertz-Hansen, O., 1999. Modelling advectivetransport of *Ulva lactuca* i(L) n the sheltered bay, Møllekrogen, Roskilde Fjord, Denmark. Hydrobiologia 397, 241–252.

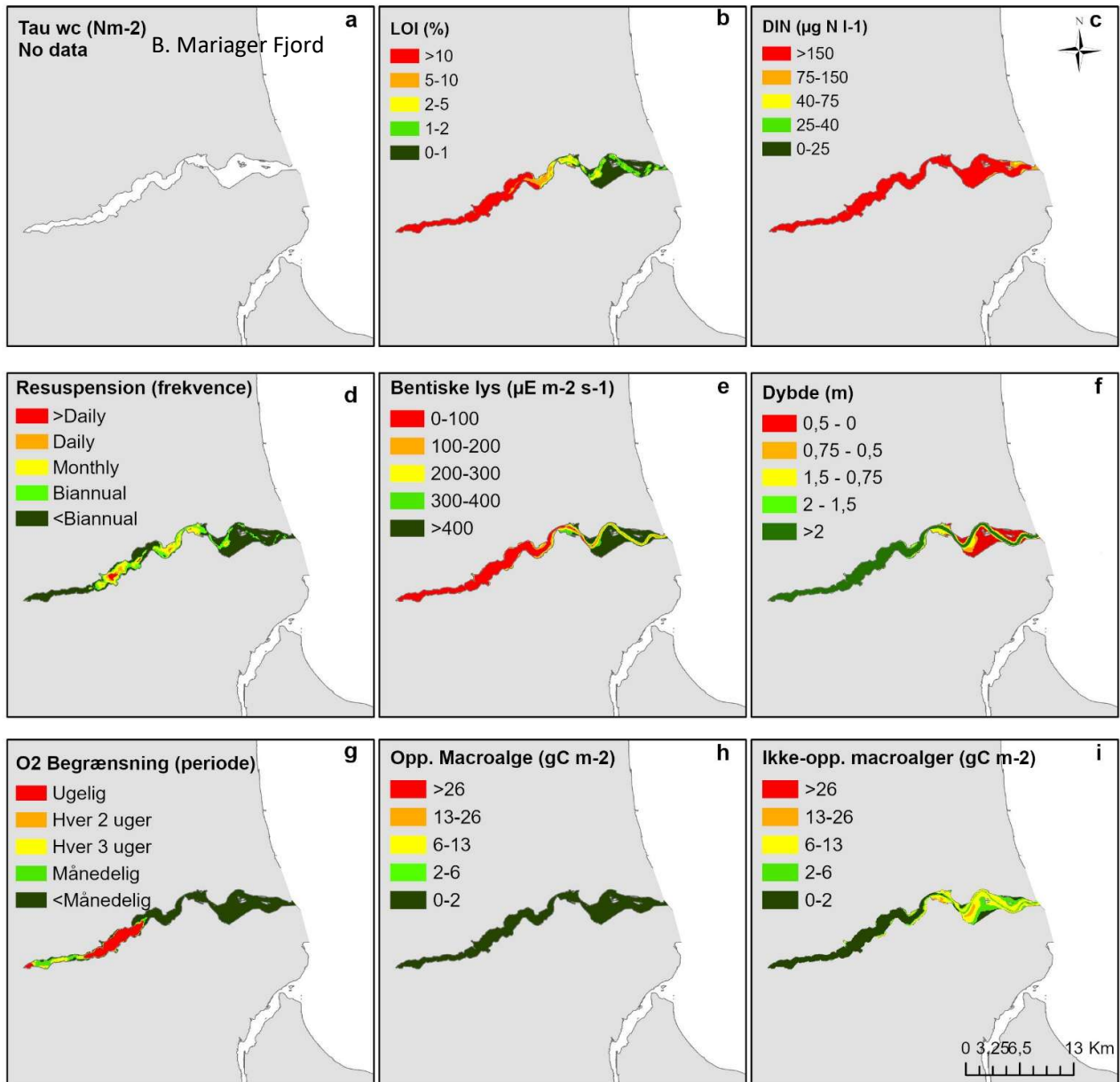
Sousa, A., Valdemarsen, T., Lillebø, A.I., Jørgensen L., Flindt, M.R. 2017 A new marine measure enhancing *Zostera marina* seed germination and seedling survival. Ecological engineering 104, 131:140.

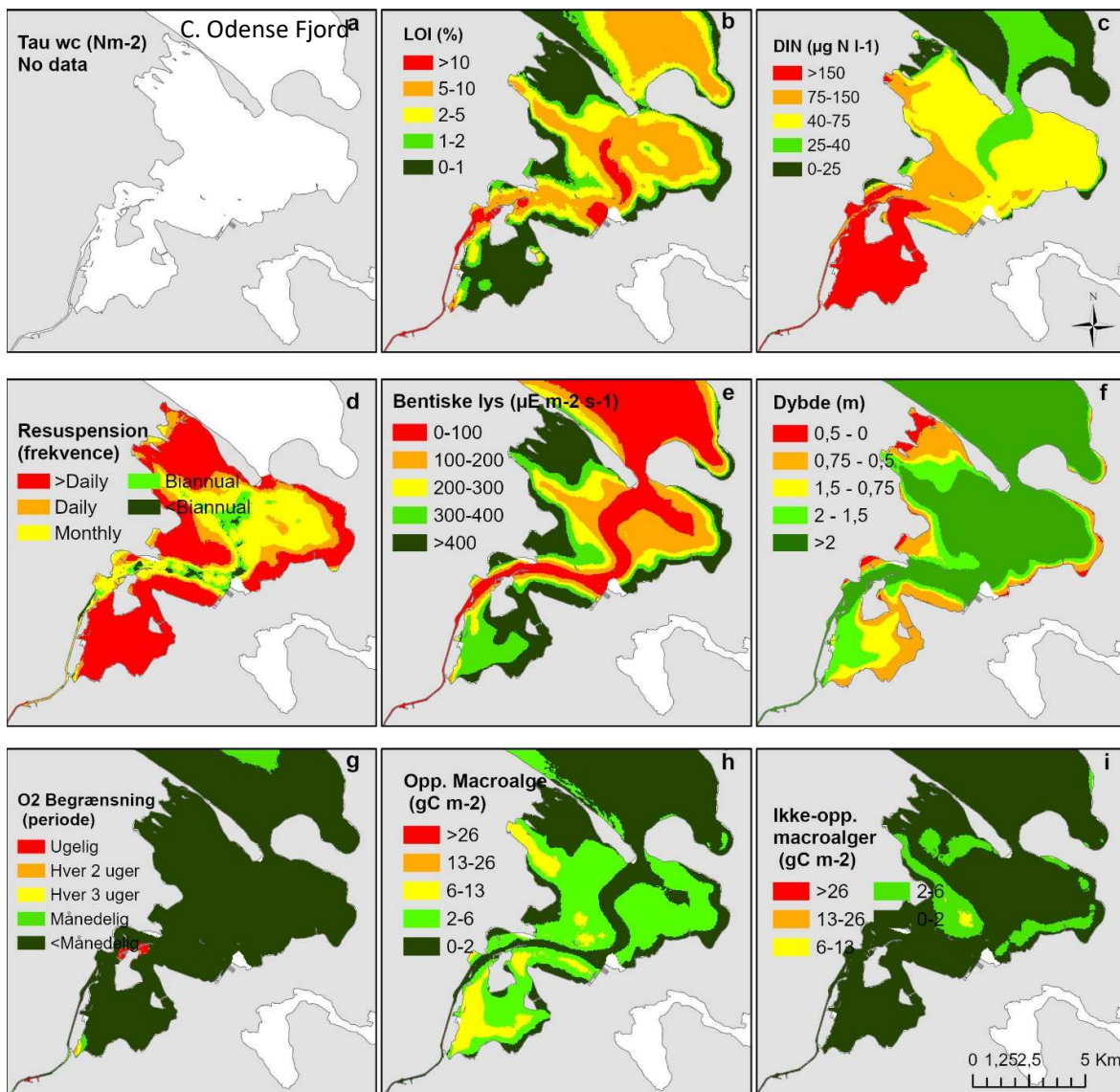
Valdemarsen, T. B., Wendelboe, K., Egelund, J. T., Kristensen, E. & Flindt, M., 2011, Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 410, p. 45-52.

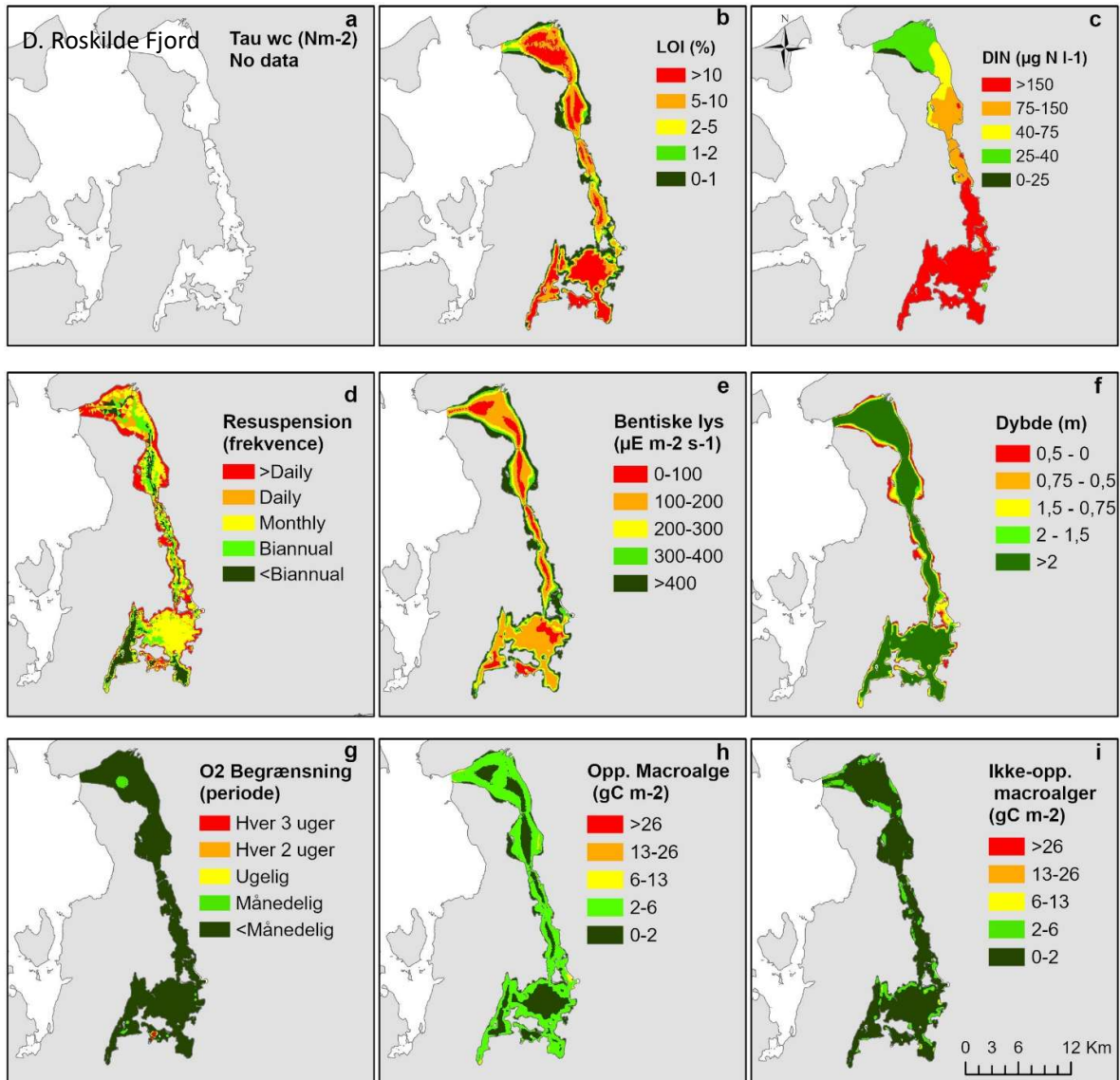
Valdemarsen, T., Canal-Vergés, P., Kristensen, E., Holmer, M., Kristiansen, M.D., Flindt, M.R., 2010. Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine ecology. Progress series (Halstenbek)*418, 119-130.

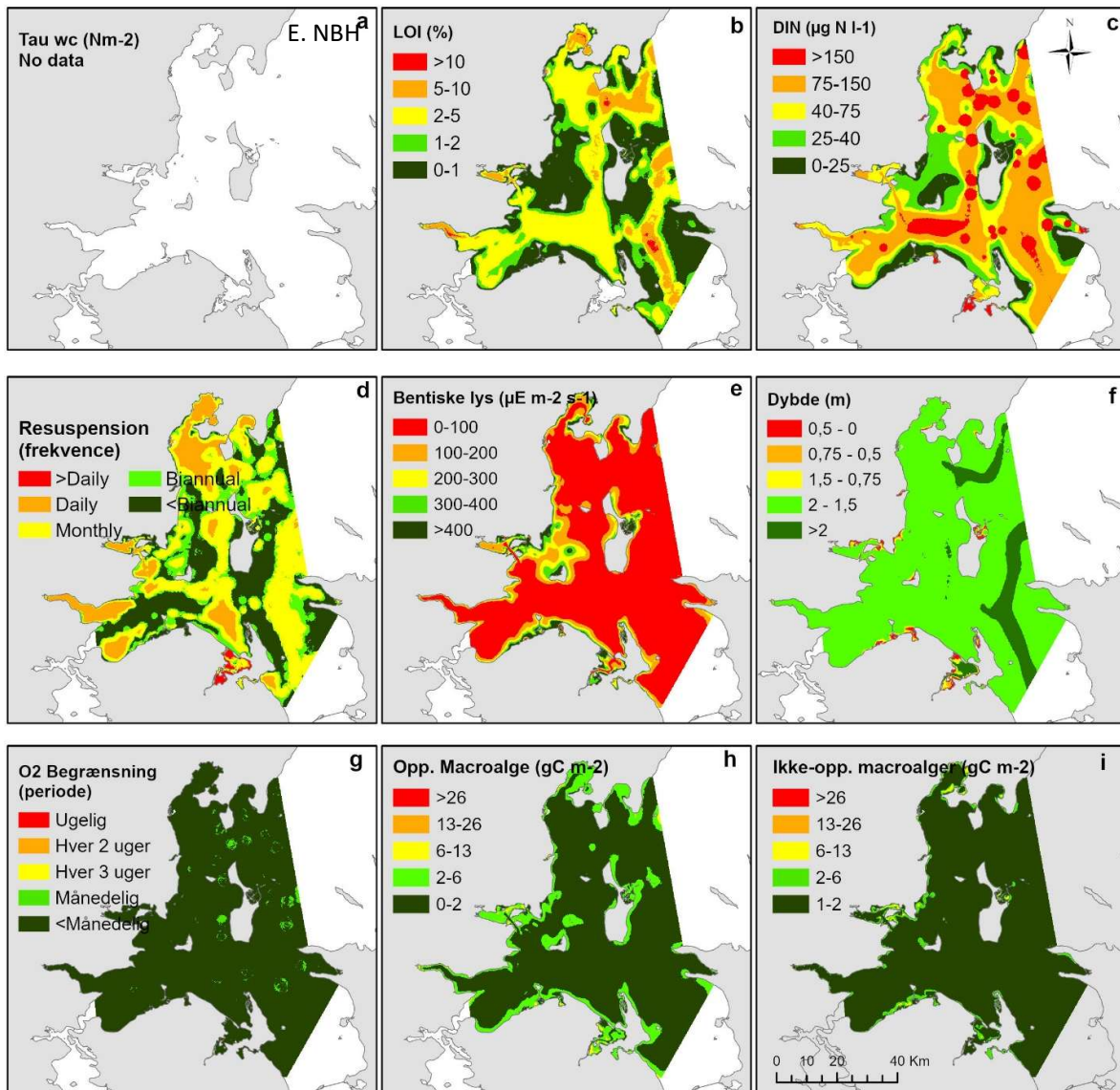
Bilag 1

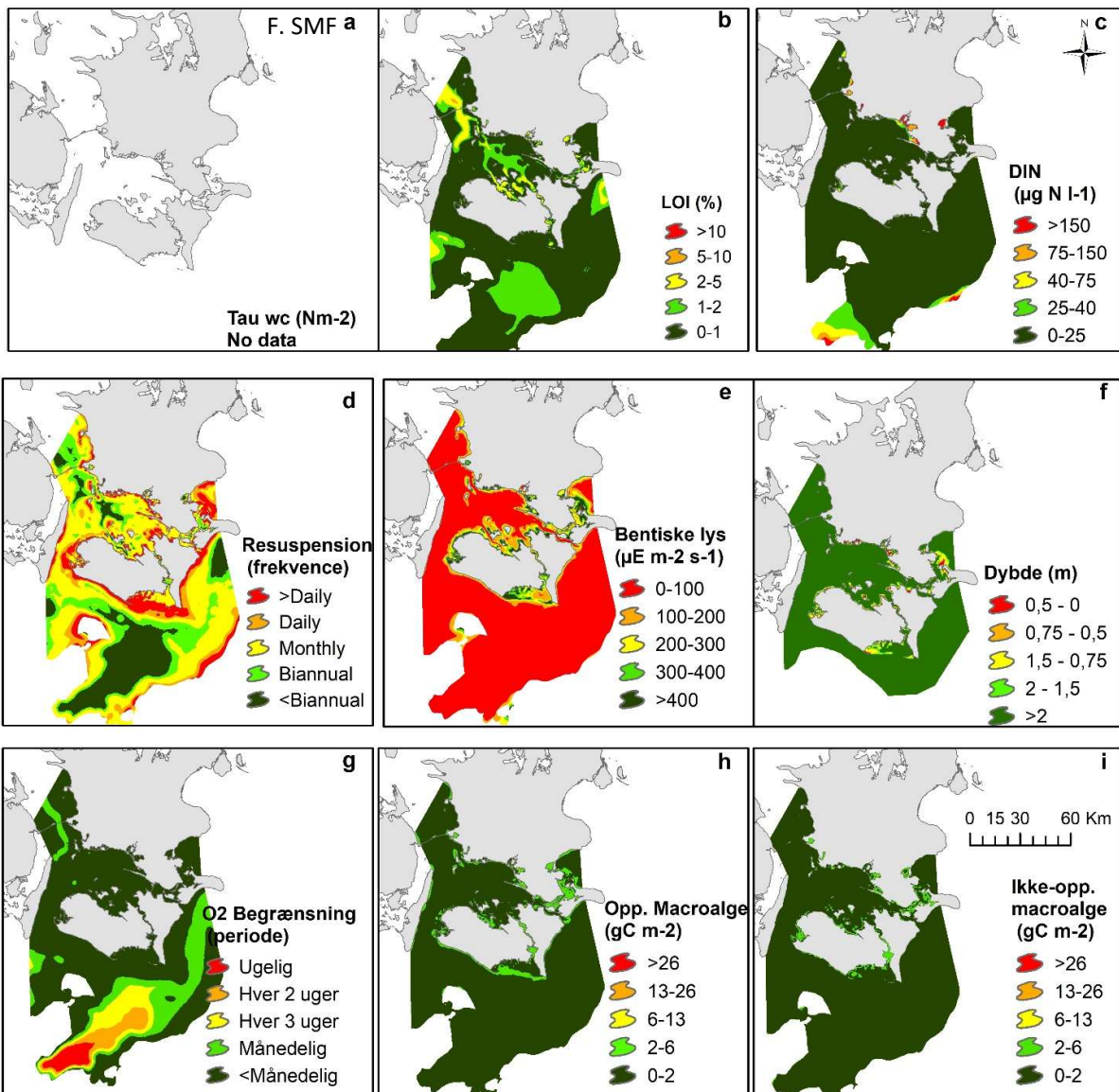


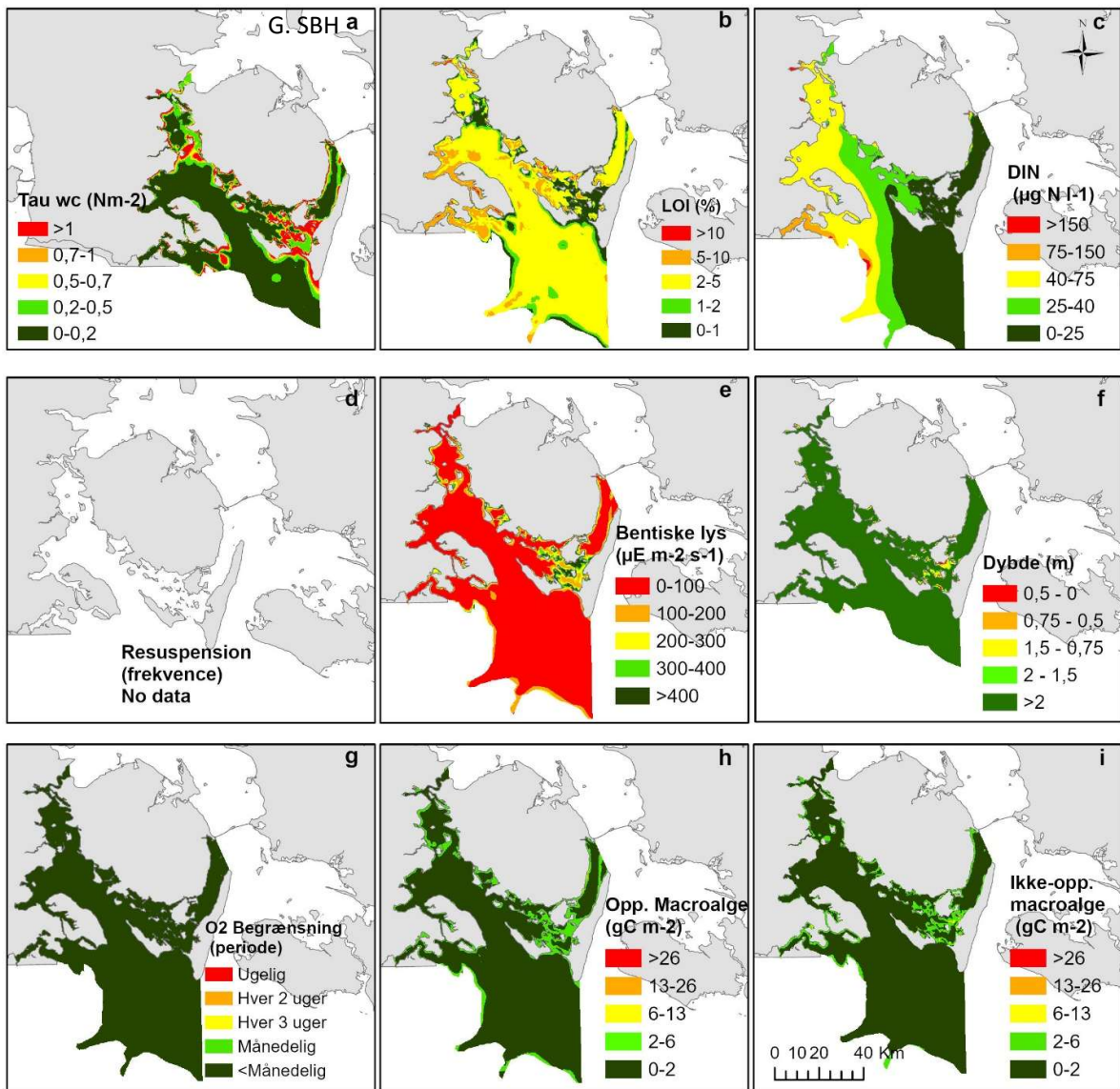


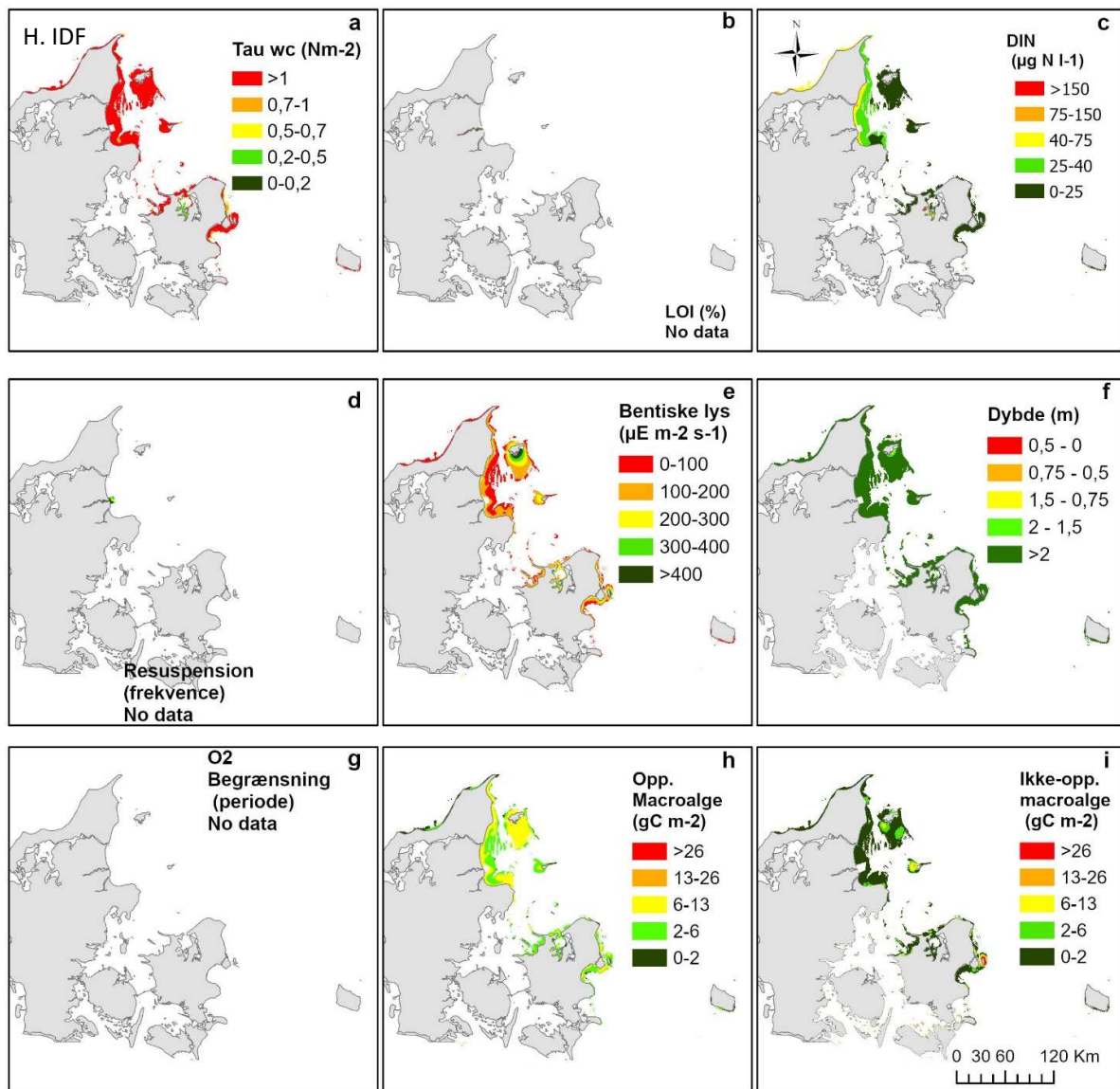












Figur B1.1: Re-parametriserede ålegræs presfaktorer i alle modeller A. Limfjorden, B. Mariager Fjord, C. Odense Fjord, D. Roskilde Fjord, E. Nordlige Bælthav (NBH), F. Smålandsfarvandet (SMF), G. Sydlige Bælthav (SBH), H. Østersøen, Kattegat, og Skagerrak (IDF). Stormhastighed (a), bundforhold (b), DIN (c), resuspension (d), benthiske lys (e), dybde (f), iltforhold (g), Opportunistiske makroalge (h) og ikke opportunistiske makroalge (i). Data er genereret ud fra DHI's Vandplanssimuleringer.

Bilag 2

Table B2: VP3 model parameter brugte i ålegræs GIS værktøj

VP3 Model parameter	GIS data grundlag
Årlig Maximal bølgebetæthed	T _{wc}
Sediment organisk indhold (LOI) i den top model lag	LOI
Gennemsnit DIN koncentration i væksts sæson	DIN
Resuspensioner antal i vækstsæsonen	Resuspension
Vækstsæsonen gennemsnit daglig bundnær lysintensitet	Bentiske lys
Model grid dybde	Dybde
Årlig akkumuleret dagen med O ₂ koncentration <4 mg/l	O ₂ begrænsning
Vækstsæson maksimal opportunistiske makroalge biomasse	Opp. Macroalger
Vækstsæson maksimal Flerårige makroalge biomasse	Ikke-opp. Macroalge

*Vækstsæson, var defineret fra 1 Mars til og med 1 Oktober.

Bilag 3

Tabel B3: Areal for områder egnet til ålegræstransplantering for hver vandområde.

Vandområde nr.	Vandområde Navn	Vandområde Areal [ha]	Biologisk potentielt transplanteringsegnet areal [ha] (Kat. opt. og god)
1	Roskilde Fjord, ydre	6779	1796
2	Roskilde Fjord, indre	4926	618
6	Nordlige Øresund	33858	7087
16	Korsør Nor	739	568
17	Basnæs Nor	899	247
18	Holsteinborg Nor	621	127
24	Isefjord, ydre	21554	5676
25	Skælskør Fjord og Nor	497	109
28	Sejerø Bugt	77763	4238
29	Kalundborg Fjord	7180	1
34	Smålandsfarvandet, syd	23308	12354
35	Karrebæk Fjord	1496	48
36	Dybsø Fjord	1618	495
37	Avnø Fjord	3852	1723
38	Guldborgsund	4856	2355
44	Hjelm Bugt	32521	2458
45	Grønsund	9486	3612
46	Fakse Bugt	52048	8313
47	Præstø Fjord	2079	604
48	Stege Bugt	12467	9395
49	Stege Nor	489	471
56	Østersøen, Bornholm	20289	2838
57	Østersøen, Christiansø	1830	23
59	Nærå Strand	459	NA
62	Lillestrand	576	142
68	Lindelse Nor	650	407
72	Kløven	953	524
74	Bredningen	25	NA
80	Gamborg Fjord	972	349
83	Holckenhavn Fjord	55	NA
84	Kerteminde Fjord	322	128
85	Kertinge Nor	506	85
86	Nyborg Fjord	754	124
87	Helnæs Bugt	6297	2288
89	Lunkebugten	1005	510
90	Langelandssund	21550	2322

92	Odense Fjord, ydre	4309	449
93	Odense Fjord, Seden Strand	1466	1
95	Storebælt, SV	15688	126
96	Storebælt, NV	11148	1545
101	Genner Bugt	477	12
102	Åbenrå Fjord	3092	56
103	Als Fjord	3312	190
104	Als Sund	530	32
105	Augustenborg Fjord	1425	549
106	Haderslev Fjord	497	60
107	Juvre Dyb	12013	NA
108	Avnø Vig	35	0
109	Hejlsminde Nor	183	2
110	Nybøl Nor	750	359
111	Lister Dyb	19263	NA
113	Flensborg Fjord, indre	1258	20
114	Flensborg Fjord, ydre	14228	714
119	Vesterhavet, syd	61999	NA
120	Knudedyb	14924	NA
121	Grådyb	11666	NA
122	Vejle Fjord, ydre	8693	803
123	Vejle Fjord, indre	1541	80
124	Kolding Fjord, indre	464	NA
125	Kolding Fjord, ydre	960	130
127	Horsens Fjord, ydre	3086	2084
128	Horsens Fjord, indre	4326	1120
129	Nissum Fjord, ydre	3094	NA
130	Nissum Fjord, mellem	1880	NA
131	Nissum Fjord, Felsted Kog	989	NA
132	Ringkøbing Fjord	26460	NA
133	Vesterhavet, nord	20790	NA
136	Randers Fjord, indre	676	NA
137	Randers Fjord, ydre	1730	NA
138	Hevring Bugt	43626	2359
139	Anholt	20305	9189
140	Djursland Øst	16738	356
141	Ebeltoft Vig	8004	2065
142	Stavns Fjord	1529	692
144	Knebel Vig	706	331
145	Kalø Vig	7366	2510
146	Norsminde Fjord	176	NA
147	Århus Bugt og Begtrup Vig	21888	1821
154	Kattegat, Læsø	58252	27775

157	Bjørnholms Bugt, Riisgårde Bredning, Skive Fjord og Lovns Bredning	21108		70
158	Hjarbæk Fjord	2329	NA	
159	Mariager Fjord, indre	1684	NA	
160	Mariager Fjord, ydre	2664		352
165	Isefjord, indre	8154		3137
200	Kattegat, Nordsjælland	68379		3903
201	Køge Bugt	53114		5124
204	Jammerland Bugt og Musholm Bugt	27524		2195
206	Smålandsfarvandet, åbne del	114916		10386
207	Nakskov Fjord	4769		3640
208	Femerbælt	19035		5863
209	Rødsand og Bredningen	22841		16700
212	Faaborg Fjord	1005		379
214	Det sydfynske Øhav	41284		16243
216	Lillebælt, syd	108392		1096
217	Lillebælt, Bredningen	27210		2277
219	Århus Bugt syd, Samsø og Nordlige Bælthav	173597		21228
221	Skagerrak	95150	NA	
222	Kattegat, Aalborg Bugt	99938		31
224	Nordlige Lillebælt	26020		3617
225	Nordlige Kattegat, Ålbæk Bugt	43681		1557
231	Lillebælt, Snævringen	5655		104
232	Nissum Bredning	22577		2337
233	Kås Bredning og Venø Bugt	28158		1140
234	Løgstør Bredning	38660		169
235	Nibe Bredning og Langerak	15792		6
236	Thisted Bredning	14373		26
238	Halkær Bredning	1284	NA	
108	Alle	1928706,75		229418,75