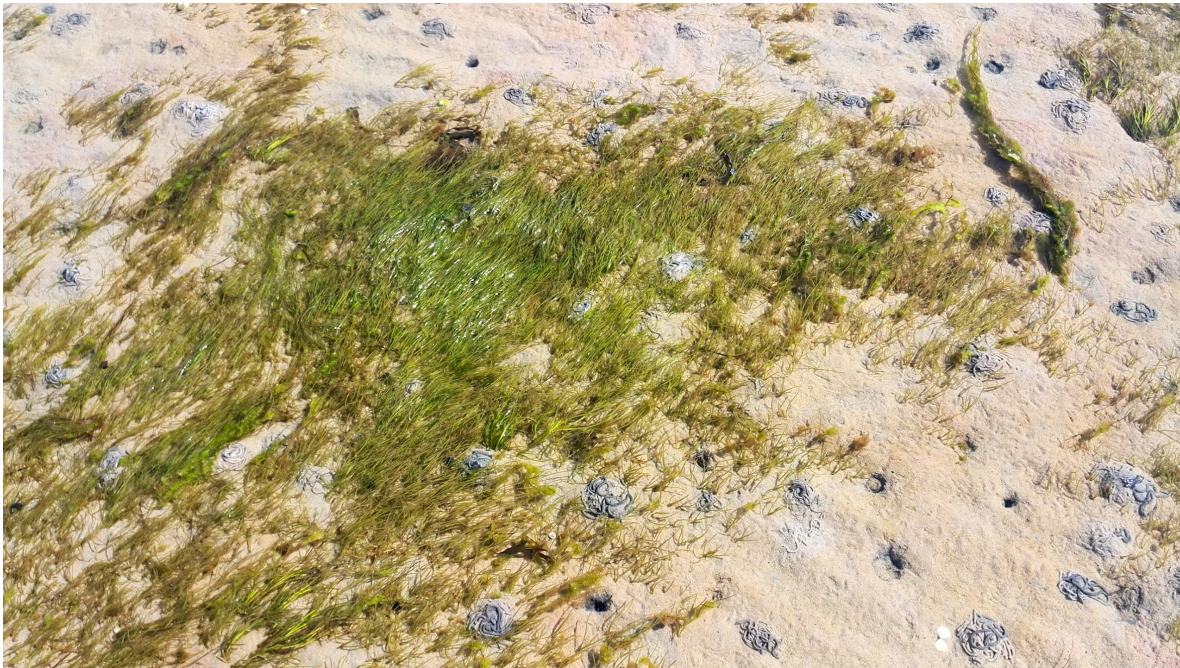


Update habitatkaart littoraal zeegras voor de Nederlandse Waddenzee

Een aanscherping van de trilaterale zeegras habitatkaart voor de Nederlandse Waddenzee op basis van een analyse van de effecten van golfwerking, sediment en wadpieren op zeegras



1 november 2019

Eelke Folmer

Rijkswaterstaat is opdrachtgever van dit onderzoek. Rijkswaterstaat heeft als natuurbeheerder van de Waddenzee het onderzoek laten uitvoeren om invulling te geven aan de beleidsambities voor zeegras. De groei en ontwikkeling van zeegrasvelden is een belangrijke doelstelling vanuit de Kader Richtlijn Water (KRW) en Natura 2000.



Rijkswaterstaat
Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat

Samenvatting

De beleidsambities voor zeegras in de Nederlandse Waddenzee worden niet behaald en de oorzaken achter het gebrek aan herstel zijn onvoldoende duidelijk. Verschillende zeegraskansenkaarten suggereren dat er in de littorale Waddenzee aanzienlijke oppervlakten geschikt habitat zijn. Echter, deze plekken blijven tot dusver grotendeels onbegroeid. Ook de zaai-inspanningen die de afgelopen jaren op verschillende plekken in de Waddenzee hebben plaatsgevonden, hebben niet geleid tot nieuwe, blijvende en robuuste zeegrasvelden. Een mogelijke verklaring voor de discrepantie tussen de zeegraskansenkaarten en de ontwikkeling van zeegras, is dat de kansenkaarten onvoldoende nauwkeurig zijn. Het doel van dit rapport is om de trilaterale kansenkaart van Folmer *et al.* (2016) aan te scherpen.

De trilaterale kansenkaart is ontwikkeld aan de hand van *machine learning* regressie met zeegrasverspreidingen in de Duitse Waddenzee en een beperkt aantal geomorfologische predictor variabelen die voor de gehele internationale Waddenzee beschikbaar waren. Hoewel de regressiemodellen de verspreidingen in de Duitse Waddenzee goed konden verklaren, bleef er een discrepantie bestaan tussen de kansenkaart en de zeegrasverspreiding in de Nederlandse Waddenzee. Aan de hand van literatuuronderzoek en data-analyse, wordt beschreven hoe golfwerking, slibgehalte van de wadbodem en wadpierdichtheid zeegras kunnen beïnvloeden en worden er bivariate relaties tussen geschiktheid en predictoren opgesteld. Deze relaties worden gebruikt om de kansenkaart stapsgewijs te verfijnen.

De analyses leveren een scherper beeld van de geschiktheid van de Nederlandse Waddenzee voor littoraal zeegras. In de ongecorrigeerde kaart was ongeveer 13% van het littorale oppervlak geschikt, terwijl dit na correctie minder dan 7% was. Golfwerking was de belangrijkste limiterende factor en grote delen van met name de westelijke Waddenzee zijn te dynamisch voor zeegras. De groei en overleving van zeegras wordt verder beperkt door te hoge slibgehaltenes. Omdat de concentraties organisch materiaal en slib gecorreleerd zijn, fungeert het slibgehalte ook als een proxy voor de concentratie organisch materiaal. In enkele kleine gebieden langs de Friese vastelandskust, ten zuiden van Ameland, onder Schiermonnikoog en in de Eems-Dollard is het slibgehalte beperkend hoog. Wadpieren en zeegras komen beide voor op hooggelegen wadplaten. Wanneer wadpieren in hoge dichtheid voorkomen, kunnen ze de groei en overleving van zeegras beperken. Op de Waardgronden onder Vlieland, op de vlakte van Kerken ten oosten van Texel en ten zuiden van Rottumerplaat zijn de wadpierdichtheden zodanig hoog dat de geschiktheid van het habitat sterk afneemt.

Voor macroalgen en de benthosgemeenschap is er gezocht naar associaties met zeegras. De inschatting van de ruimtelijke verspreiding van macroalgen geeft een onsystematisch beeld, waardoor het geen robuuste basis biedt om de zeegraskansenkaart aan te scherpen. De macrozoöbenthosgemeenschappen binnen en buiten zeegrasvelden zijn gekarakteriseerd aan de hand van principale component analyse. Hieruit blijkt dat zeegras voorkomt met wadslakjes, slijkgarnalen, oligochaeten, zeeduizendpoten, nonnetjes en rode draadwormen en juist niet met wapenwormen, bulldozerkreeftjes, groengele wadwormen, slangpieren en schelpkokerwormen.

Hoewel de simpele, lineaire bivariate relaties helpen om de kansenkaart aan te scherpen, dient te worden opgemerkt dat dit verregaande versimpelingen betreffen van een complexe, organische en stochastische werkelijkheid en dat behoedzaamheid nodig is. Er worden verschillende suggesties voor verder onderzoek gedaan om de robuustheid van de relaties te toetsen en aan te scherpen. Met name onderzoek in de Duitse Waddenzee, naar de relaties tussen zeegras enerzijds en golfwerking, de concentraties slib en organisch materiaal en macrozoöbenthosgemeenschap anderzijds, zal helpen om beter te begrijpen hoe deze factoren zeegras beïnvloeden.

Inhoudsopgave

1	Introductie	4
1.1	Achtergrond	4
1.2	Motivatie en factoren	5
2	Methode	7
2.1	Redenering en data	7
2.1.1	Zeegras	7
2.1.2	Golfwerking	8
2.1.3	Droogvalduur, bodemschuifspanning en saliniteit	9
2.1.4	Sediment	9
2.1.5	Macroalgen	11
2.1.6	Wadpier (<i>Arenicola marina</i>)	11
2.1.7	Macroözobenthosgemeenschap	12
2.2	Statistiek en modellering	13
2.2.1	PCA abiotiek en benthos	13
2.2.2	Verfijning kansenskaart	13
2.2.3	Boyce Index en klassengrenzen	14
3	Resultaten	16
3.1	Zeegras	16
3.2	Golfwerking	20
3.3	Relatie tussen golfwerking, droogvalduur, bodemschuifspanning en saliniteit	22
3.4	Sediment	26
3.5	Wadpier (<i>Arenicola marina</i>)	28
3.6	Macrozoobenthosgemeenschap	30
3.7	Macroalgen	31
3.8	Boyce Index en klassengrenzen	32
4	Kansenskaarten	33
4.1	Golfwerking	33
4.2	Sediment	36
4.3	Wadpieren	36
4.4	Totaal	41
5	Discussie en conclusie	44
	Referenties	48

1 Introductie

1.1 Achtergrond

Rijkswaterstaat heeft als belangrijke beheerder van het Nederlandse Waddengebied de ambitie en verantwoordelijkheid om de kwaliteit van het ecosysteem te verbeteren. Eén van de indicatoren van een goede kwaliteit is de aanwezigheid van littorale en sublittorale zeegrasvelden. Zeegrassen zijn o.a. van belang voor mariene ecosystemen, doordat ze beschutting en habitat bieden aan benthos, vissen en zoogdieren. De beleidsambities die voor zeegras vanuit de KRW en Natura 2000 zijn omschreven worden niet behaald. Voor het Waddengebied geldt als beleidsuitgangspunt *an ecosystem based approach of the management of human activities*, zoals deze is uitgewerkt in diverse visie- en beleidsdocumenten (o.a. Wadden Sea Plan 2010, PKB-Waddenzee / Structuur Visie, UNESCO Werelderfgoed, en de Duurzame Ontwikkelingsdoelstellingen van de VN). Kern hiervan is dat primair geen ingrepen in het ecosysteem zelf worden gedaan, maar dat ingezet wordt op beheer van de menselijke activiteiten die natuurlijke processen en herstel (in dit geval van zeegras) in de weg staan. Hierbij geldt passief beheer als uitgangspunt wat gericht is op het behouden en creëren van de juiste randvoorwaarden, zodat de natuurlijke processen in de Waddenzee ongestoord kunnen plaatsvinden.

Kennis over de factoren die vestiging, groei en overleving van zeegras beïnvloeden bieden inzicht in de geschiktheid van het habitat en is nodig voor effectief beheer. Uit verschillende modelstudies en kanskaarten op basis van hydrodynamiek en morfologie lijken in de Nederlandse Waddenzee de omstandigheden op meerdere locaties geschikt te zijn voor littoraal zeegras (Philippart *et al.*, 1992; de Jong *et al.*, 2005; Folmer *et al.*, 2016). Sinds de jaren 90 wordt geprobeerd om zeegrasvelden in de Nederlandse Waddenzee te herstellen door aanplanting en het uitzaaien van zaad. Van Katwijk *et al.* (2009) geven een overzicht van aanplantwerkzaamheden en resultaten tussen 1991 en 2006 in de Nederlandse Waddenzee. In Katwijk *et al.* (2016) wordt een overzicht van wereldwijde zeegrasrestauratieprojecten (inclusief een dataset met resultaten van 200 aanplantingen in de Waddenzee t/m 2006) gegeven en worden aan de hand van een meta-analyse succesfactoren geïdentificeerd. De restauratieprojecten die in de periode 2011-2015 in de Nederlandse Waddenzee hebben plaatsgevonden, worden beschreven in van Duren & Van Katwijk (2015). De afgelopen jaren heeft een aantal partijen zich ingezet om de terugkeer van zeegras te bevorderen, door o.a. op verschillende plekken in de Waddenzee zaai-experimenten met groot zeegras uit te voeren. Tot dusver hebben deze inspanningen niet geleid tot blijvende zeegrasvelden. Wel komt er sinds enkele jaren op nieuwe littorale plekken bij Griend en onder de Rottums zeegras voor. Bij Griend betreft het klein zeegras (*Zostera noltii*) en onder de Rottums komen zowel klein als groot zeegras (*Zostera marina*) voor. Deze nieuwe „velden” zijn sinds het ontstaan in oppervlak gegroeid, maar de bedekking is tot dusver meestal beperkt gebleven tot 0-1%.

In opdracht van Rijkswaterstaat en Programma naar een Rijke Waddenzee is in 2016 een evaluatie uitgevoerd van de zeegras herstelprojecten tot nu toe (Korporaal *et al.*, 2016). Bij deze evaluatie is geconcludeerd dat zowel de potentiële groeimogelijkheden als de oorzaken achter het gebrek aan herstel en overleving nog onvoldoende duidelijk zijn. Met betrekking tot het littorale zeegras worden verschillende oorzaken en kennisleemtes geïdentificeerd. Onder andere worden genoemd de beperkte zaadtoevoer door het gebrek aan nabijgelegen zeegrasvelden, het ontbreken van zelfversterkende effecten van zeegras op zeegras (zelf-facilitatie), verminderde overleving van zaad door phytophthora besmetting, mogelijke onnauwkeurigheid in de zeegraskanskaarten, negatief effect van te hoge nutriënten concentraties en bodemverstoring. Dit rapport richt zich op een verbeterde onderbouwing van de kansrijkheid van zeegrasherstel, door de huidige trilaterale kanskaart (Folmer *et al.*, 2016)

aan te scherpen voor de Nederlandse Waddenzee¹.

1.2 Motivatie en factoren

De trilaterale kanskaart van Folmer *et al.* (2016) is gestoeld op predictor variabelen die beschikbaar waren voor de gehele internationale Waddenzee. Voor de Nederlandse Waddenzee zijn er meer bruikbare predictoren beschikbaar. Alvorens de keuze voor de hier gebruikte factoren te motiveren wordt beschreven welke factoren en methodes er bij de kanskaarten van Philippart *et al.* (1992) en de Jong *et al.* (2005) zijn gebruikt.

De kanskaart van Philippart *et al.* (1992) is gebaseerd op een logistische regressie met de aanwezigheid/afwezigheid van zeegras als response variabele en de categorische variabelen droogvalduur, sediment type, sediment stabiliteit en regio als predictoren. Hiervoor zijn gegevens van de trilaterale habitatkaart van Dijkema gebruikt (1991). De studie van Philippart *et al.* (1992) liet zien dat alle predictoren een significant effect hadden op het voorkomen van zeegras. De aanwezigheid van zowel *Z. marina* als *Z. noltii* was het hoogste in de sediment type klasse *mud*. Het voorkomen van *Z. marina* en *Z. noltii* was het hoogste op de plekken waar de sediment stabiliteit (een proxy voor de mate van dynamiek) hoog was. Omdat *Z. marina* en *Z. noltii* voor een groot deel op dezelfde plaatsen voorkomen, overlappen de resultaten van de regressie analyses in sterke mate.

De Jong *et al.* (2005) hebben de kanskaart voor de Nederlandse Waddenzee opgesteld op basis van een combinatie van literatuurstudie (ecoprofielen), expert judgement en data-analyse; aan de hand hiervan zijn zgn. HSI-relaties („Habitat Suitability Index”) opgesteld. Met de hydrodynamische modellen en het ecologische model ECOWASP (Van Katwijk & Brinkman, 2004) zijn de volgende parameters gesimuleerd: droogvalduur, stroomsnelheid, golfwerking (orbitaalsnelheid), zoutgehalte en ammoniumflux uit de bodem. De uiteindelijke geschiktheid per locatie werd bepaald door de meest limiterende factor. Op basis van de gekozen HSI-relaties en data komen ze op 179 ha zeer geschikt (kans klasse 80-100%) en 1747 ha geschikt (50-80%) habitat voor zeegras.

De trilaterale kanskaart (Folmer *et al.*, 2016) is gebaseerd op een regressie analyse (met verschillende Machine Learning algoritmen) van hydrodynamische data en zeegrasvoorkomen in de Duitse Waddenzee. In de Duitse Waddenzee is het zeegras sinds de jaren 90 sterk toegenomen en in de laatste jaren lijkt een maximum te zijn bereikt (Dolch *et al.*, 2017). Verder liggen de zeegrasvelden jaar na jaar op dezelfde beschutte plekken en is de ruimtelijke veranderlijkheid minimaal (Dolch *et al.*, 2013). Deze verzadiging en ruimtelijke onveranderlijkheid komt waarschijnlijk doordat het geschikte habitat grotendeels bezet is geraakt. In een dergelijke situatie geven de relaties tussen predictoren en response variabelen een sterk signaal op basis waarvan betrouwbare voorspellingen kunnen worden gedaan. Wanneer er veel geschikt habitat onbegroeid is dan is een dergelijke regressie methode niet goed mogelijk. Uitgaande van de veronderstelling dat er in de Nederlandse Waddenzee aanzienlijke oppervlakten geschikt, maar onbegroeid zeegras habitat voorkomen, is een aanscherping op basis van een regressieanalyse met alleen Nederlandse Waddenzee data niet passend.

In dit rapport wordt voor de Nederlandse Waddenzee de trilaterale kanskaart stapsgewijs aangescherpt door verschillende factoren die effect kunnen hebben op zeegras te analyseren. Op basis van data-analyse en literatuuronderzoek wordt beschreven hoe golfwerking, slibgehalte van het sediment en wadpieren het voorkomen van zeegras kunnen beïnvloeden. Op basis daarvan worden empirische

¹ In de tweede fase van het huidige project worden door het NIOZ de effecten van bodemverstoring en nutriënten concentraties onderzocht.

relaties en grenswaarden bepaald, waarbinnen zeegras kan voorkomen die gebruikt worden om de kanskaart aan te scherpen. Deze variabelen zijn gekozen, omdat ze niet zijn gebruikt bij de ontwikkeling van de trilaterale kanskaart, terwijl ze wel effect kunnen hebben op zeegras. In de trilaterale kanskaart is geen rekening gehouden met golfwerking, omdat er geen gegevens over golfwerking beschikbaar waren (en nog steeds niet zijn) voor de gehele Waddenzee. Sinds de ontwikkeling van de trilaterale kanskaart zijn er door Jasper Donker (Universiteit Utrecht) SWAN simulaties uitgevoerd die goed inzicht bieden in de golfwerking in de Nederlandse Waddenzee (Donker, 2015). Het slibgehalte van het sediment is wel gebruikt bij de ontwikkeling van de trilaterale kanskaart, maar de ruimtelijke en temporele resolutie en nauwkeurigheid van deze dataset was beperkt. Binnen het SIBES programma wordt jaarlijks op hoge dichtheid sediment gemonsterd wat nieuwe mogelijkheden biedt om nauwkeuriger te kijken naar de relatie met zeegras. De wadpier (*Arenicola marina*) wordt uitgelicht, omdat het bekend is dat deze soort het voorkomen van zeegras kan beïnvloeden en omdat het SIBES programma van het NIOZ een vlakdekkend beeld van deze soort biedt (voor inzicht in het SIBES programma wordt verwezen naar Bijleveld *et al.*, 2012; Compton *et al.*, 2013; Folmer *et al.*, 2017). In een exploratieve multivariate analyse wordt de macrozoöbenthosgemeenschap binnen en buiten zeegrasvelden gekarakteriseerd. Deze analyse levert geen strikte empirische relaties op, waarmee de zeegraskanskaart aangescherpt kan worden, maar geeft wel inzicht in de associaties tussen zeegras en benthos op basis waarvan verder onderzoek kan worden gedaan naar mogelijke causale interacties.

2 Methode

In sectie 2.1 wordt de redenering achter de verfijning van de kanskaart gegeven en worden de gebruikte datasets beschreven. Omdat de mate van zekerheid rondom de relaties tussen zeegras en de predictoren variëren, dienen de individuele verfijningen kritisch en voorzichtig geïnterpreteerd te worden. Hoewel de verfijningen hier per factor worden beschouwd is het van belang om te weten dat verschillende abiotische factoren interacteren en gezamenlijk het voorkomen van zeegras beïnvloeden. Om die reden worden in sectie 2.1.3 de relaties tussen de nieuwe abiotische factoren en de factoren van de trilaterale kanskaart beschouwd. In sectie 2.2 worden de multivariate statistiek en de methode van aanscherping beschreven. De bivariate relaties waarmee de kanskaart wordt aangescherpt, worden gebaseerd op een combinatie van literatuuronderzoek en data-analyse; deze worden in de resultaten sectie uitgewerkt.

2.1 Redenering en data

2.1.1 Zeegras

Sinds 1991 wordt in de Waddenzee in het kader van MWTL door Rijkswaterstaat het zeegras in kaart gebracht. Tot 2011 werden jaarlijks de locaties waar zeegras vaak voorkomt, gemonitord. Deze zogenaamde kerngebieden zijn de Hond/Paap in de Eems Dollard, het Terschellinger wad nabij Hoorn en Oosterend en twee locaties langs de Groninger kust. In 2011 is een nieuwe karteercyclus vastgesteld waarbij alle potentiële zeegrasgebieden eens in de drie jaar gekarteerd worden. Binnen de nieuwe cyclus is er in 2011, 2014 en 2017 gemonitord. Alle kerngebieden waar zeegras aaneengesloten over een groter gebied met hoge bedekking voorkomt, worden intensief gemonitord. Het overige potentieel geschikte areaal wordt systematisch via vastgestelde raaien gemonitord. Bij de monitoring wordt per 20×20 m gridcel voor iedere soort het bedekkingspercentage bepaald. Er wordt gebruik gemaakt van drie bedekkingsklassen: $[0 - 5\%]$, $(5 - 20\%]$, $(20 - 100\%]$. Voor verdere details over de monitoring verwijzen we naar de documentatie van Rijkswaterstaat (2019). Eventuele nieuwe locaties die worden aangemeld via het Meldpunt zeegras worden verkend en waar van toepassing toegevoegd aan het MWTL Zeegrasmeetnet¹.

Verder zijn er gebieden die niet binnen het reguliere monitoringprogramma worden gekarteerd, maar op projectbasis worden gedaan. Voor het Evaluatieonderzoek schelpdiervisserij zijn in 2000 en 2001 de zuidkust van Ameland en de delen van de zuidkust van Terschelling, die buiten de reguliere karteringen vallen, geïnventariseerd. In 2011 is er een zaaioproef met *Z. marina* gestart in samenwerking met Rijkswaterstaat, Waddenvereniging, Deltares, RU Nijmegen en The Fieldwork Company (van Duren & Van Katwijk, 2015); de ontwikkeling van zeegras op de uitzaailokaties is gevolgd. Verder hebben er in 2012 tm 2015 zaai-experimenten plaatsgevonden op het Balgzand, onder Schiermonnikoog en op het Uithuizerwad; ook deze plekken worden op projectbasis gemonitord².

Op de locatie Eilanderbalg ten zuiden van Schiermonnikoog is in 2013, 2014 en 2015 groot zeegras aangetroffen. In 2016 heeft geen veldbezoek plaatsgevonden. In 2017 is het voor het eerst opgenomen

¹ In eerdere jaren is door Kees Dijkema langs de kwelderwerken en door Hootsman et al., Braster & Carrière en Polderman & den Hartog op Terschelling zeegras gemonitord. Omdat deze zeegrasverspreidingen overlappen met huidige verspreidingen, zijn deze in dit rapport niet opgenomen.

² Deze metingen zijn in eerste instantie niet opgenomen in de WMS server data. Sinds 2017 zijn deze locaties opgenomen in het MWTL meetnet (3 jarige cyclus) en worden de data opgenomen in het WMS server bestand.

in de meetnet rapportage (persoonlijke mededeling Jeroen Bergwerff). Verder hebben vogelwachters Bart Ebbinge en Martijn Bunschoek op verschillende plekken onder de Rottums en NIOZ onderzoekers nabij Griend zeegras aangetroffen. Deze gegevens zijn in het kader van dit project opgevraagd en opgenomen.

2.1.2 Golfwerking

Golfwerking beperkt de vestigingsmogelijkheden van zeegras op kale wadbodems en kan ook bestaande zeegrasvelden beschadigen en doen verdwijnen. Daarom komen zeegrasvelden alleen voor op relatief beschutte plekken (Fonseca & Bell, 1998; Koch, 2001; Schanz & Asmus, 2003; Reise & Kohlus, 2008; Uhrin & Turner, 2018). Omdat vestiging een eerste voorwaarde is voor de ontwikkeling van duurzame zeegrasvelden, wordt in dit rapport gefocust op de relatie tussen golfwerking¹ en vestiging van *Z. marina* en *Z. noltii*. Voor eenjarig *Z. marina*, dat in het voorjaar opgroeit uit zaad, zijn de condities in het voorjaar/zomer van belang voor kieming en groei en is de herfst/winter periode van belang voor de dispersie en retentie van zaden. *Z. noltii* ontwikkelt wortelstokken en kan zaad produceren (Zipperle *et al.*, 2009). Omdat het in de herfst/winter periode harder waait dan in de voorjaar/zomer periode, zijn er ook seizoensgebonden verschillen in golfwerking met verschillende effecten op de twee soorten. De hydrodynamische condities gedurende de herfst/winter periode zijn belangrijk voor dispersie, omdat zaden dan vanaf de opgroeiplek getransporteerd kunnen worden naar ander geschikt of ongeschikt habitat. Voldoende zaadproductie in combinatie met grote oppervlakten of clusters van geschikt habitat zijn van belang voor de instandhouding van robuuste metapopulaties (Kritzer & Sale, 2010; Kuusemäe *et al.*, 2018). De hydrodynamische condities gedurende het voorjaar en de zomer zijn van belang voor kieming en groei. Indien na de vestiging groei heeft plaatsgevonden en de planten wortels hebben ontwikkeld, zal in de herfst/winter de tolerantie voor hydrodynamiek toenemen. Voor klein zeegras neemt de tolerantie verder toe naarmate het zeegrasveld ouder en groter wordt en dichter bedekt raakt en het netwerk aan wortelstokken dichter wordt (Cabaço *et al.*, 2012).

Aan de hand van data-analyse en literatuuronderzoek worden kritische waarden voor golfwerking bepaald om de grenzen waarbinnen zeegras zich kan vestigen en overleven te modelleren. In deze studie wordt gekeken naar het effect van golfwerking op de geschiktheid van het habitat en niet naar dispersie van zaad. Omdat *Z. marina* en *Z. noltii* in de littorale Waddenzee op dezelfde plekken voorkomen, wordt er geen onderscheid gemaakt tussen de soorten. Om grenswaarden te bepalen, is in de literatuur gezocht naar metingen van orbitaalsnelheden binnen en buiten zeegrasvelden. Hierbij is er niet afgestemd op de specifieke verschillen tussen soorten, groeistadium en seizoen. Het zou ook niet logisch zijn om op basis van metingen en simulaties elders, te trachten om exacte grenzen voor de Waddenzee vast te stellen, gezien de variatie in ecologische context en van meet- en simulatie methodes. Verder is er aanzienlijke temporele variatie en stochasticiteit in golfwerking waardoor grenswaarden niet al te strikt geïnterpreteerd en gebruikt dienen te worden. Door stochasticiteit is ieder jaar anders, waardoor op plekken die meestal te ruig zijn soms toch mogelijkheden kunnen ontstaan voor vestiging („window of opportunity”). En andersom kan het voorkomen dat bepaalde plekken die meestal gunstig zijn soms verstoord worden door golfwerking. Deze temporele variatie is niet opgenomen in de hieronder beschreven dataset.

¹ Bodemschuifspanning door stroming is een predictor in de trilaterale kansenkaart. Gegevens over het gecombineerde effect van stroming en golfwerking zijn niet beschikbaar. Golfwerking wordt daarom apart, maar wel in de context van stroming, behandeld.

Donker (2015) heeft golfwerking in de Nederlandse Waddenzee gesimuleerd met behulp van het SWAN golfmodel. In SWAN worden golven door wind gegenereerd en vinden er interacties tussen golven plaats. Golven raken energie kwijt doordat ze breken. Verder zijn de processen *white capping* en bodemweerstand onderdeel van het model. Voor verdere informatie over SWAN wordt verwezen naar Donker (2015) en de referenties daarin. Donker (2015) heeft voor de gehele Waddenzee de golfwerking in termen van de RMS orbitaalsnelheid gesimuleerd voor 1480 scenario's. Er werden combinaties gemaakt van vijf windsnelheden (4, 8, 12, 16 en 20 m s^{-1} ; dit komt overeen met Beaufort 3-8), acht windrichtingen (N, NO, O, ZO, Z, ZW, W, NW) en 37 waterstanden (van -0.9 to 2.7 m met een stap van 0.1 m ten opzichte van gemiddelde waterstand). De simulaties werden vervolgens gerelateerd aan de frequenties waarin de scenario's voorkwamen, om zo een beeld van golfwerking voor de Nederlandse Waddenzee voor de periode 2006-2013 te verkrijgen¹. Donker heeft voor het huidige project het jaarlijkse gemiddelde, en de 50^e, 90^e en 95^e percentielen beschikbaar gesteld. In dit rapport wordt het gemiddelde van de jaarlijkse 95^e percentielen van de orbitaalsnelheid over de periode 2006-2013 gebruikt. De oorspronkelijke golfdata met gridcel groottes tussen $70 \times 70 \text{ m}$ en $300 \times 300 \text{ m}$ zijn op basis van kortste afstand relaties naar een resolutie van $250 \times 250 \text{ m}$ gebracht.

Om de relatie tussen het voorkomen van zeegras en golfwerking te analyseren zijn de plekken waar zeegras in de periode 2006-2013 heeft gestaan gekoppeld aan de gemiddelde golfwerking. De relatie tussen golfwerking en zeegras wordt onderzocht door de verdeling van de golfwerking data op kaal wad te vergelijken met de golfwerking op wadplaten met zeegras. Omdat de zeegrasvelden bij Terschelling-Oosterend op een oude kwelderbodem groeien (persoonlijke mededeling Dick de Jong) en daardoor minder kwetsbaar zijn voor golfwerking, zijn deze locaties buiten beschouwing gelaten bij de analyse van de verdelingen. Hier wordt alvast opgemerkt dat de selectie voor de periode 2006-2013 en het buiten beschouwing laten van de zeegrasvelden bij Terschelling-Oosterend, geen aanzienlijk effect heeft op de uitkomsten.

2.1.3 Droogvalduur, bodemschuifspanning en saliniteit

In het kader van het PACE project is de hydrodynamiek van de internationale Waddenzee gesimuleerd met behulp van het General Estuarine Transport Model (GETM) (Burchard & Bolding, 2002). Voor een beschrijving van de opzet van het Waddenzee model en gedetailleerde simulatie resultaten wordt verwezen naar Gräwe *et al.* (2016). De gesimuleerde data over de periode 2009-2011 werden gebruikt voor de berekening van de gemiddelde droogvalduur (*dvd*, de fractie van tijd dat de wadplaat droog ligt), de gemiddelde bodemschuifspanning (*bss*, Nm^{-2}) en de gemiddelde saliniteit (*sal*, PSU) vlak boven de zeebodem (Folmer *et al.*, 2016). De oorspronkelijke data met gridcel grootte $200 \times 200 \text{ m}$ zijn op basis van kortste afstand relaties op naar een resolutie van $250 \times 250 \text{ m}$ gebracht.

2.1.4 Sediment

Net als de relatie met hydrodynamiek, is de relatie tussen sedimenteigenschappen en zeegras meervoudig, complex en zijn er indirecte effecten. De groei van zeegras wordt met name beïnvloedt door fysische en chemische processen die geassocieerd zijn met het slibgehalte en niet zozeer met het slibgehalte op zich. Hierdoor kunnen groot en klein zeegras voorkomen op zandige bodems en op

¹ Het gebruik van een maximum windsnelheid van 20 m s^{-1} betreft een voorzichtig scenario, aangezien snelheden van boven de 20 m s^{-1} ook regelmatig voorkomen. Omdat vooral de extreme situaties van belang zijn voor zeegras is de golfwerkingskaart aan de conservatieve kant en zal het 95^e percentiel hoger liggen.

bodems met hoge slibconcentraties. Echter, naarmate het slibgehalte in het sediment toeneemt, neemt de uitwisseling van poriënwater en de bovenliggende waterkolom af, waardoor nutriënten en sulfide in de wadbodem accumuleren (Koch, 1999). De verhoogde sulfideconcentraties in slibrijke bodems kunnen schadelijk zijn voor zeegras (Huettel & Rusch, 2000; Mascaró *et al.*, 2009). Doordat slib en organisch materiaal onder dezelfde rustige condities neerslaan, zijn slibrijke plaatsen langs de kust en op wantijen in de regel ook rijk aan organisch materiaal (Cadée & Hegeman, 1977; Delafontaine *et al.*, 2000).

Naast de invloed van slib en organisch materiaal op de groei van zeegras, beïnvloedt zeegras zelf ook concentraties slib en organisch materiaal in de bodem. Door de weerstand van zeegrassen wordt de waterbeweging gedempt, waardoor erosie beperkt en sedimentatie van fijn materiaal gestimuleerd worden (Gacia *et al.*, 1999; Bos *et al.*, 2007; Lundquist *et al.*, 2018). Hierdoor bevatten sedimenten in zeegrasvelden vaak meer slib en organisch materiaal dan naastgelegen onbegroeide gebieden. De mate waarin accumulatie van fijn materiaal plaatsvindt, hangt sterk af van de grootte en de configuratie van zeegrasvelden en de hoeveelheden slib en organisch materiaal in de waterkolom.

Door de toegenomen sedimentatie komen zeegrassen vaak wat hoger te liggen¹. Van Katwijk *et al.* (2010) lieten met een studie in de Waddenzee en Oosterschelde zien dat depositie van fijn sediment alleen plaatsvond in relatief golf-geëxponeerde velden met voldoende hoge dichtheid van planten en dat dit niet gebeurde wanneer de dichtheid van planten laag was (<35% bedekking). In beschutte gebieden met hoge slibgehalten had zeegras geen zichtbaar effect op de sedimentsamenstelling.

Een verlaagde stroomsnelheid en toegenomen depositie van fijn materiaal faciliteert ook de groei van bentische microalgen en cyanobacteriën die via biofilms het sediment verder beschermen tegen erosie (Paterson & Black, 1999; Herman *et al.*, 2001; de Boer, 2007). In de Duitse Waddenzee nabij Sylt vonden Widdows *et al.* (2008) dat de stroomsnelheden vlak boven zeegrasvelden lager waren en de turbulentie hoger, waardoor de bodemschuifspanning toenam. Het netto positieve effect van zeegras op sedimentstabilisatie werd verklaard doordat zeegras de productie van microphytobenthos stimuleerde, waardoor de kritische bodemschuifspanning toenam van 0.1 Pa naar 1.0 Pa. In troebel water en in dichte zeegrasvelden kan door lichtbeperking de groei van bentische microalgen en cyanobacteriën geremd worden (de Jong *et al.*, 1994).

In het SIBES programma van het NIOZ worden sedimentmonsters en benthosmonsters (sectie 2.1.6) genomen op een 500 m grid. Ook worden er op tussenliggende posities (zgn. random punten) monsters genomen (Bijleveld *et al.*, 2012). In deze studie is gebruik gemaakt van sediment gegevens uit de periode 2009-2016. Het grootste deel van de bemonstering vond plaats in de maanden juni - augustus, maar in 2009 werd tot half oktober gemonsterd. Sedimentmonsters werden van het oppervlakte van de wadplaten genomen tot een diepte van 4 cm waarna ze ingevroren werden bewaard. In het laboratorium werden de monsters gevriesdroogd en gehomogeniseerd, waarna ze werden gewogen en gemengd met 13 ml osmose water. De korrelgrootteverdelingen werden met behulp van laser diffractie technologie bepaald. Het slibgehalte van een monster is gedefinieerd als de volume fractie tussen 0.04 and 63.00 µm. Voor verdere methodologische informatie verwijzen we naar het artikel van Compton *et al.* (2013).

Om de ruimtelijke dekking van de slibgehalte dataset te verenigen met de golfwerking dataset (250 × 250 m), is voor iedere pixel van de golfwerking dataset het gemiddelde van de slibfracties berekend. Vervolgens zijn voor de tussenliggende locaties, waar geen sedimentmonsters waren

¹ Bij de zaaiingen bij Griend in de zomer 2018 werd er veel slib ingevangen. Hierdoor kwam het zeegras hoger te liggen en is het verbrand (pers. mededeling Marieke van Woensel).

genomen, maar waar wel golfdata bekend waren, de slibfracties bepaald door het gemiddelde van de acht omliggende pixels te nemen.

2.1.5 Macroalgen

Zeegrasvelden kunnen schade ondervinden en verdwijnen door verstikking ten gevolge van macroalgen zoals *Enteromorpha radiata*, *Fucus vesiculosus*, *Ulva lactuca* en *Chaetomorpha* sp. (Reise, 1985; den Hartog, 1994) en door de negatieve effecten van lichtbeperking en ongunstige redox condities (Hauxwell *et al.*, 2001). Een ander mogelijk negatief effect betreft de wrijving tussen macroalgen (en aangehecht zwaar materiaal) en zeegras die ontstaat wanneer stroming de macroalgen in beweging brengt (Valdemarsen *et al.*, 2010).

Hoewel monitoring van macroalgen buiten de scope van het SIBES programma valt, wordt de aanwezigheid van algen grof ingeschat. De dichtheid wordt bepaald door de aanwezigheid in de zeef als volgt te classificeren: 0=geen algen; 1=een paar kleine stukjes; 2=een paar grote stukken; 3=veel macroalgen; 4=volle zeef.

2.1.6 Wadpier (*Arenicola marina*)

De wadpier, *Arenicola marina* L., is een algemene borstelworm die langs de Europese Atlantische kust voorkomt in zowel het littoraal als sublittoraal. Wadpiëren leven in zandig sediment waar ze U-vormige tunnels vormen. De dichtheden van adulte en juveniele individuen samen kunnen oplopen tot enkele honderden individuen per m^2 . Wadpiëren en zeegrassen komen voor op dezelfde type habitats en kunnen ook samen voorkomen in de Waddenzee (Figuur 1).

Hoge dichtheden adulte wadpiëren kunnen de groei en overleving van zeegras beperken (Reise, 1985; Philippart, 1994; Volkenborn *et al.*, 2007; Valdemarsen *et al.*, 2011; Suykerbuyk *et al.*, 2016). Bij een experiment op een zandige wadplaat in Königshafen bij Sylt, waarbij wadpiëren waren verwijderd, observeerde Reise (1985) dat klein zeegras *Z. noltii* zich vestigde op plekken waar de wadpiëren waren verwijderd, maar niet op de controle plekken waar nog wadpiëren aanwezig waren. Met een transplantatie experiment bij Terschelling liet ook Philippart (1994) zien dat wadpiëren de vestiging van zeegras beperkten. Wanneer de wadplaten eerst waren vrijgemaakt van wadpiëren overleefden zeegrasplanten een transplantatie wel. Zeegrasplanten die naar wadplaten met wadpiëren werden getransplanteerd, overleefden niet of in zeer beperkte mate. Het negatieve effect van wadpiëren op zeegras ontstaat doordat wadpiëren de bodem omwoelen en sediment naar het oppervlak brengen, waardoor zeegrasplanten en zaad te diep onder het sediment kunnen verdwijnen (Philippart, 1994; Valdemarsen *et al.*, 2011). Bij een grote veldstudie in het Odense fjord in Denemarken ontdekten Greve *et al.* (2005) dat *Z. marina* zaden die dieper dan 5.5 cm in het sediment begraven waren vrijwel niet ontkiemden.



Figuur 1: Zeegras en wadpiëren in het intergetijdengebied bij Sylt. (Foto Eelke Folmer)

Cadée (1976) liet zien dat bij wadpierendichtheden tussen 42.5 en 85 m^{-2} de jaarlijkse sedimentdepositie door bioturbatie 14-33 cm bedroeg. Deze mate van sedimentdepositie stemt goed overeen met metingen van Valdemarsen *et al.* (2011), die in detail de effecten van de grootte van wadpieren, numerieke dichtheden en seizoensgebondenheid op sedimentdepositie analyseerden; op basis van de bevindingen stelden ze een empirisch model op. Bij een zeegrasrestauratieproject in de Oosterschelde werd het negatieve effect van bioturbatie door wadpieren succesvol beperkt door het aanbrengen van een schelpenlaag (Suykerbuyk *et al.*, 2016).

In het SIBES programma van het NIOZ zijn benthosmonsters genomen op een 500 m grid. Tijdens laagwater werd er te voet gemonsterd en bij hoogwater vanuit rubberboten. Vanuit de rubberboten werden er twee steken, die samen een oppervlak van 0.0173 m^2 hebben, uit het sediment genomen tot een diepte van ongeveer 25 cm. Op de punten die per voet werden bezocht, werd een steekbuis met een oppervlak van 0.0177 m^2 gebruikt. De monsters werden gezeefd met een zeef met ronde gaten van 1 mm diameter. Schelpdieren werden van de andere macrofauna gescheiden en opgeslagen totdat ze in het laboratorium werden verwerkt. Andere soorten werden bewaard in een 4% formaldehyde oplossing. Schelpdieren werden tot op soortniveau geïdentificeerd. Andere soorten (kreeftachtigen, polychaeten, oligochaeten) werden tot op het kleinst mogelijke taxonomische niveau geïdentificeerd. Voor verdere details over identificatie verwijzen we naar Compton *et al.* (2013). Na identificatie werden de lengtes van alle schelpdieren, krabben en garnalen tot 0.1 mm nauwkeurigheid gemeten en de biomassa's tot 0.1 mg nauwkeurigheid bepaald. In de gevallen dat er meerdere kleine (<8 mm) individuen van dezelfde schelpdiersoort in een monster aanwezig waren, werd de totale biomassa van deze individuen bepaald. Van de schelpdieren groter dan 8 mm en alle andere organismen werd het vlees van de schelp verwijderd en 2-3 dagen in een droogstoof op een temperatuur van 60 °C gedroogd. Na weging van het vlees tot 0.1 mg nauwkeurigheid, werd het vlees bij een temperatuur van 560 °C gedurende 5 uren in een verbrandingsoven verbrand. Na verbranding werd de as gewogen en het asvrij drooggewicht bepaald.

In het kader van dit project zijn door het NIOZ benthos gegevens over de periode 2008-2012 beschikbaar gesteld. De aangeleverde dataset bevat totale numerieke dichtheid (m^{-2}) en het asvrij drooggewicht (gm^{-2}) per soort en per monsterpunt. Voor wadpieren is ook de grootte van de individuen visueel gescoord, waarbij twee klassen zijn onderscheiden: grote (>50 mm) en kleine wadpieren (<50 mm). Voor bijna de helft van de 6893 gevallen was de grootte niet gescoord. In deze gevallen is de aanname gemaakt dat wanneer het gemiddelde asvrij drooggewicht per individu >0.1 g was (zie Beukema & De Vlas, 1979), het grote wadpieren betrof en anders dat het kleine wadpieren waren¹.

Om de relatie tussen het voorkomen van zeegras en wadpieren te analyseren, zijn de plekken waar zeegras in de periode 2008-2012 heeft gestaan, gekoppeld aan de gemiddelde wadpierendichtheden. De relatie tussen wadpierendichtheid en zeegrasvoorkomen is geanalyseerd door de verdeling van de wadpierendichtheden op kaal wad te vergelijken met de wadpierendichtheden op wadplaten met zeegras.

2.1.7 Macroözbenthosgemeenschap

Zeegras in de Nederlandse Waddenzee komt op enkele specifieke plaatsen voor (sectie 3.1). Verder zijn er in de afgelopen jaren op een aantal plaatsen spontaan (dunne) zeegrasvelden ontstaan. De

¹ In een deel van de monsters kan een mix van grote en kleine wadpieren gezeten hebben. Van de 6893 gevallen waarvan de grootte niet was gescoord bevatte 2232 monsters 1 of minder wadpieren (dus geen mix en de grootte met zekerheid vast te stellen).

samenstelling van de macrozoöbenthosgemeenschap in zeegrashabitat is in de Nederlandse Waddenzee slechts in beperkte mate onderzocht. De SIBES dataset biedt perfecte mogelijkheden om de benthosgemeenschappen van plekken met en zonder zeegras te karakteriseren. Een dergelijke analyse geeft inzicht in de associaties tussen zeegras en benthos op basis waarvan verder onderzoek kan worden gedaan naar mogelijke causale interacties. Een beschrijving de benthos data is in sectie 2.1.6 gegeven en in sectie 2.2.1 is beschreven hoe de verschillen in de benthosgemeenschappen tussen plekken met en zonder zeegras worden geanalyseerd.

2.2 Statistiek en modellering

2.2.1 PCA abiotiek en benthos

Het doel van ordinatie - zoals principale component analyse (PCA) - is om een dataset met een groot aantal dimensies te beschrijven met een beperkter aantal orthogonale assen (de principale componenten), zodanig dat deze de algemene trend van de data beschrijven. De principale componenten zijn lineaire combinaties van de oorspronkelijke variabelen. In een biplot kunnen associaties tussen observaties en variabelen en clusters van punten gevisualiseerd worden.

Aan de hand van PCA wordt de informatie van de abiotische factoren golfwerking, droogvalduur, bodemschuifspanning, saliniteit en slibgehalte gereduceerd en gevisualiseerd met behulp van biplots. Hiervoor worden de abiotische data van het 250×250 m grid gebruikt. De abiotische variabelen zijn gekoppeld aan de zeegrasverspreidingen in de periode 2008-2012. Wanneer in de periode 2008-2012 er zeegras binnen een gridcel is voorgekomen, is dit als een zeegraslocatie gedefinieerd.

De meeste macrozoöbenthos soorten komen sterk geaggregeerd voor, waardoor verspreidingsdata grotendeels uit nullen en relatief weinig observaties met hoge aantallen bestaat (Kraan *et al.*, 2009; Folmer *et al.*, 2010). Omdat de benthos aantallen hierdoor sterk niet-normaal verdeeld zijn, is het van belang om de aantallen te transformeren voordat ordinatie plaatsvindt (Legendre & Gallagher, 2001). Op basis van simulaties hebben Legendre and Legendre (1998) aangetoond dat de Hellinger distance transformatie een geschikte transformatie is voor ordinatie methoden zoals PCA. Hier zijn de benthos data getransformeerd op basis van Hellinger distance transformatie.

Benthosmonsterpunten zijn gekoppeld aan de zeegrasverspreidingen in de periode 2008-2012 op basis van afstand. Indien gedurende de periode 2008-2012 er binnen 250 m van het benthosmonster zeegras voorkwam is een monsterpunt als zeegraspunt gedefinieerd.

2.2.2 Verfijning kansenkaart

Zoals hierboven is aangegeven wordt de trilaterale kansenkaart - die gebaseerd is op droogvalduur, bodemschuifspanning, helling van de bodem, slibgehalte en mediane korrelgrootte - voor de Nederlandse Waddenzee aangescherpt. Dit wordt gedaan door het effect van verschillende nieuwe factoren op zeegras te analyseren en integreren. Wanneer van de nieuwe factoren voldoende gegevens over de internationale Waddenzee beschikbaar waren geweest, dan was het mogelijk geweest om de zeegraskansenkaart te verbeteren door opnieuw modellen te fitten, zoals gedaan voor de oorspronkelijke kaart (Folmer *et al.*, 2016). Omdat gegevens over golfwerking, macroalgen en benthos voor de Duitse en Deense Waddenzee niet beschikbaar waren, is alleen het Nederlandse deel van de oorspronkelijke kaart verfijnd. Een volledig datagedreven modellering op basis van zeegrasverspreiding in alleen de Nederlandse Waddenzee is niet goed te doen, omdat zeegras slechts op een beperkt aantal plekken

voorkomt. (Dit was een belangrijke reden om een trilaterale zeegraskansenkaart te ontwikkelen op basis van de zeegrasverspreidingen in Schleswig-Holstein (Folmer *et al.*, 2016).)

De verfijning wordt gedaan door een correctie uit te voeren op basis van het principe dat ook gehanteerd is bij de zeegraskansenkaart van de Jong *et al.* (2005). Bij deze methode worden de relaties tussen geschiktheid voor zeegras en de verschillende variabelen beschreven met bivariate functies (HSI-relaties), waarbij de geschiktheid een waarde tussen 0 en 1 is. Bij de zeegraskansenkaart van de Jong *et al.* (2005) is de sterkst limiterende factor bepalend voor de uiteindelijke geschiktheid van een locatie. De gedachte hierachter is dat één factor zeegras het meest beperkt en dat de beperkende werking van andere factoren daarna geen rol meer spelen. Deze methode gaat ervan uit dat er geen interacties tussen de variabelen zijn. Omdat factoren zoals golven en stroming interacteren en samen de geschiktheid bepalen, wordt hier niet gebruik gemaakt van de meest limiterende factor, maar wordt het product van de bivariate functies genomen. Als basis wordt de oorspronkelijke *habitat suitability score* (hier *hss* genoemd) uit Folmer *et al.* (2016) genomen. De *hss* wordt genormaliseerd ($g_0 = \frac{hss_i - \min(hss)}{\max(hss) - \min(hss)}$), zodat de waarden van g_0 tussen 0 en 1 liggen. Na de normalisatie kunnen de nieuwe variabelen worden geïntegreerd door g_0 met de nieuwe geschiktheidsscores te vermenigvuldigen. Bijvoorbeeld, om te corrigeren voor golfwerking wordt $g = g_0 \times g(v)$ waarbij $g(v)$ de geschiktheidsscore is als functie van golfwerking. De totaalkaart wordt berekend door g_0 met alle bivariate geschiktheidsscores te vermenigvuldigen $g^* = g_0 \times g(v) \times g(s) \times g(a)$. $g(s)$ is de is de geschiktheidsscore als functie van slibgehalte en $g(a)$ van wadpiedichtheid.

2.2.3 Boyce Index en klassengrenzen

Folmer *et al.* (2016) maakten gebruik van de zogenaamde *Continuous Boyce Index* (Boyce *et al.*, 2002; Hirzel *et al.*, 2006) om de gemodelleerde geschiktheid (een continue score die gebaseerd was op de modellen die getraind waren op zeegrasvoorkomen in de Schleswig-Holstein Waddenzee) te valideren met „presence only” zeegras observaties in de Deense, Nedersaksische en Nederlandse Waddenzee. De *Continuous Boyce Index* werd tevens gebruikt om de score te classificeren in de klassen: *ongeschikt*, *marginiaal* en *geschikt*.

De oorspronkelijke Boyce Index (Boyce *et al.*, 2002) is de frequentie van voorkomen per geschiktheidsklasse gedeeld door het totale oppervlak (totaal aantal pixels) van die klasse. Bij de *Continuous Boyce Index* wordt in plaats van *a priori* vastgelegde strikte klassen gebruik gemaakt van een „rolling window” waarbij de grootte van window en de staplengte door de onderzoeker worden gekozen. Hier is gekozen voor een window grootte van 2000 pixels en een staplengte van 500 pixels. Een dataset bestaande uit de geschiktheidsscores en zeegrasdichtheid werden geordend op basis van de oplopende geschiktheidsscore. Vervolgens werd voor iedere window de verhouding aantal pixels-bezet-met-zeegras / grootte-van-de-window (aantal pixels) berekend en het gemiddelde van de geschiktheidsscore van die window. Voor iedere stap wordt de Boyce Index en het gemiddelde van de geschiktheidsscore berekend en in een grafiek uitgezet. De curve wordt gebruikt om de predicties te valideren: hoe steiler de curve hoe beter de predicties. De curve kan ook gebruikt worden om de grenzen van de habitatklassen vast te stellen. Wanneer de index kleiner is dan 1 dan is de klasse *ongeschikt*, omdat er minder zeegras in de klasse voorkomt dan verwacht zou worden op basis van een willekeurige verdeling van zeegras. De tweede klasse is de *marginale* klasse - hier is de index groter dan 1, maar beduidend lager dan de derde klasse (*geschikt*).

Ook in deze studie worden, nadat de oorspronkelijke geschiktheidsscore is gecorrigeerd voor golfwerking, slibgehalte en wadpiedichtheid, de *Continuous Boyce Indices* volgens bovenstaande methode

berekend. Hierbij worden de MWTL zeegras data over de periode 2000-2017 gebruikt. Deze subset wordt gebruikt, omdat dit relatief recente en natuurlijke zeegrasvelden zijn. Op basis van de curves worden klassengrenzen bepaald die gebruikt worden voor classificatie.

3 Resultaten

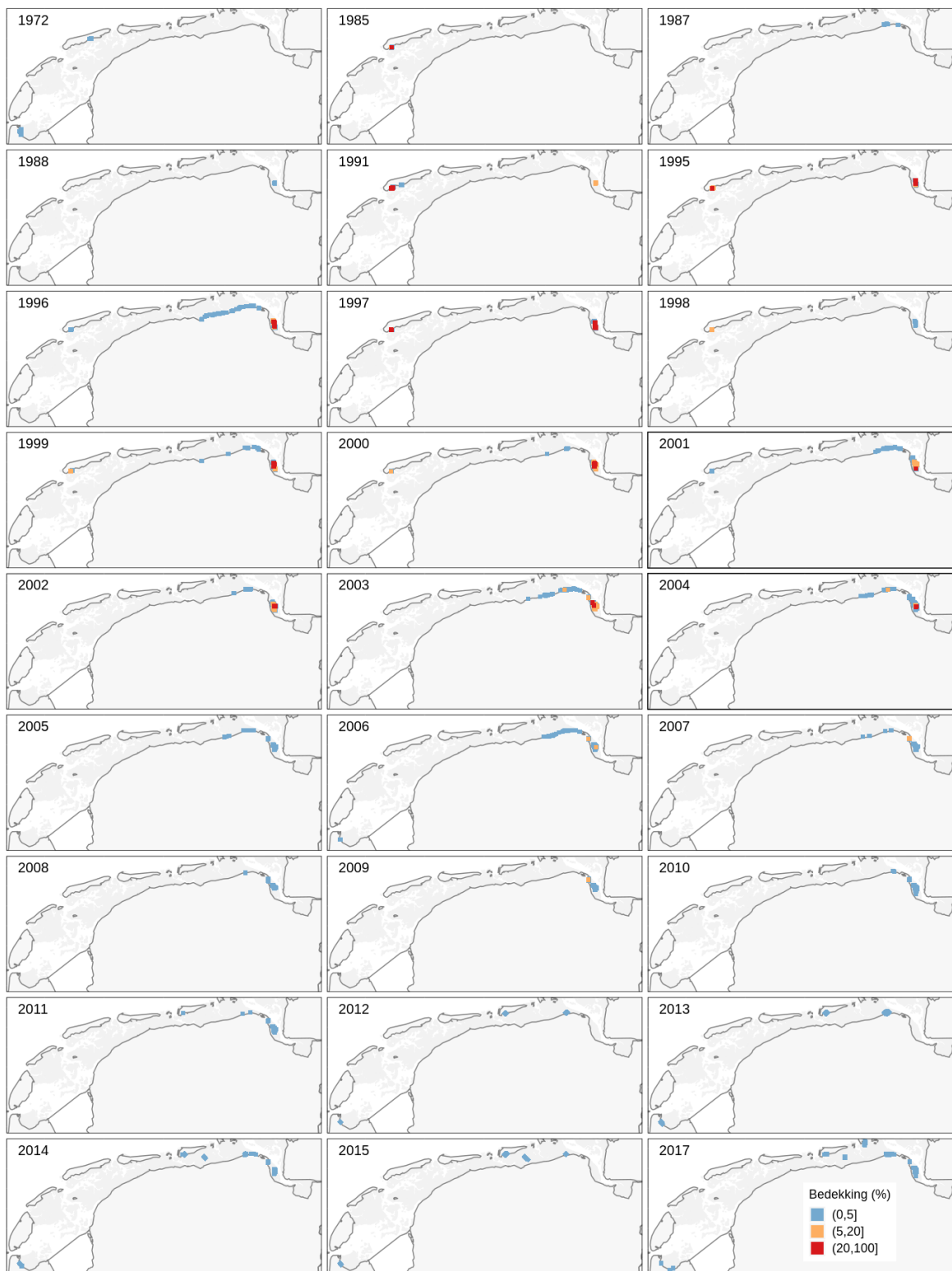
3.1 Zeegras

De belangrijkste zeegrasvelden met *Z. marina* komen voor langs de Groningse kust, op de Hond/Paap en op het Terschellingerwad (Figuur 2). Sinds 2002 is *Z. Marina* op het Terschellingerwad niet meer aangetroffen bij de MWTL bemonsteringen. Sinds 2010 zijn de bedekkingen nergens meer hoger geweest dan 0-5%, terwijl op vrijwel alle bovengenoemde locaties voor 2010 hogere bedekkingen wel voorkwamen. Voor een overzicht van het verloop van het totale oppervlak van zeegras per bedekkingsklasse in de Nederlandse Waddenzee wordt verwezen naar het Quality Status Report (Dolch *et al.*, 2017). In alle jaren in de periode 2012-2015 zijn er op de zaailocaties Balgzand, Schiermonnikoog en Uithuizerwad *Z. marina* planten aangetroffen met een dichtheid van 0-5%. Voor een analyse van overleving en inzicht in de zaaimethode wordt verwezen naar van Duren & Van Katwijk (2015).

Z. noltii heeft zich beter gehandhaafd dan *Z. marina* (Figuur 3). Met name langs de Groninger kust en ten zuiden van Terschelling kwamen er sinds de eind jaren 90 *Z. noltii* velden voor. Bij Terschelling betreft het voor een groot deel een zeegrasveld op een kleibank van een oude kwelder. Ten oosten van deze kleibank is een zone waar in sommige zomers zeegras werd aangetroffen, maar waar het zeegras in het jaar erop weer verdwenen was. Deze zone betreft waarschijnlijk een gebied waar na een rustige winter zaad kon blijven liggen en tot kieming kon komen waarna het in de winter erna meestal weer verdween (persoonlijke mededeling Dick de Jong).

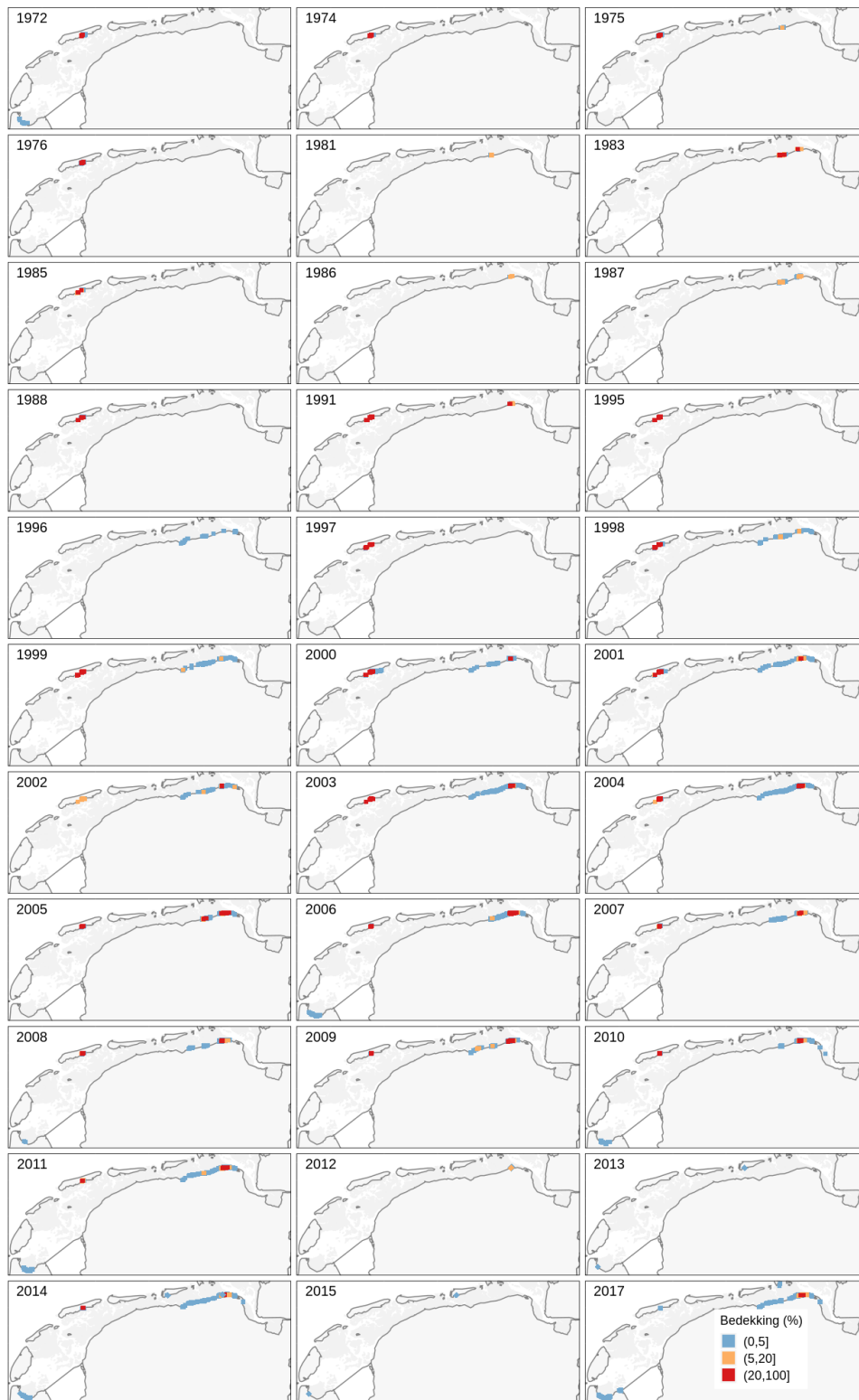
Ook in het SIBES programma is in 2008, 2010 en 2011 op drie plaatsen zeegras aangetroffen (Figuur 4). SIBES is niet toegespitst op de monitoring van zeegras en het is niet bekend of de observaties *Z. marina* of *Z. noltii* betreffen. De 2008 en 2010 locaties komen overeen met de plaatsen waar binnen het reguliere monitoringprogramma van Rijkswaterstaat zeegras gevonden wordt. In 2011 is ook ten zuiden van Rottumeroog zeegras aangetroffen. Hoewel deze locatie niet in het Rijkswaterstaat monitoringprogramma zit, is het wel een bekende groeilocatie. In figuur 4 zijn ook de waarnemingen van vogelwachters en onderzoekers op het wad ten zuiden van Rottumeroog, Rottumerplaat, Zuiderduintjes en Griend opgenomen.

Zostera marina



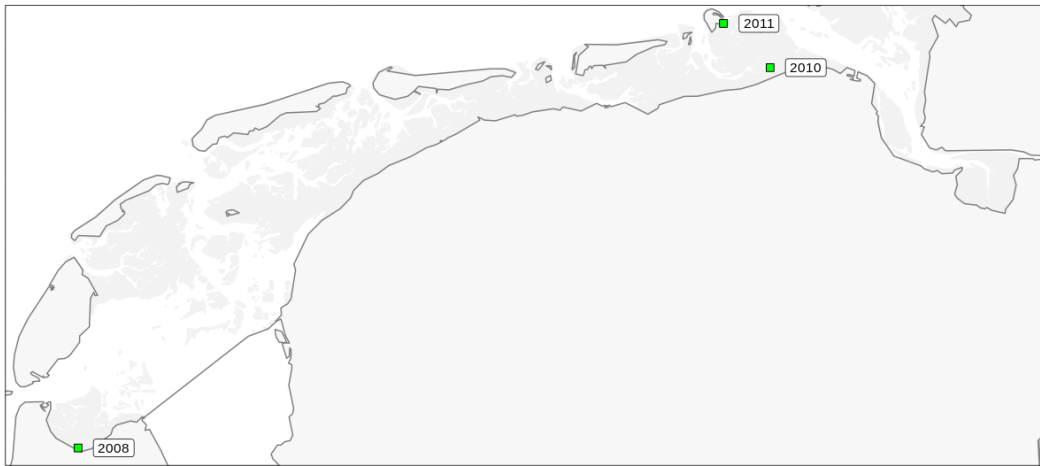
Figuur 2: Locaties en bedekkingspercentage van littoraal groot zeegras (*Z. marina*) in de Nederlandse Waddenzee tussen 1972 en 2017. De vierkanten zijn locaties waar zeegras is gekarteerd binnen het MWTL programma. De ruiten (2012-2015) zijn observaties die hebben plaatsgevonden op projectbasis na zaai-experimenten. Omdat punten over elkaar heen kunnen vallen zijn de hoge bedekkingsklassen bovenop geplot.

Zostera noltii

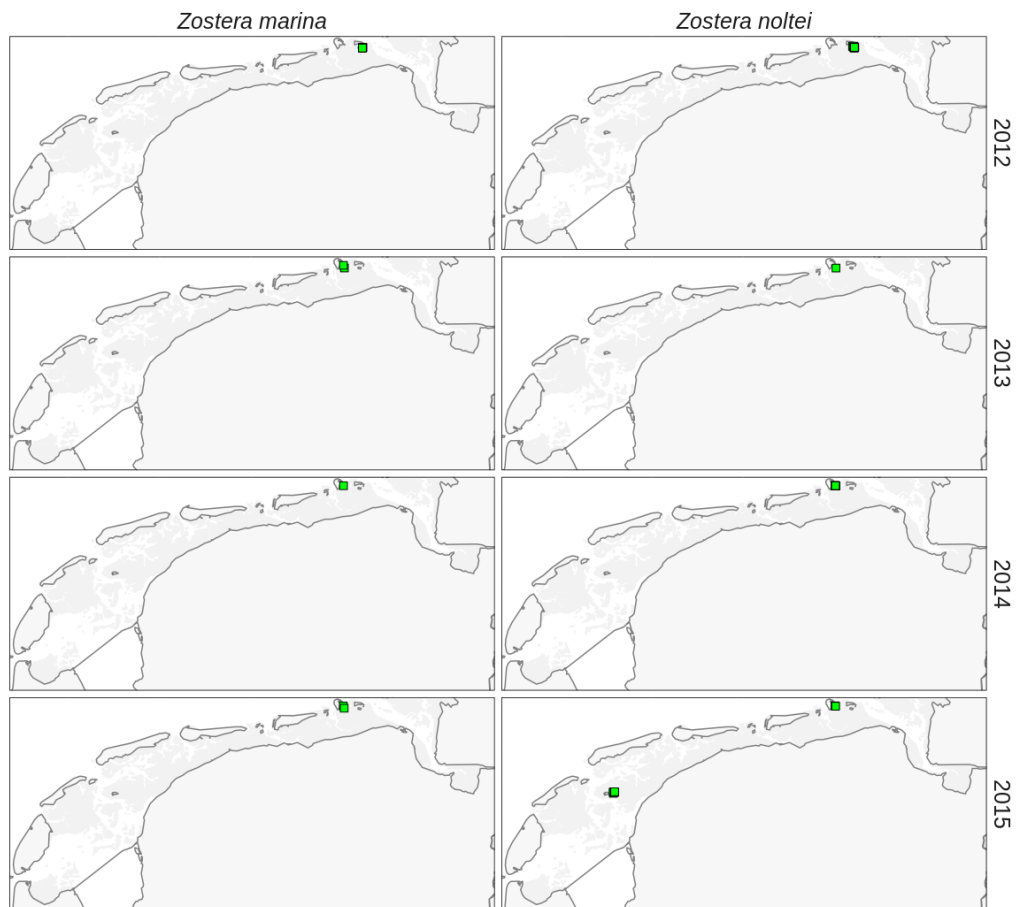


Figuur 3: Locaties en bedekkingspercentage van littoraal klein zeegras (*Z. noltii*) in de Nederlandse Waddenzee tussen 1972 en 2017. Zie onderschrift van figuur 2 voor verdere informatie.

A. Zeegras - SIBES



B. Zeegras - verschillende bronnen

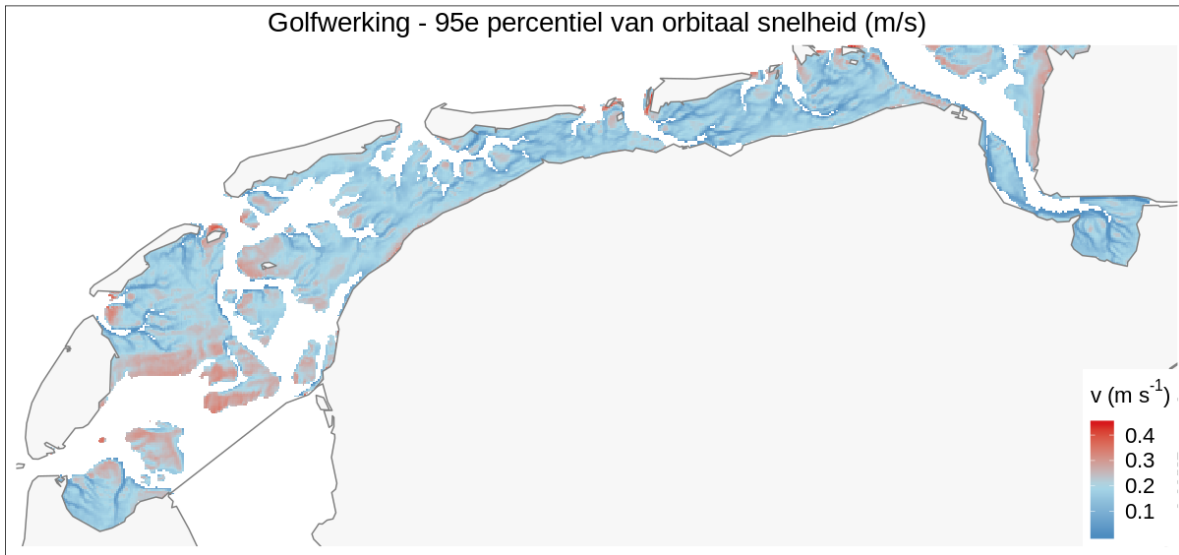


Figuur 4: A. Locaties waar zeegras is gevonden binnen het SIBES monitoringprogramma. B. Het voorkomen van *Z. marina* en *Z. noltii* zoals aangetroffen door vogelwachters en onderzoekers op het wad ten zuiden van Rottumeroog, Rottumerplaat, Zuiderduintjes en Griend.

3.2 Golfwerking

De gemiddelde golfwerking van de periode 2006-2013 is in figuur 5 gegeven. De kaarten in figuur 6 representeren de jaarlijkse afwijkingen van het gemiddelde. Er zijn aanzienlijke verschillen in de golfwerking tussen jaren. De verschillen zijn systematisch in de zin dat ze door de gehele Waddenzee optreden. De jaarlijkse afwijkingen zijn klein in verhouding tot de ruimtelijke verschillen van de gemiddelde golfwerking. Dit betekent dat de gemiddelde golfwerking over de periode 2006-2013 redelijk representatief is voor de jaarlijkse condities.

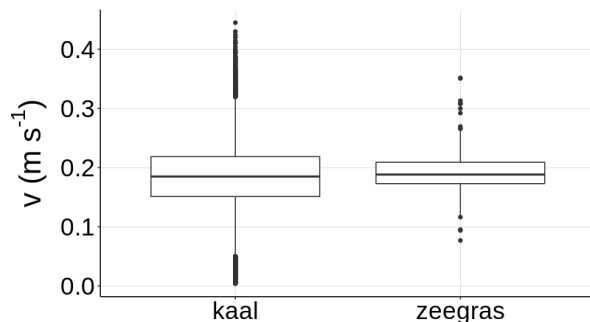
Figuur 5 laat zien dat de golfwerking in de westelijke Waddenzee aanzienlijk hoger is dan in de oostelijke Waddenzee. Met name bij de zeegaten, bij de laag gelegen delen van de Waardgronden ten oosten van Texel en rondom Griend is de golfwerking hoog.



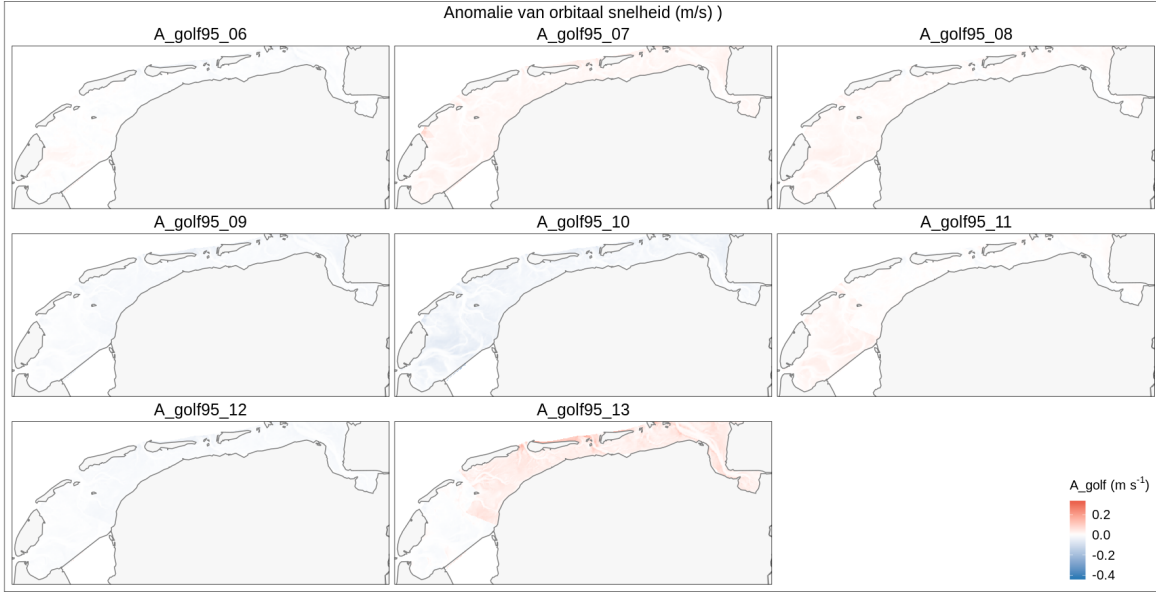
Figuur 5: Gemiddelde golfwerking over de periode 2006-2013 in de droogvallende delen van de Waddenzee. De gemiddelde golfwerking is het gemiddelde van de jaarlijkse 95^e percentielen van de orbitaalsnelheid (v , m s^{-1}). Data Donker (2015).

De boxplot in figuur 7 geeft inzicht in de golfwerking van alle plekken met en zonder zeegras. De maximale orbitaalsnelheid op de wadplaten in de Waddenzee is 0.45 m s^{-1} . Bij plekken met zeegras is het 95^e percentiel 0.25 m s^{-1} en het maximum 0.35 m s^{-1} .

Bij de ontwikkeling van de zeegraskansenkaart van de Jong *et al.* (2005) zijn op basis van literatuuronderzoek en calibratie met zeegrasverspreidingen in de Nederlandse Waddenzee, kritische orbitaalsnelheden bepaald waarbij zeegras op de wadplaten kan voorkomen. De Jong *et al.* (2005) maakten gebruik van gesimuleerde data en gebruikten de maximale stroomsnelheid. De Jong *et al.* kwamen tot de conclusie dat bij een orbitaalsnelheid van 0.2 m s^{-1} zeegras last begint te ondervinden



Figuur 7: Boxplot van de golfwerking op wadplaten zonder (kaal) en met zeegras.



Figuur 6: Jaarlijkse anomalieën van orbitaalsnelheden ($m.s^{-1}$) over de periode 2006-2013.

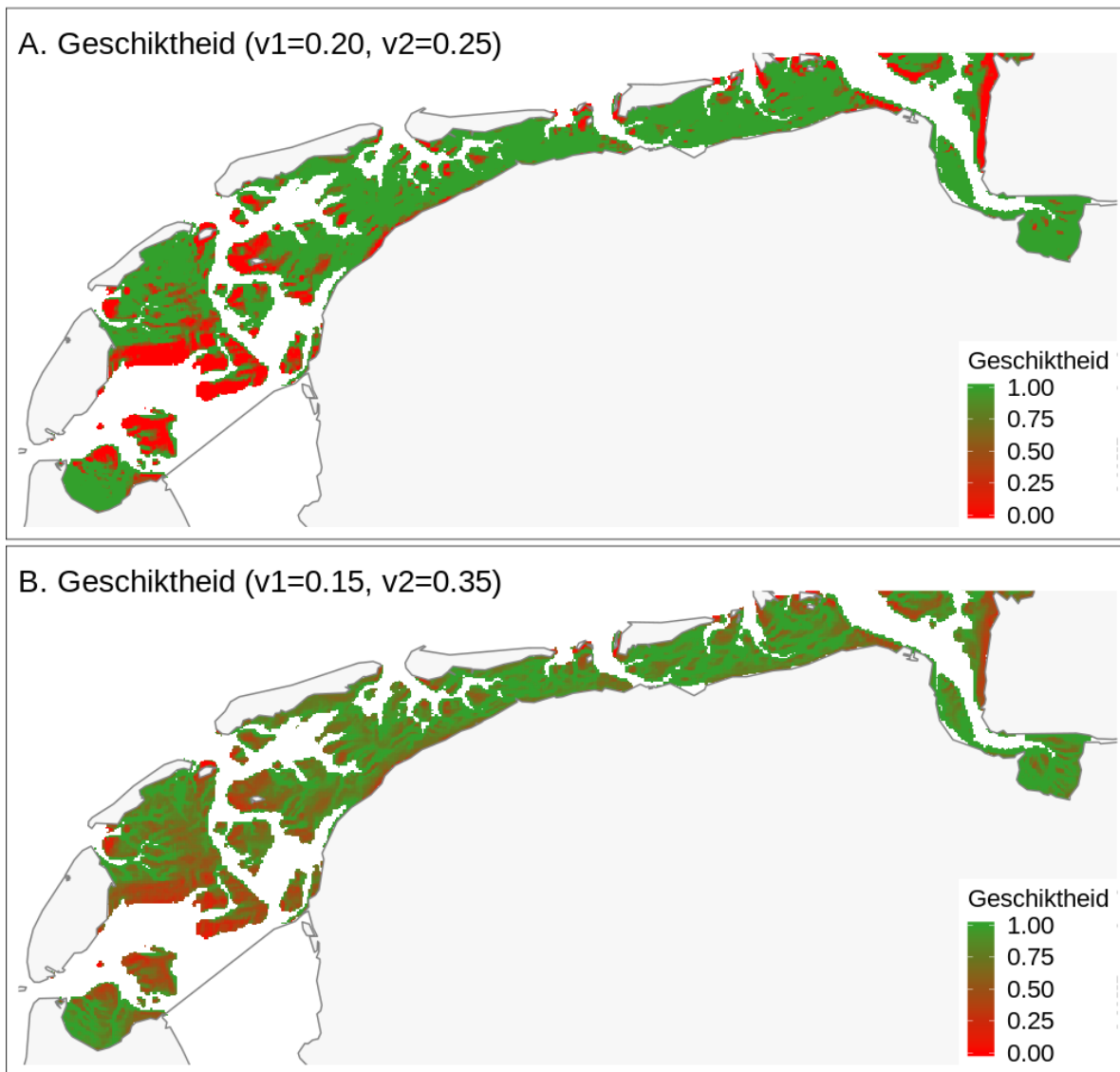
van golfwerking. De maximale orbitaalsnelheid tot waarbij zeegras nog kan voorkomen werd gesteld op $0.4 m.s^{-1}$. Tussen de twee waarden werd een lineaire afname van de geschiktheid aangenomen.

In verschillende studies waarbij de orbitaalsnelheden in en boven zeegrasvelden zijn gemeten lagen de maximale waarden tussen 0.15 en $0.25 m.s^{-1}$ (van Keulen & Borowitzka, 2002; Infantes *et al.*, 2012). Omdat bestaande zeegrasvelden de orbitaalsnelheden sterk verlagen (Infantes *et al.*, 2012), worden de relaties tussen de geschiktheid en orbitaalsnelheden niet-lineair. Van der Heide *et al.* (2007) concludeerden op basis van een modelstudie, met realistische parameter waarden, waarbij de interactie tussen sublittoraal *Z. marina* in de Waddenzee en golfwerking (en lichtcondities) werd geanalyseerd, dat bij orbitaalsnelheden tussen 0.06 en $0.39 m.s^{-1}$ er twee stabiele situaties (geen zeegras en wel zeegras) bestaan. Bovenstaande studies geven een redelijk eenduidig beeld van de maximale stroomsnelheden.

Net als de Jong *et al.* (2005) gebruiken we een stapfunctie om de relatie tussen geschiktheidsscore g en de orbitaalsnelheid v te beschrijven

$$g(v) \begin{cases} 1 & v \leq v_1 \\ 1 - \left(\frac{v-v_1}{v_2-v_1}\right) & v_1 < v < v_2 \\ 0 & v \geq v_2 \end{cases}$$

Hierbij is v_1 de waarde tot waarbij zeegras geen last heeft van golfwerking en v_2 is de orbitaalsnelheid waarboven geen zeegras meer kan voorkomen. Tussen v_1 en v_2 wordt een lineaire relatie verondersteld. Op basis van de literatuur en de empirische gegevens wordt hier gekozen voor $v_1 = 0.20$ en $v_2 = 0.25$. Deze functie is steiler dan die van de Jong *et al.* (2005) en daardoor meer in overeenstemming met niet-lineaire effecten die ontstaan door feedback mechanismen. Verder kan worden opgemerkt dat wanneer wordt gekozen voor $v_1 = 0.15$ en $v_2 = 0.35$ de verschillen in de uitkomsten beperkt zijn (Figuur 8). Uit de kaarten blijkt dat grote delen van de westelijke Waddenzee ongeschikt zijn ten gevolge van golfwerking.

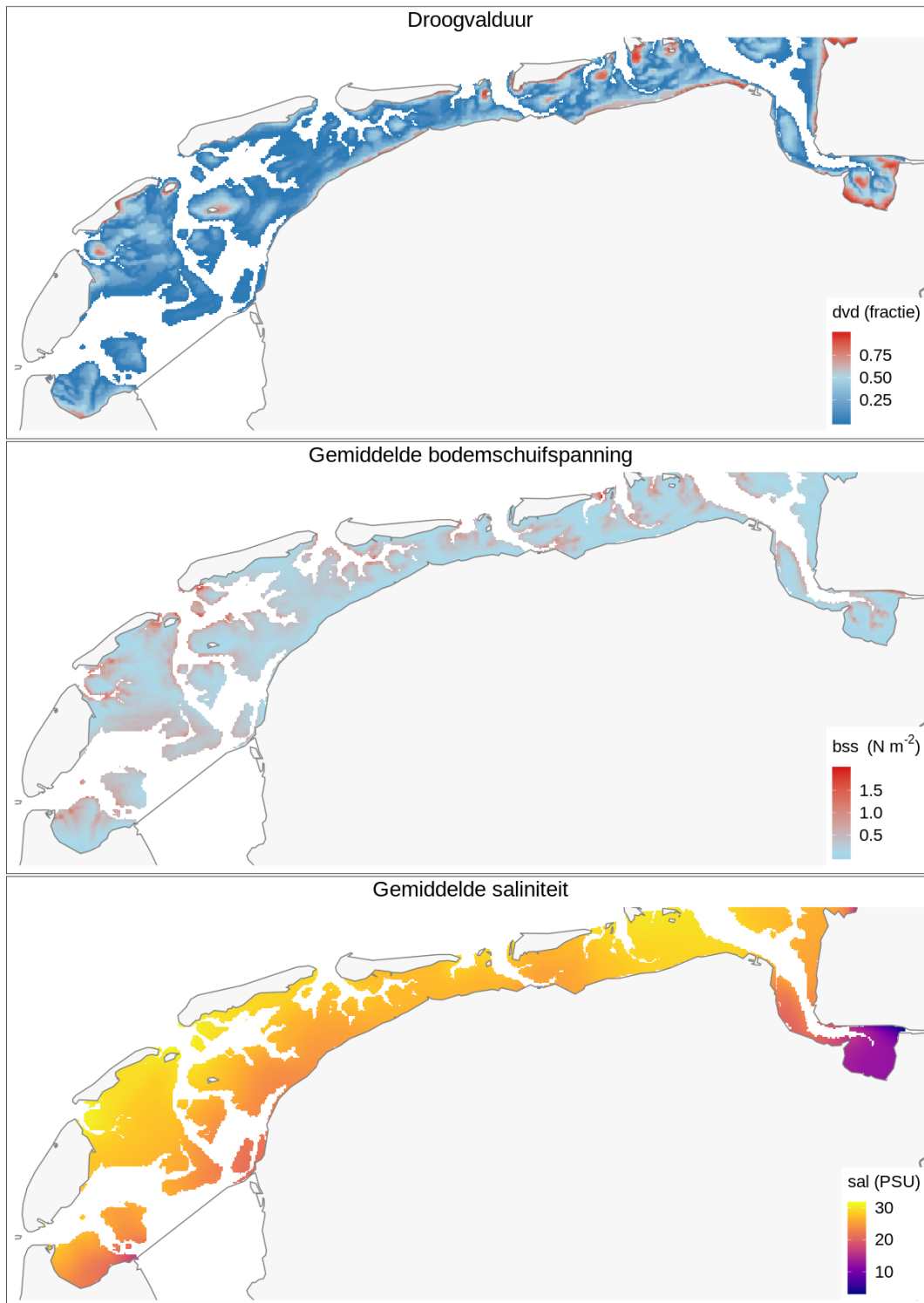


Figuur 8: Geschiktheid van wadplaten voor zeegras op basis van golfwerking. A. geschiktheid op basis van $v_1 = 0.20$ en $v_2 = 0.25$. B geschiktheid op basis van $v_1 = 0.15$ en $v_2 = 0.35$.

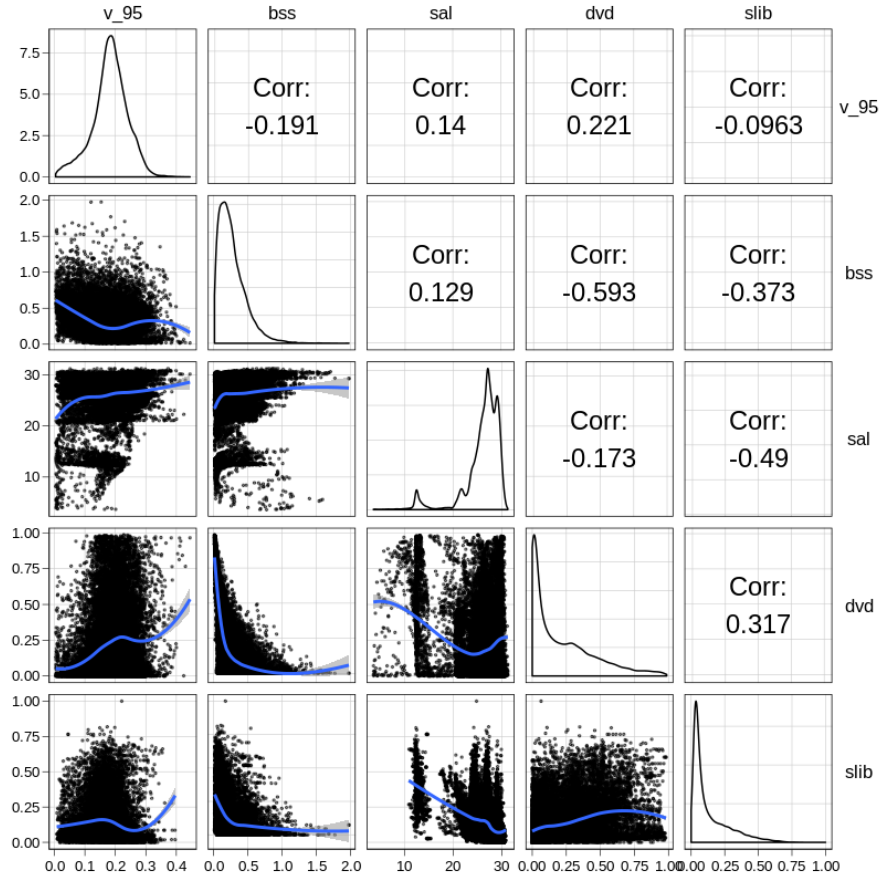
3.3 Relatie tussen golfwerking, droogvalduur, bodemschuifspanning en saliniteit

De droogvalduur is hoog op de wadplaten langs de kust, nabij de eilanden en op de wantijen. De oostelijke Nederlandse Waddenzee bevat het grootste aandeel hoge wadplaten (Figuur 9). De bodemschuifspanning is hoog langs de geulen en met name in de nabijheid van de zeegaten en laag op hoog gelegen wadplaten. In het grootste deel van de Nederlandse Waddenzee ligt de gemiddelde saliniteit van het water tussen 20 en 30 PSU. In het Eems-Dollard gebied is de gemiddelde saliniteit beduidend lager.

Figuur 10 geeft de frequentieverdelingen van de verschillende abiotische predictoren (de variabelen gebruikt in de trilaterale kanskaart, golfwerking en slibgehalte) en de scatterplots van de combinaties van predictoren. Een belangrijk inzicht is dat de correlatie tussen golfwerking en bodemschuifspan-



Figuur 9: Variabelen die van belang zijn voor het voorkomen van zeegras op littorale wadplaten: droogvalduur (*dvd*), bodemschuifspanning (*bss*) en saliniteit (*sal*).



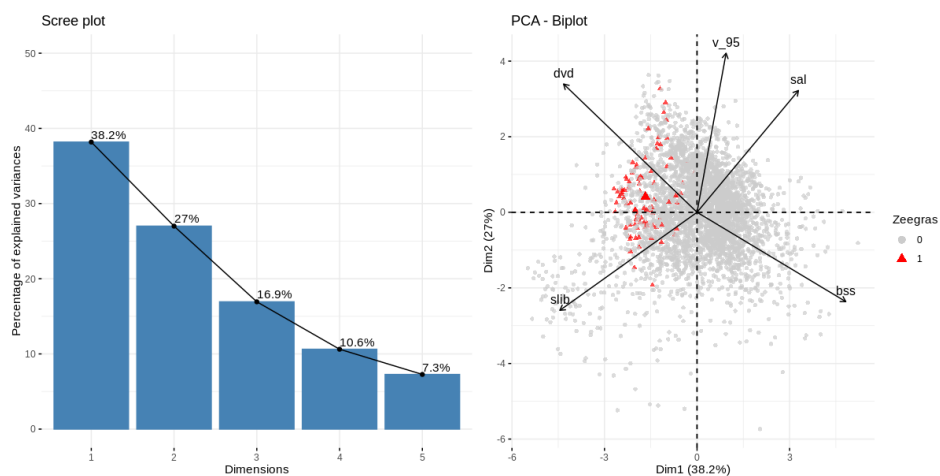
Figuur 10: Frequentieverdelingen en scatterplots van de abiotische variabelen die het voorkomen en de groei van zeegras kunnen beïnvloeden. v_{95} is het gemiddelde van de 95^e percentielen van de orbitaalsnelheid (ms^{-1}), bss is bodemschuifspanning (Nm^{-2}), sal is saliniteit (PSU), dvd is droogvalduur (fractie) en $slib$ is slibgehalte van het sediment. De blauwe lijn is een LOESS (locally estimated scatterplot smoothing) smoother die de bivariate relaties verduidelijkt.

ning, maar ook tussen de andere predictoren laag is. Deze observatie bevestigt de motivatie voor deze studie in de zin dat de golfwerking relevante nieuwe informatie bevat voor aanscherping van de kanskaart. De sterkste relatie is er tussen bodemschuifspanning en droogvalduur en slibgehalte. Dit komt doordat de getijdenstroming laag is op hoog gelegen wadplaten, terwijl de slibgehalten hoog zijn op deze plekken.

Figuur 11 geeft de resultaten van de PCA van de abiotische variabelen. De proportie van de variantie die door de eerste twee assen wordt beschreven is 66.6% (39.4% + 27.2%). Dit betekent dat de eerste twee assen relevante informatie uit de oorspronkelijke dataset van abiotische variabelen beschrijven. Geen van de oorspronkelijke variabelen zijn onderling sterk positief gecorreleerd. Wel is er een sterke negatieve correlatie tussen het slibgehalte en de saliniteit en tussen de droogvalduur en de bodemschuifspanning. De eerste correlatie ontstaat voor een belangrijk deel door de hoge slibgehalten en lage saliniteit in de Eems-Dollard. De tweede correlatie ontstaat doordat hoog op de platen de stroomsnelheden laag zijn.

De grijze en rode punten in de grafiek geven de clusters van observaties weer; grijze punten zijn locaties zonder zeegras binnen 250 m en de rode driehoeken zijn locaties waar zeegras gedurende

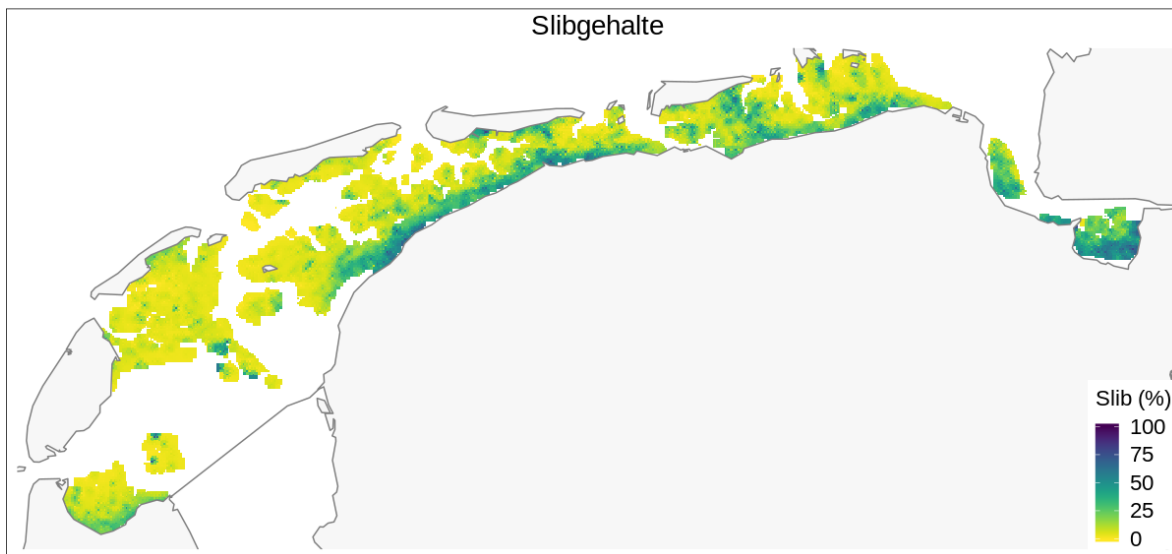
de periode 2008-2012 heeft gestaan. Er is voor deze periode gekozen, omdat de hydrodynamische simulaties gebaseerd zijn op deze periode. De grafiek laat zien dat zeegras voorkomt op de plekken met een hoge droogvalduur, relatief hoge slibgehalten en lage bodemschuifspanning.



Figuur 11: PCA van de abiotische variabelen golfwerking (v_{95}), droogvalduur (*dvd*), bodemschuifspanning (*bss*), saliniteit (*sal*) en slibgehalte (*sljb*). De „scree plot” geeft de variantie van de principale componenten weer en de „biplot” geeft de relatie weer tussen de individuele variabelen en de eerste en tweede principale componenten. De punten in de biplot representeren de individuele pixels van abiotische variabelen. Wanneer er binnen die pixels zeegras is voorgekomen zijn de punten rood.

3.4 Sediment

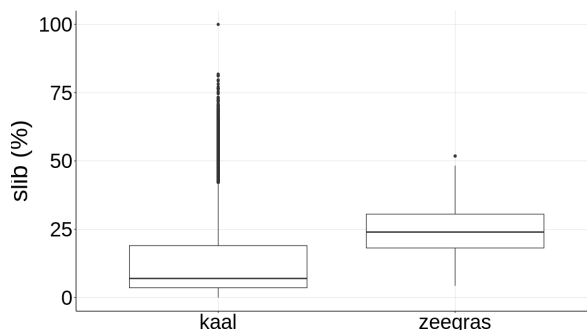
Figuur 12 laat zien dat de slib concentraties van het sediment hoog zijn langs de vastlandskust en in de Eems-Dollard. Op veel plekken langs de Friese kust en in de Eems-Dollard bestaat het sediment voor meer dan de helft uit slib.



Figuur 12: A. Gemiddelde slibgehalte (*slib*) van de droogvallende wadplaten in de Waddenzee in de periode 2008-2012.

De boxplot in figuur 13 geeft inzicht in het gemiddelde slibgehalte van alle plekken met en zonder zeegras. De slibgehalten op plekken zonder zeegras liggen tussen 0% en 100% en op plekken met zeegras tussen 2% en 52%. De mediaan en de 1^e en 3^e kwantiel zijn bij de plekken met zeegras beduidend hoger dan bij de plekken zonder zeegras. Bij plekken met zeegras is het 5^e percentiel 7% en het 95^e percentiel 43%.

Op basis van bovenstaande relaties valt niet te zeggen of er sprake is van een oorzakelijk verband. Echter, de observatie dat zeegras niet voorkomt in de meest slibrijke bodems stemt overeen met de literatuur. Koch (2001) heeft op basis van een literatuuroverzicht vastgesteld dat gezonde zeegrasvelden voorkomen op bodems met slibgehalten tussen 0.4% en 72%. Hierbij merkt Koch (2001) op dat tolerantie voor de hoogste slibgehalten optreden bij lage saliniteit. Gezonde *Z. marina* velden werden in sedimenten met slibgehalten tussen 2.3% en 56.3% gevonden. Verder bleek dat de concentraties organische stof vrijwel altijd lager waren dan 5%. In gevallen dat zeegrassen voorkwamen op bodems met hogere organische stof concentraties, betrof het zeegrassen met grote bladeren die veel zuurstof kunnen produceren wat nodig is om schadelijke effecten van phytotoxische stoffen, die door bacteriën in anaerobe sedimenten geproduceerd worden, in de wortel-



Figuur 13: Boxplot van de slib concentraties van het sediment op wadplaten zonder (kaal) en met zeegras.

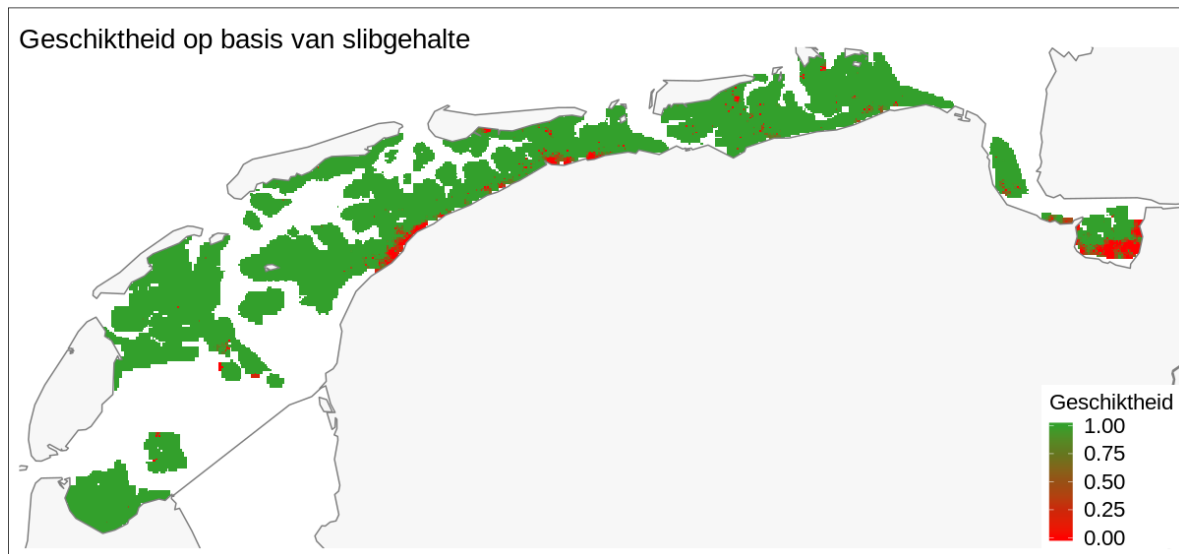
zone te neutraliseren. Wicks *et al.* (2009) troffen in Chincoteague Bay (Maryland, Verenigde Staten) *Z. marina* alleen aan in sedimenten met concentraties organisch materiaal <4%.

Er zijn verschillende studies die inzicht bieden in de relatie tussen het aandeel organisch materiaal en slibgehalten in het sediment in de Waddenzee. Van Straaten (1954) laat zien dat, in de door hem geanalyseerde monsters, er een positieve relatie is tussen de concentratie organische stof en het slibgehalte en dat bij een slibgehalte van 40% de organische stof concentratie ongeveer 5% is. Bij een studie op het Balgzand in de westelijke Waddenzee vonden Cadée & Hegeman (1977) dat de concentraties organisch materiaal hoger waren op hooggelegen, slibrijke wadplaten dan op laaggelegen zandige wadplaten. Verder blijkt dat de concentraties organisch materiaal in het begin van de zomer het hoogste zijn en gedurende de zomermaanden afnemen.

Omdat beperkend lage slibgehalten (<0.4%) in de Nederlandse Waddenzee alleen gevonden worden onder extreme hydrodynamische condities (waar zeegras vanwege erosie niet kan overleven) is de ondergrens voor het slibgehalte hier niet van invloed op de uitkomst. Op basis van het literatuuronderzoek en de relatie tussen het slibgehalte en het voorkomen van zeegras in de Nederlandse Waddenzee wordt gekozen voor de volgende kritische grenswaarden. Bij een slibgehalte van $s_1 = 40\%$ begint zeegras last te krijgen en boven $s_2 = 55\%$ is de geschiktheid tot 0 afgenomen. Tussen s_1 en s_2 wordt een lineaire afname verondersteld. Deze relatie kan met de volgende functie worden beschreven

$$g(s) \begin{cases} 1 & s \leq s_1 \\ 1 - \left(\frac{s-s_1}{s_2-s_1}\right) & s_1 < s < s_2 \\ 0 & s \geq s_2 \end{cases}$$

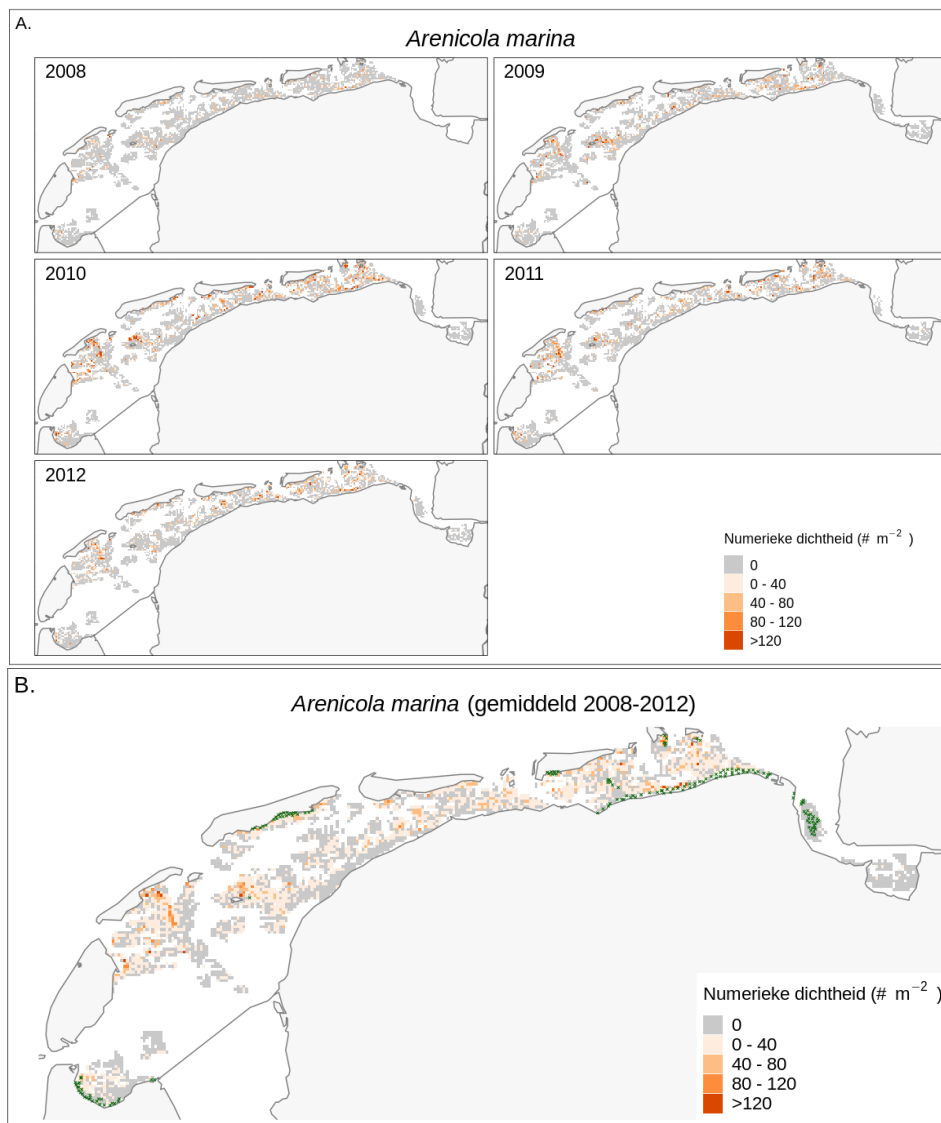
Figuur 14 toont de geschiktheid voor zeegras op basis van slibgehalte. Er blijkt dat met name langs de Friese vastlandskust en in de Eems-Dollard er grote gebieden zijn waar de sedimentgehalten van het sediment te hoog zijn voor gezonde zeegrasvelden.



Figuur 14: De geschiktheid van de littorale wadplaten op basis van slibgehalte.

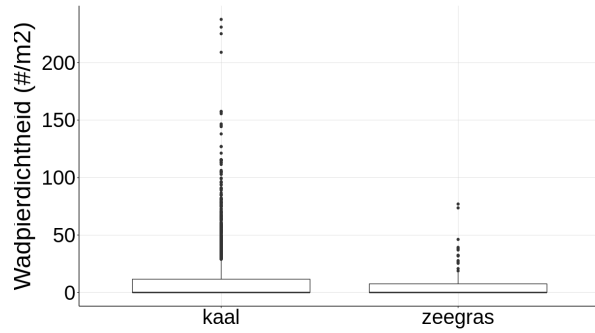
3.5 Wadpier (*Arenicola marina*)

Grote wadpieren komen in vrijwel de hele Waddenzee voor. Alleen in de Eems-Dollard zijn de dichtheden beduidend lager dan in de rest van de Waddenzee (Figuur 15). Verder zijn de wadpiedichtheden langs de Friese kust opvallend laag. De hoogste dichtheden grote wadpieren komen voor op relatief hooggelegen platen. Hoewel de aantallen van jaar op jaar sterk fluctueren, komen grote wadpieren wel steeds op dezelfde plekken voor. De hoogste gemiddelde dichtheden worden aangetroffen op de Waardgronden ten zuiden van Vlieland, ten noorden van Griend, ten zuiden van Rottumerplaat en langs de Groningse vastelandskust (Figuur 15). Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de temporele dynamiek en de relaties tussen wadpieren en de abiotische condities wordt verwezen naar Folmer *et al.* (2017). Omdat de jaarlijkse patronen sterk op elkaar lijken, wordt de relatie tussen zeegras en wadpieren beschreven op basis van de gemiddelde dichtheid per plek (Figuur 15 B).



Figuur 15: A. Jaarlijkse dichtheid van grote wadpieren in de Waddenzee in 2008-2012. B. Gemiddelde dichtheid van grote wadpieren. De groene stippen geven aan waar in dezelfde periode zeegras stond.

De boxplot in Figuur 16 laat zien dat de gemiddelde dichtheden aan grote wadpieren op plekken zonder zeegras sterk variëren en kunnen oplopen tot meer dan 200 individuen m^{-2} . Op plekken waar zeegras voorkomt, variëren de wadpiedichtheden ook sterk, maar zijn de dichtheden aanzienlijk lager. Op plekken waar zeegras voorkomt, varieert de gemiddelde wadpiedichtheid tussen 0 en $77 m^{-2}$; de 5^e en 95^e percentielen zijn 0 en $38 m^{-2}$.



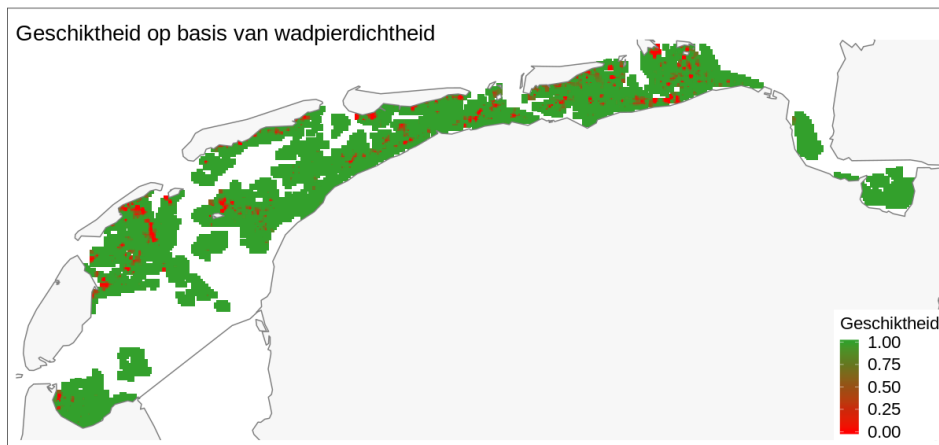
Figuur 16: Boxplot van de adulte wadpiedichtheden op plekken zonder (kaal) en met zeegras.

In de experimenten van Philippart (1994) was een gemiddelde dichtheid van $68 m^{-2}$ voldoende om de overleving van zeegras sterk te verminderen. Valdemarsen *et al.* (2011) lieten in een experiment zien dat bij een wadpiedichtheid van $60 m^{-2}$ vrijwel alle (dummy) zaden na 65 dagen dieper dan 6 cm begraven waren. Op een dergelijke diepte kunnen zaden als verloren beschouwd worden (Greve *et al.*, 2005). Ook het experiment dat Valdemarsen *et al.* (2011) met zaailingen deden, liet zien dat de overleving van zaailingen door wadpieren sterk beperkt wordt. Uitgaande van het empirische model dat Valdemarsen *et al.* (2011) opstelden, concludeerden ze dat wadpiedichtheden van rond $5-20 m^{-2}$ de ontkieming van *Z. marina* sterk beperkt. Op basis van bovenstaande bevindingen wordt de relatie tussen geschiktheidsscore en de wadpiedichtheid (a) beschreven met de volgende stapfunctie.

$$g(a) \begin{cases} 1 & a \leq a_1 \\ 1 - \left(\frac{a-a_1}{a_2-a_1}\right) & a_1 < a < a_2 \\ 0 & a \geq a_2 \end{cases}$$

Hierbij is a_1 de wadpiedichtheid tot waarbij zeegras geen last ondervindt en a_2 is de wadpiedichtheid waarboven geen zeegras meer voorkomt. Er wordt tussen a_1 en a_2 een lineaire relatie verondersteld. Op basis van bovenstaande is gekozen voor $a_1 = 20 m^{-2}$ en $a_2 = 70 m^{-2}$.

Figuur 17 toont de geschiktheidsscore, $g(a)$, op basis van de gemiddelde wadpiedichtheid. In veruit het grootste deel van de Waddenzee is de wadpiedichtheid te laag om groei en overleving van zeegras te belemmeren. Echter, op een groot aantal kleine plekken, verspreid door de westelijke en oostelijke Nederlandse Waddenzee, is de wadpiedichtheid zodanig hoog dat er een negatief effect optreedt.

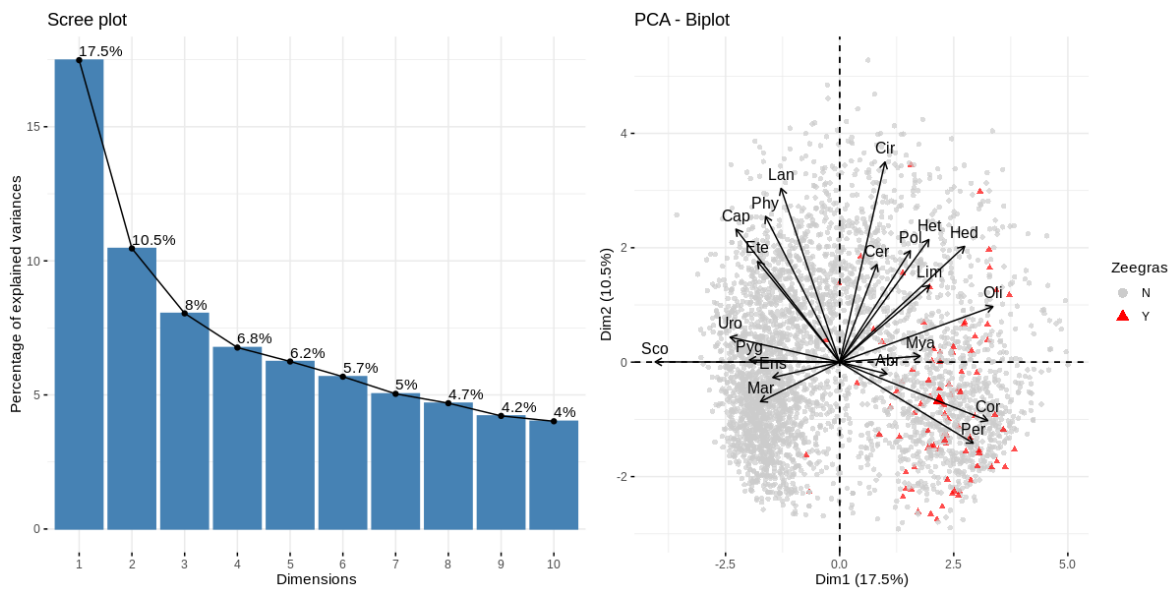


Figuur 17: De geschiktheid van de littorale wadplaten op basis van numerieke wadpiedichtheden.

3.6 Macrozoobenthosgemeenschap

Figuur 18 geeft de resultaten van de benthos PCA weer. De proportie van de variantie die door de eerste twee assen wordt beschreven is 28.3% (17.4% + 10.9%). Dit is een betrekkelijk laag percentage wat betekent dat de biplot met enige voorzichtigheid geïnterpreteerd dient te worden. Net als in figuur 11 zijn de rode punten de zeegras punten.

De figuur maakt duidelijk dat zeegras voorkomt in habitat waar o.a. ook wadslakjes (*Peringia ulvae*), slijkgarnalen (*Corophiidae*), Oligochaeten (*Oligochaeta*), zeeduizendpoten (*Hediste diversicolor*), nonnetjes (*Limecola balthica*) en rode draadwormen (*Heteromastus filiformis*) voorkomen. Ook in deze figuur is duidelijk zichtbaar dat hoge dichtheden wadpieren (*Arenicola marina*) en zeegras niet samen voorkomen. Verder is het interessant om te zien dat in de Waddenzee zeegras niet samen voorkomt met wapenwormen (*Scoloplos armiger*), bulldozerkreeftjes (*Urothoe sp.*), groengele wadwormen (*Eteone longa*), slangpieren (*Capitella sp.*) en schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*).



Figuur 18: PCA op basis van de twintig meest abundantie benthos soorten. De Scree plot geeft de verklaarde variantie van de principale componenten weer en de biplot geeft de relatie weer tussen de individuele variabelen en de eerste en tweede principale componenten. De punten in de biplot representeren de benthos monsterpunten. Wanneer het zeegraslocaties betreffen zijn de punten rood.

3.7 Macroalgen

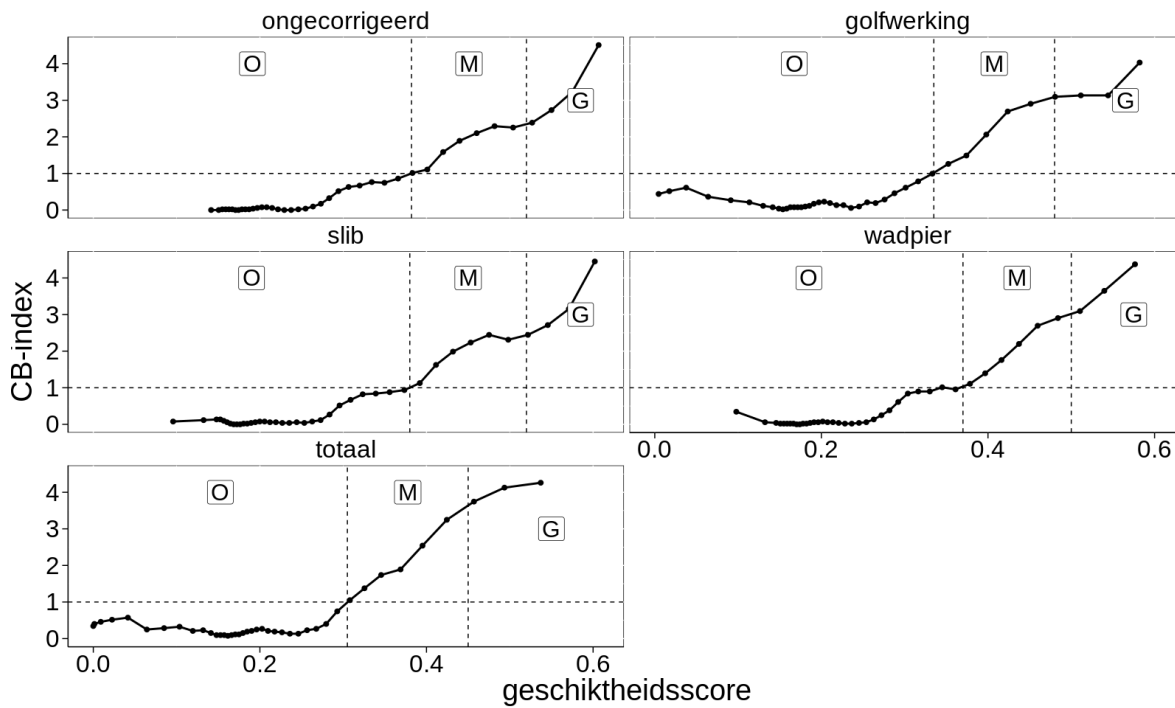
De locaties waar macroalgen worden aangetroffen variëren sterk van jaar tot jaar (Figuur 19). Verder kunnen de totale hoeveelheden macroalgen tussen de jaren sterk verschillen. Met name op de Waardgronden (wadplaten ten zuiden van Vlieland) werden in 2009 grote hoeveelheden macroalgen aangetroffen, terwijl in de jaren ervoor en erna de dichtheden zeer laag waren. De patronen zijn dusdanig onsystematisch dat ze geen robuuste basis bieden om de zeegraskansenkaart aan te scherpen.



Figuur 19: Voorkomen van macroalgen in de Waddenzee in de periode 2008-2012.

3.8 Boyce Index en klassengrenzen

De Boyce Index uitgezet tegen de geschiktheidsscore geeft een beeld van hoe goed de zeegrasverspreidingen overeenstemmen met de voorspellingen van het model: hoe sneller de CB-index vanaf een bepaald punt toeneemt met de geschiktheidsscore, hoe beter de predicties. De sterkste verbetering ten opzichte van het ongecorrigeerde model ontstaan doordat er gecorrigeerd wordt voor golfwerking en wadpierdichtheid (Figuur 20). Slib heeft een klein effect op de verbetering van de CB-index curve. Het gecombineerde effect van golfwerking, slib en wadpier maakt de voorspellingen aanzienlijk beter dan de voorspellingen van het ongecorrigeerde model. De grenzen tussen de klassen ongeschikt, marginaal en geschikt zijn bepaald aan de hand van de curve in figuur 20; de klassengrenzen worden door de onderbroken lijnen weergegeven.



Figuur 20: Continuous Boyce index uitgezet tegen de geschiktheidsscore van het habitat. De onderbroken verticale lijnen laten zien welke waarden gebruikt zijn om de grenzen van de klassen Ongeschikt (O), Marginaal (M) en Geschikt (G) te bepalen.

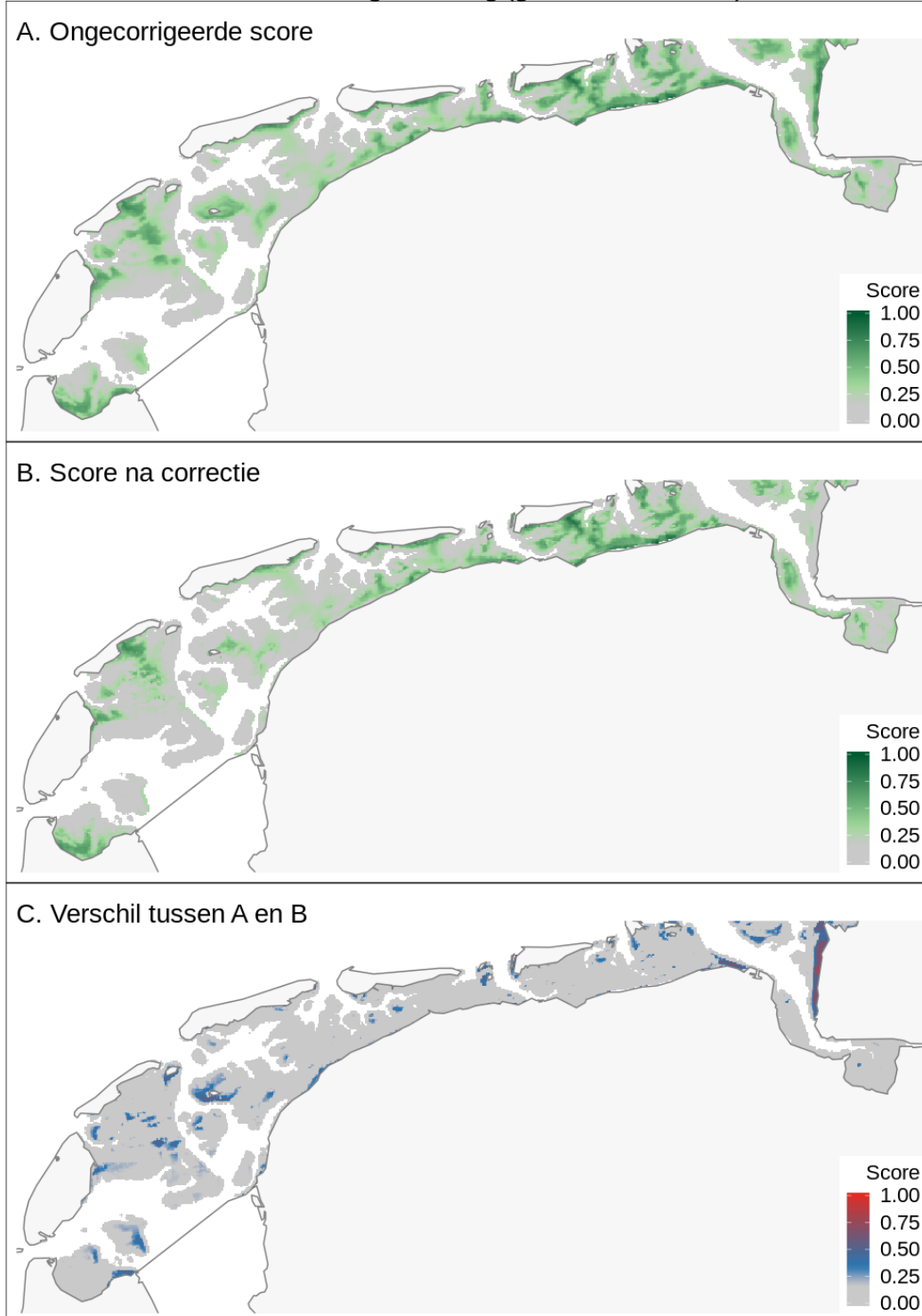
4 Kansenkaarten

Op basis van bovenstaande analyses worden in deze sectie per factor de verfijnde kansenkaarten gepresenteerd. Iedere factor wordt apart behandeld, zodat de individuele effecten per factor zichtbaar worden. Voor iedere factor worden de effecten van de correcties geïllustreerd met behulp van kaarten met de ongecorrigeerde geschiktheidsscore, de geschiktheidsscore na correctie en een verschilkaart. Ook worden kaarten getoond waarbij de scores zijn geclassificeerd op basis van de klassengrenzen uit figuur 20. In de eindkaart zijn alle effecten gecombineerd (sectie 4.4). In tabel 1 zijn per kombergingsgebied (Figuur 28 C.) voor de ongecorrigeerde kaart, voor de individuele verfijningen en voor de totaalkaart de oppervlakten ongeschikt, marginaal en geschikt habitat gegeven.

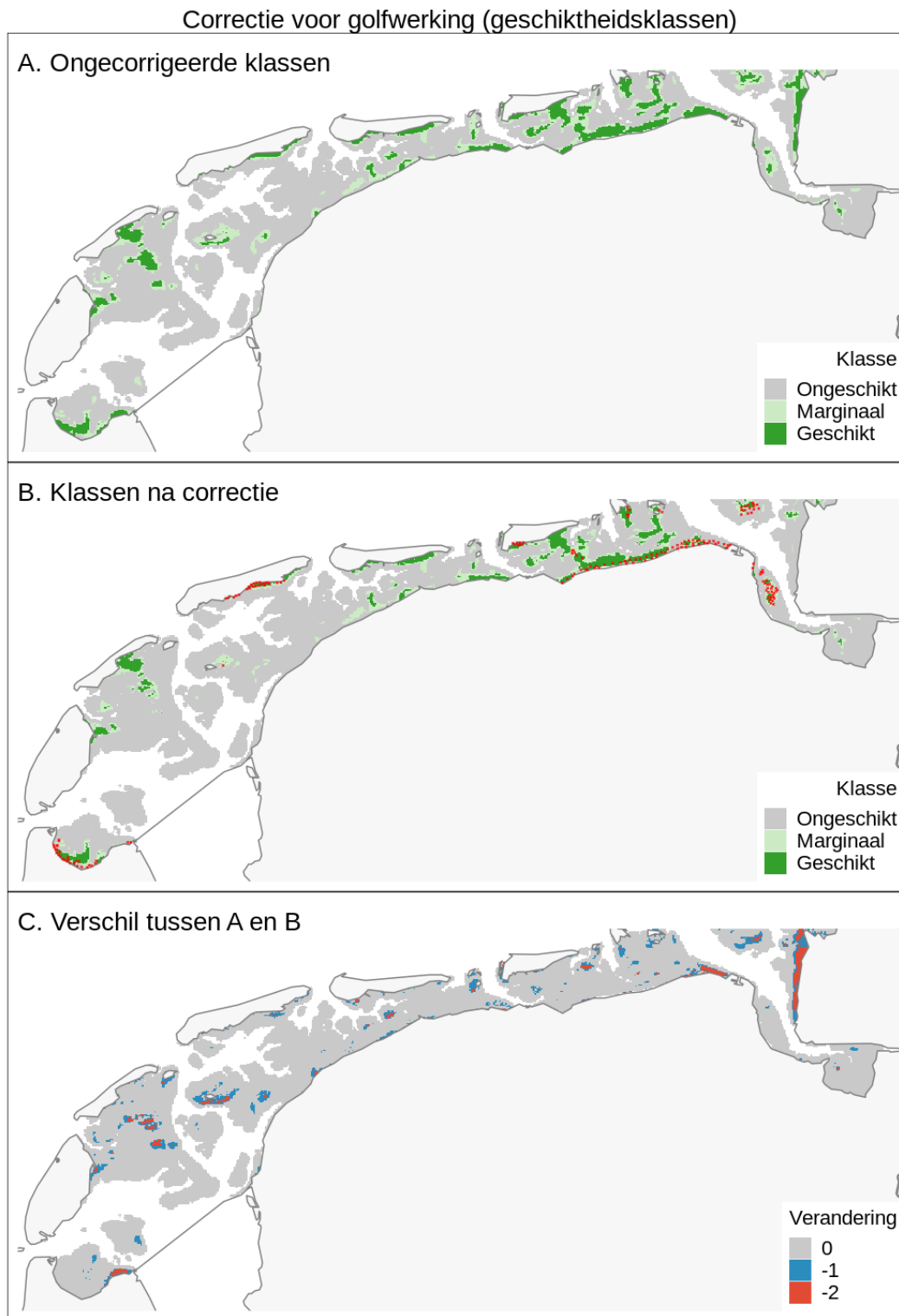
4.1 Golfwerking

Figuren 21 en 22 illustreren het effect van de correctie voor golfwerking. De afname van de gemiddelde geschiktheidsscores in de westelijke Nederlandse Waddenzee is hoger dan in de oostelijke Waddenzee, omdat de orbitaalsnelheid in de westelijke Waddenzee boven de wadplaten gemiddeld hoger is (zie ook Figuur 5). Het oppervlakte geschikt habitat in het Marsdiep neemt af van 11% naar 7% door golfwerking en in het Vlie gaat het oppervlakte geschikt habitat van 6% naar 4% (Tabel 1). Substantiële afnames van de geschiktheid ten gevolge van golfwerking vinden plaats op de Waardgronden ten zuiden van Vlieland, rondom Griend, op Ballastplaat (~10 km ten oosten van Griend) en op enkele plekken langs de kusten van Noord Holland, Friesland en te westen van de Eemshaven. Verder valt op dat de geschiktheidsscore langs de Duitse kust aan de Eems lager is geworden door de correctie voor golfwerking. Dit stemt overeen met de empirische werkelijkheid dat daar geen zeegras voorkomt (Dolch *et al.*, 2017), terwijl op basis van de oorspronkelijke trilaterale kansenkaart dat daar wel verwacht had kunnen worden (Folmer *et al.*, 2017). Ten westen van de Eemshaven is de geschiktheidsscore sterk afgenomen ten gevolge van golfwerking, terwijl op deze plek tussen 1996 en 2017 wel vaak *Z. marina* en *Z. noltii* voorkwam (Figuur 2 en 3). Nadere inspectie van deze locatie laat zien dat het zeegras in dit gebied grotendeels binnen de kwelderwerken ligt (Figuur 23).

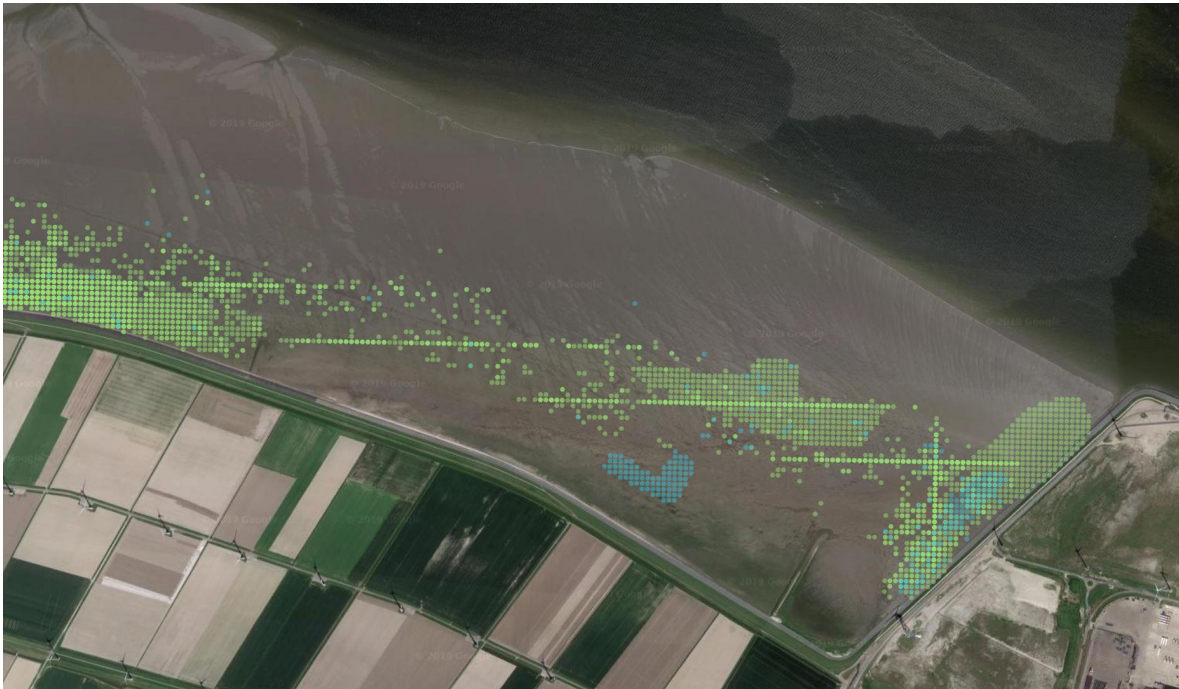
Correctie voor golfwerking (geschiktheidsscore)



Figuur 21: Correctie voor golfwerking. Het effect van de correctie voor golfwerking is zichtbaar in drie kaarten: A. Ongecorrigeerde score; B. Score na correctie; C. Verschil tussen de ongecorrigeerde en gecorrigeerde score.



Figuur 22: De geschiktheidsklassen van het littorale habitat voor zeegras op basis van de geschiktheidsscores in figuur 21 en klassengrenzen in figuur 20. Om het effect van de correctie te illustreren zijn ook de oorspronkelijke geclassificeerde kanskaart en een verschil kaart opgenomen. Een verandering van -1 betekent een verandering van marginaal naar ongeschikt of van geschikt naar marginaal; een verandering van -2 van geschikt naar ongeschikt. De rode symbolen in B zijn de zeegraslocaties. Zeegrasverspreidingen uit Nedersaksen (Folmer *et al.*, 2016) zijn toegevoegd aan data uit sectie 2.1.1 om de aanscherping te illustreren.



Figuur 23: *Z. marina* (blauw) en *Z. noltii* (groen) in de kwelderwerken te oosten van de Eemshaven. Satellietbeeld: Google satellite

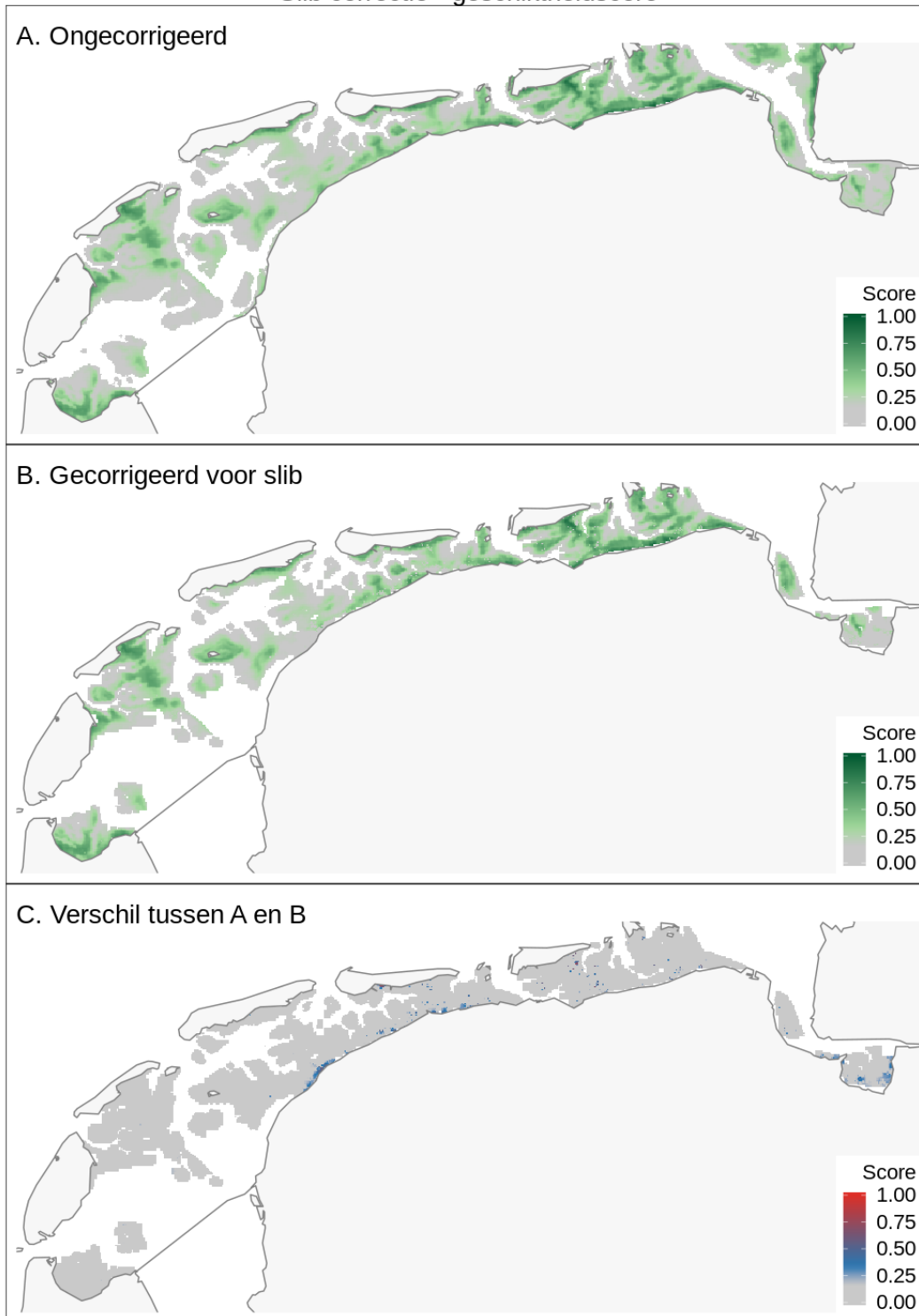
4.2 Sediment

Figuur 24 en 25 tonen de effecten van de correctie voor slibgehalte op de geschiktheid van het habitat voor zeegras. In enkele kleine gebieden langs de Friese vastelandskust, ten zuiden van Ameland, onder Schiermonnikoog en in de Eems-Dollard is het habitat ten gevolge van de aanscherping als ongeschikt geïdentificeerd. In het Borndiep, Pinkegat, Zoutkamperlaag, Eilanderbalg, Lauwers en Schild leidt de aanscherping tot een verkleining van enkele procenten in het oppervlak geschikt habitat ten opzichte van de oorspronkelijke kanskaart (Tabel 1).

4.3 Wadpieren

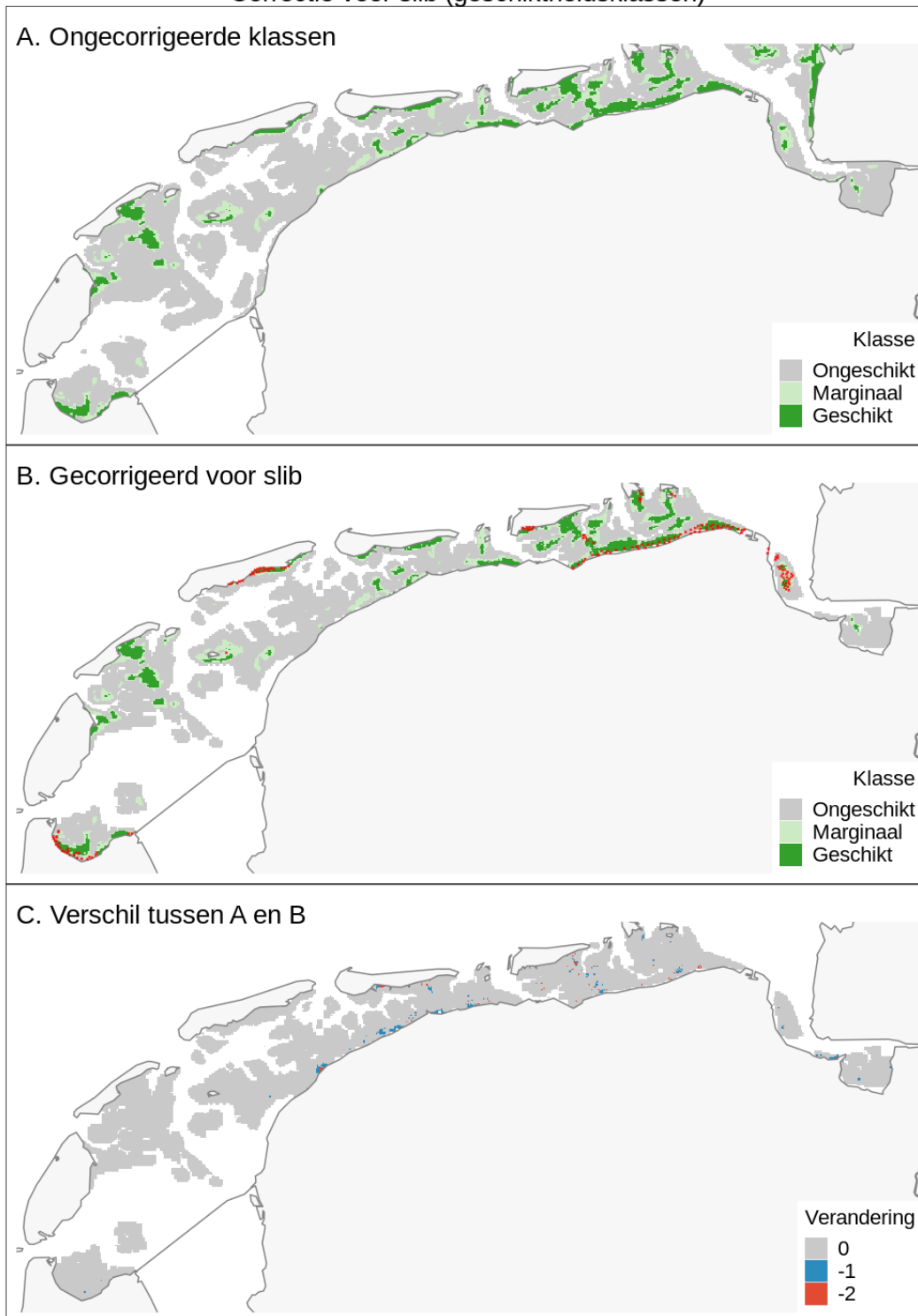
Door de gehele Nederlandse Waddenzee zijn er gebieden waar de geschiktheid afneemt door de correctie voor voor wadpieren (Figuur 26 en 27). Het grootste effect is in de westelijke Waddenzee op de Waardgronden onder Vlieland en op de vlakte van Kerken ten oosten van Texel. In de oostelijke Waddenzee vindt de sterkste afname van de geschiktheid plaats ten zuiden van Rottumerplaat en langs de Groningse vastelandskust ter hoogte van Pieterburen aan de buitenkant van de kwelderwerken.

Slib correctie - geschiktheidscore



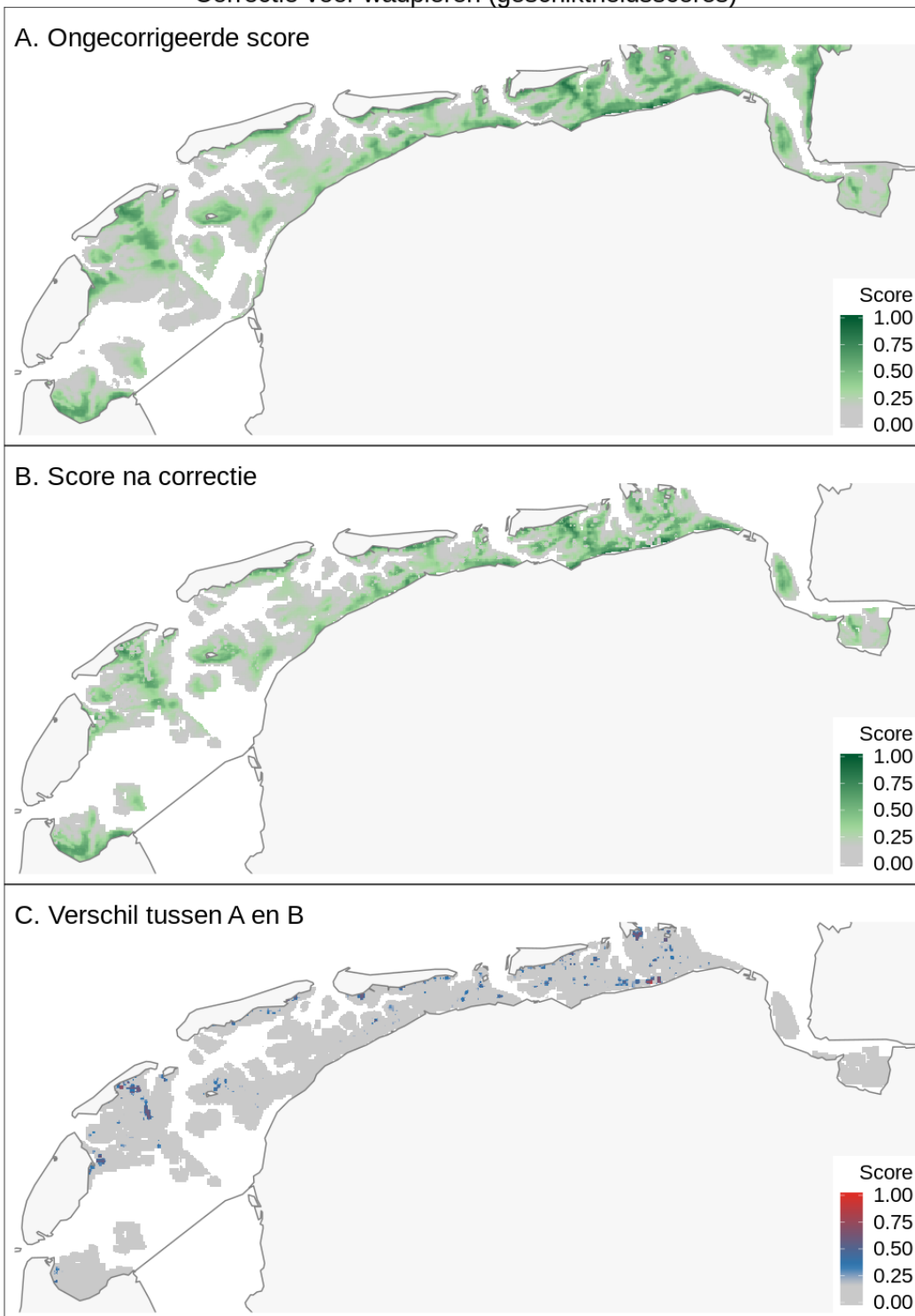
Figuur 24: Correctie voor slibgehalte. Het effect van de correctie voor slibgehalte is zichtbaar in drie kaarten: A. Geschiktheidscore ongecorrigeerd; B. Geschiktheidscore na correctie voor slibgehalte; C. Verschil tussen de ongecorrigeerde en gecorrigeerde geschiktheidscores.

Correctie voor slib (geschiktheidsklassen)



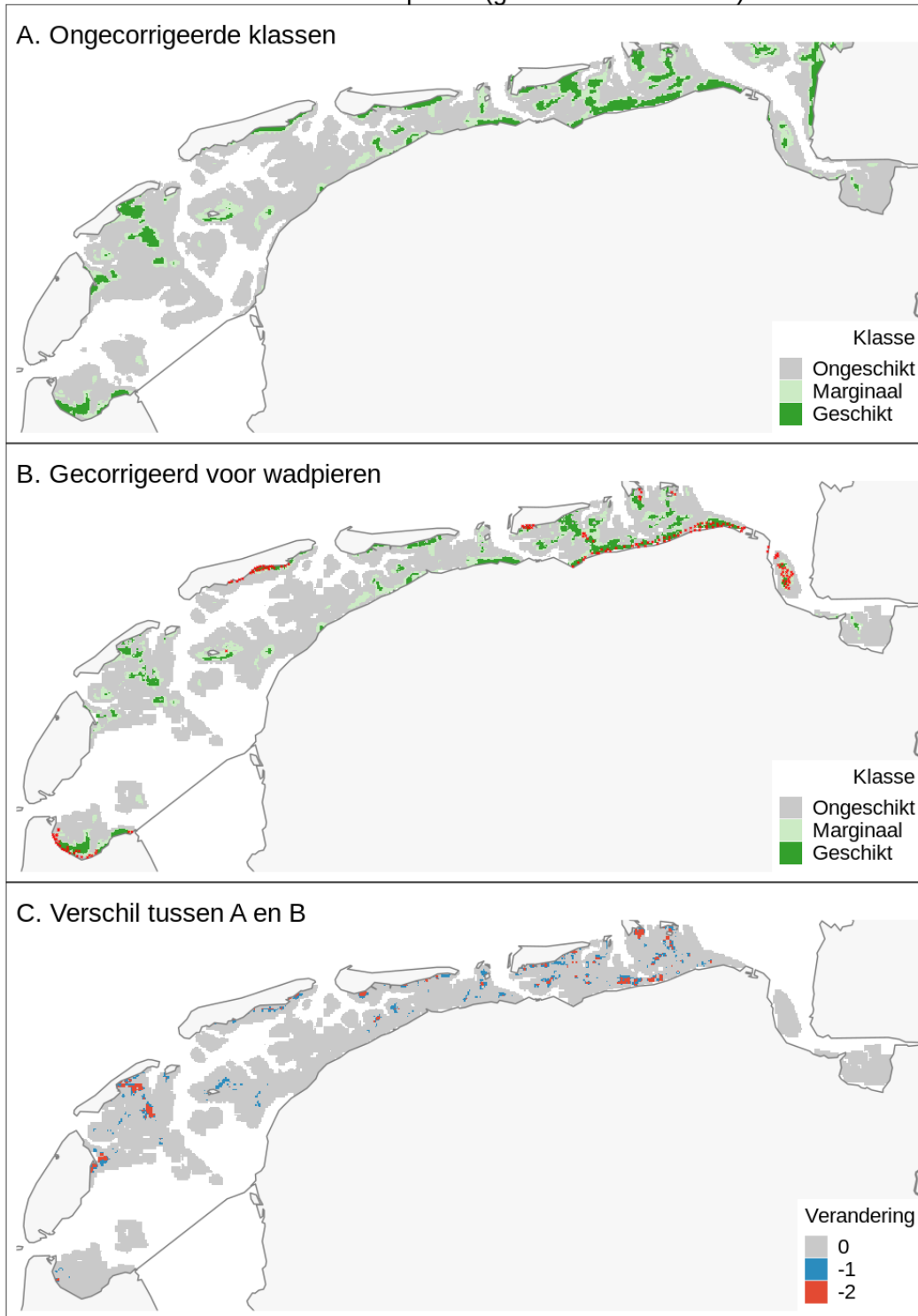
Figuur 25: De geschiktheidsklassen Ongeschikt, Marginaal en Geschikt van het littorale habitat voor zeegras op basis van de geschiktheidsscores in figuur 24 en klassengrenzen in figuur 20. Om het effect van de correctie voor slibgehalte op de classificatie van het wad te illustreren zijn ook de oorspronkelijke geclassificeerde kanskaart en een verschil kaart opgenomen. Zie het onderschrift van figuur 22 voor verdere beschrijving.

Correctie voor wadpieren (geschiktheidsscores)



Figuur 26: Correctie voor wadpiedichtheid. Het effect van de correctie voor wadpieren is zichtbaar in drie kaarten: A. Geschiktheidsscore ongecorrigeerd; B. Geschiktheidsscore na correctie voor wadpiedichtheid; C. Verschil tussen de ongecorrigeerde en gecorrigeerde geschiktheidsscores.

Correctie voor wadpieren (geschiktheidsklassen)



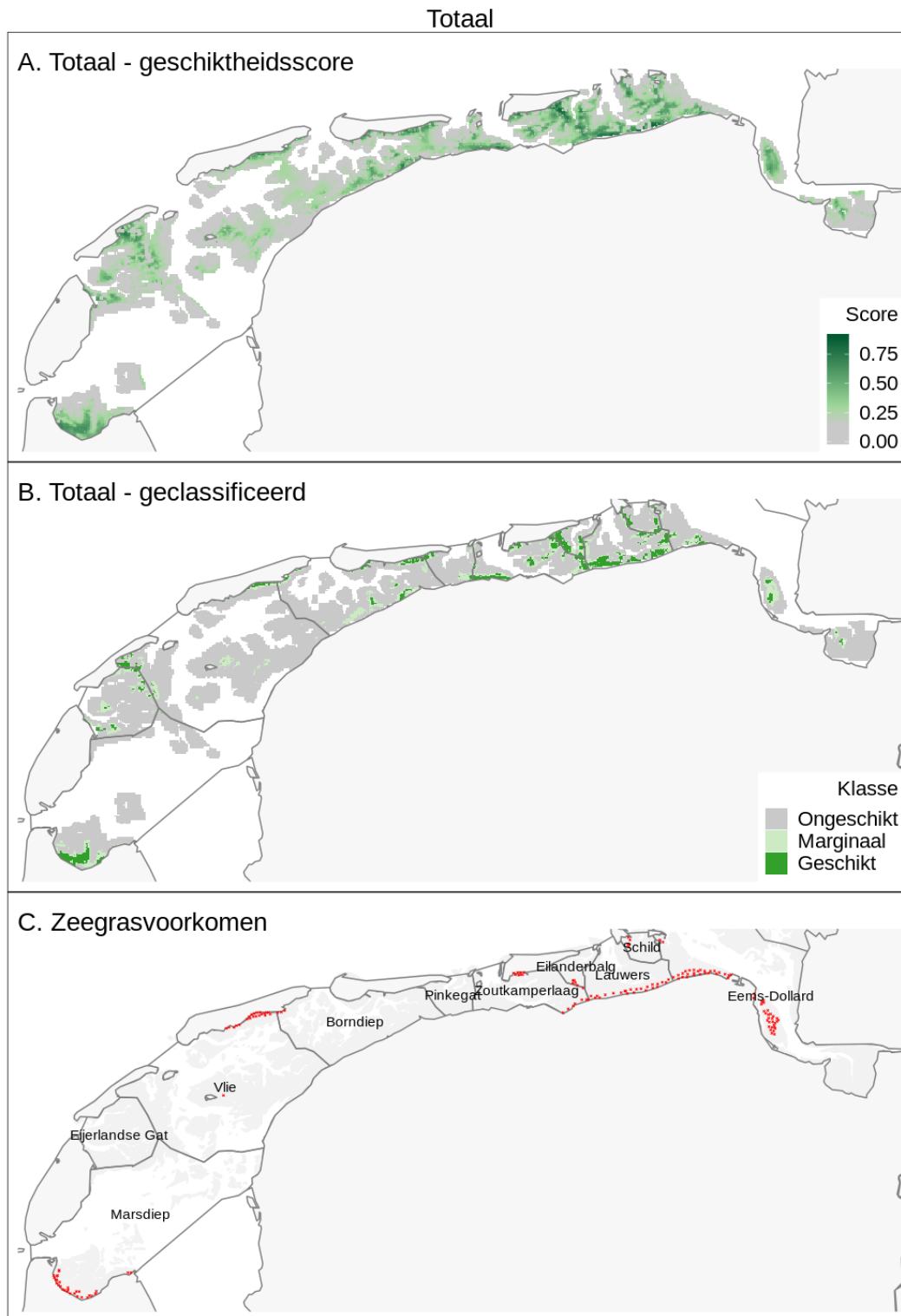
Figuur 27: De geschiktheidsklassen Ongeschikt, Marginaal en Geschikt van het littorale habitat voor zeegras op basis van de geschiktheidsscores in figuur 26 en klassengrenzen in figuur 20. Om het effect van de correctie voor wadpieren op de classificatie van het wad te illustreren zijn ook de oorspronkelijke geclassificeerde kanskaart en een verschil kaart opgenomen. Zie het onderschrift van figuur 22 voor verdere beschrijving.

4.4 Totaal

Deze sectie geeft het resultaat van aanscherping van de oorspronkelijke trilaterale kaart waarbij gecorrigeerd is voor golfwerking, slibgehalte en wadpiedichtheid. De kaarten in figuur 28 geven de uiteindelijke geschiktheidsscores van het intergetijdengebied in de Nederlandse Waddenzee. Door correcties is de inschatting van het oppervlak geschikt habitat afgenomen van ~13% naar minder dan 7%. Het marginale habitat nam af van ~15% naar ~10%.

In de westelijke Waddenzee zijn er twee relatief grote gebieden die geschikt lijken te zijn voor zeegras. Op het Balgzand is een aaneengesloten oppervlak van bijna 13 km^2 geschikt. Ook redelijk grote delen van de Waardgronden en de Vlakte van Kerken zijn geschikt, maar op deze plekken is het geschikte habitat sterk versnipperd. Een groot deel van het geschikte gebied op het Balgzand is sinds 1972 afwisselend begroeid geweest met *Z. noltii* en in enkele jaren heeft er ook *Z. marina* gestaan (Figuur 2 en 3). De bedekking op het Balgzand is sinds 1972 echter nooit hoog geweest. Voor zover geregistreerd in de hier gebruikte datasets, heeft er op de Waardgronden en op de Vlakte van Kerken nooit zeegras gegroeid. Ook de bekende strook wad vlak onder de kust bij Terschelling-Oosterend blijft na correctie geschikt.

In de oostelijke Waddenzee zijn er grotere aaneengesloten oppervlakten van het wad geschikt voor zeegras. Met name langs de Groningse vastelandskust, ten zuiden van Ameland, Schiermonnikoog, de Rottums zijn er aanzienlijke oppervlakten geschikt habitat. Veel van deze gebieden zijn afwisselend begroeid geweest met zeegras al is de dichtheid op de meeste plekken laag gebleven (Figuur 2 en 3). Het grootste deel van het zeegras langs de Groningse kust groeit binnen en vlak buiten de landaanwinningswerken. Op het wad ten zuiden van Schiermonnikoog is een behoorlijk groot oppervlak als geschikt geclassificeerd, terwijl pas sinds de zaaingen in 2015 daar *Z. marina* is aangetroffen. Ook een groot oppervlak van het wad boven Wierum lijkt geschikt. Ook hier is volgens de data beschreven in sectie 2.1.1 geen zeegras aangetroffen.



Figuur 28: A. De geschiktheidsscore en B. de geschiktheidsklassen van het littorale habitat voor zeegras. De klassengrenzen zijn gebaseerd op figuur 20. C. Zeegrasvoorkomen (sectie 2.1.1).

Komberging	Oppervlak	Model	Ongeschikt	Marginaal	Geschikt
Marsdiep	181	Ongecorrigeerd	78	12	11
Marsdiep	181	Golf	85	7	7
Marsdiep	181	Slib	78	12	11
Marsdiep	181	Wadpier	79	11	10
Marsdiep	181	Totaal	86	7	7
Eijerlandse Gat	134	Ongecorrigeerd	71	17	12
Eijerlandse Gat	134	Golf	80	13	7
Eijerlandse Gat	134	Slib	71	17	12
Eijerlandse Gat	134	Wadpier	77	16	7
Eijerlandse Gat	134	Totaal	84	12	4
Vlie	380	Ongecorrigeerd	83	11	6
Vlie	380	Golf	90	6	4
Vlie	380	Slib	83	11	6
Vlie	380	Wadpier	87	9	3
Vlie	380	Totaal	94	5	2
Borndiep	213	Ongecorrigeerd	77	14	9
Borndiep	213	Golf	81	13	7
Borndiep	213	Slib	80	13	8
Borndiep	213	Wadpier	80	14	6
Borndiep	213	Totaal	85	11	4
Pinkegat	49	Ongecorrigeerd	71	19	10
Pinkegat	49	Golf	77	15	8
Pinkegat	49	Slib	74	17	9
Pinkegat	49	Wadpier	78	15	7
Pinkegat	49	Totaal	84	11	6
Zoutkamperlaag	104	Ongecorrigeerd	54	22	24
Zoutkamperlaag	104	Golf	59	22	19
Zoutkamperlaag	104	Slib	55	22	23
Zoutkamperlaag	104	Wadpier	63	19	18
Zoutkamperlaag	104	Totaal	67	18	15
Eilanderbalg	30	Ongecorrigeerd	34	29	37
Eilanderbalg	30	Golf	40	25	35
Eilanderbalg	30	Slib	39	27	34
Eilanderbalg	30	Wadpier	43	25	31
Eilanderbalg	30	Totaal	51	21	28
Lauwers	103	Ongecorrigeerd	48	19	33
Lauwers	103	Golf	53	18	30
Lauwers	103	Slib	49	19	32
Lauwers	103	Wadpier	57	19	24
Lauwers	103	Totaal	63	17	20
Schild	31	Ongecorrigeerd	48	22	30
Schild	31	Golf	54	16	29
Schild	31	Slib	49	21	29
Schild	31	Wadpier	65	20	15
Schild	31	Totaal	72	14	14
Eems-Dollard	155	Ongecorrigeerd	76	14	9
Eems-Dollard	155	Golf	82	13	5
Eems-Dollard	155	Slib	78	13	9
Eems-Dollard	155	Wadpier	78	14	8
Eems-Dollard	155	Totaal	85	12	4

Tabel 1: Per komberging de percentages van het intergetijde oppervlak per geschiktheidsklasse voor de ongecorrigeerde kaart, na correctie voor golfwerking, slibgehalte, wadpiedichtheid en van de totaal kaart. De oppervlakte (vierkante km) is het voor sediment en benthos bemonsterde oppervlak. Deze oppervlakten kunnen afwijken van oppervlakten die gebaseerd zijn op andere methoden. De oppervlakten van de verschillende klassen hangen af van de gekozen klassegrenzen.

5 Discussie en conclusie

Verfijning trilaterale kanskaart

De trilaterale kanskaart (Folmer *et al.*, 2016) is ontwikkeld met machine learning algoritmen met als response variabele de zeegrasverspreidingen in de Duitse Waddenzee en met predictoren droogvalduur, bodemschuifspanning en sedimenteigenschappen (op basis van het Aufmod project). Het voordeel van de gebruikte machine learning algoritmen is dat deze niet gevoelig zijn voor correlaties tussen de predictor variabelen (Hastie *et al.*, 2009). Om de modellen zo generiek mogelijk te maken, zodat de predicties buiten de Duitse Waddenzee ook betrouwbaar zouden zijn, werden de modellen getuned („afgeregeld”) op basis van ruimtelijke kruisvalidatie. De modellen werden volgens gecombineerd door een gewogen gemiddelde van de predicties van verschillende algoritmen te nemen. Uit het trilaterale model volgde dat er in de Nederlandse Waddenzee aanzienlijke oppervlakten wadplaat geschikt leken te zijn voor zeegras. Het model bleek adequaat in de zin dat het aanwezige zeegras in de Nederlandse Waddenzee in het als geschikt geclassificeerde habitat viel. Tegelijkertijd waren grote oppervlakten als geschikt geclassificeerd, terwijl er op die plekken, voor zover bekend, nooit zeegras had gegroeid.

Omdat de dichtheid van zeegras in de Duitse Waddenzee hoog is, is ook de „propagule pressure” daar hoog. Het gevolg daarvan is dat ook de bedekking van marginaal habitat relatief hoog is, waardoor de predicties voor de Nederlandse Waddenzee (te) optimistisch (kunnen) zijn. Het doel van het huidige rapport was om de trilaterale kaart voor de Nederlandse Waddenzee aan te scherpen door de effecten van golfwerking, slibgehalte en wadpierdichtheden te analyseren. In de onderstaande subsecties worden de resultaten van de totaalkaart en de aanscherpingen per factor besproken.

Totaalkaart na correcties

De analyses in dit rapport geven een scherper beeld van de geschiktheid van de Nederlandse littorale Waddenzee voor zeegras. In de ongecorrigeerde kaart was ongeveer 13% van het oppervlak geschikt, terwijl dit na correctie minder dan 7% was. Van geen van de gebieden waar zeegras is voorgekomen, is de geschiktheid afgenomen. Op de meeste locaties die als geschikt geclassificeerd zijn, groeit tegenwoordig of groeide in het recente verleden regelmatig zeegras. Er zijn in de westelijke en de oostelijke Waddenzee ook geschikte locaties geïdentificeerd waar, voor zover bekend, geen zeegras heeft gegroeid. Er zijn redelijk grote oppervlakten geschikt habitat op de Waardgronden, het wad ten zuiden van Ameland, het wad ten zuiden van Schiermonnikoog en het wad onder de Rottums en het Wierumerwad. Op veel van deze plekken komt in de nabijheid wel zeegras voor, maar blijft uitbreiding achter. Deze discrepanties kunnen ontstaan door onnauwkeurigheid in de inschattingen van de geschiktheid, een gebrek aan „propagule pressure” of de rol van bekende en nog onbekende factoren. Mogelijke onnauwkeurigheden in de inschattingen van de geschiktheid worden hieronder per factor besproken. In fase twee van het huidige onderzoek wordt de rol van menselijke verstoring en eutrofiëring onderzocht. Eutrofiëring is waarschijnlijk een zeer belangrijke factor (Folmer *et al.*, 2016) en de nutriëntenbelasting in de oostelijke Waddenzee is uitzonderlijk hoog (Van Beusekom *et al.*, 2009; van Beusekom *et al.*, 2010; Folmer, 2015). In Schleswig-Holstein ging de uitbreiding van zeegras snel nadat de eutrofiëring afnam Dolch *et al.* (2013). Verder interessant en nuttig vervolgonderzoek zou zich kunnen richten op historische bronnen om te kijken wat er bekend is over het voorkomen van zeegras op plekken zoals het Wierumerwad¹.

¹ zeegras werd vroeger vaak wier genoemd.

Golfwerking

Aan de hand van literatuuronderzoek en data-analyse is een bivariate functie opgesteld die de geschiktheid als functie van golfwerking beschrijft waarmee de kanskaart is verfijnd. De golfdata, de geschiktheidsfunctie en de resultaten dienen met enige behoedzaamheid geïnterpreteerd te worden. Hoewel de golfsimulaties op hoge resolutie (70-300m), voor een groot aantal combinaties van windsnelheid, richting en getij uitgevoerd zijn, blijft de vraag in hoeverre de resultaten de werkelijke golfregimes op de platen adequaat weergeeft. Idealiter worden gesimuleerde golfdata gevalideerd met langdurige metingen afkomstig van een groot aantal locaties, zodat een validatie dataset de meeste golfcondities bevat. Omdat dergelijke metingen in de Waddenzee niet beschikbaar zijn, heeft Donker (2015) de gesimuleerde data vergeleken met een beperkte dataset, die onder relatief rustige windcondities is verzameld. Wat betreft de grenswaarden in de geschiktheidsfunctie, stemmen het literatuuronderzoek en de observaties in de Nederlandse Waddenzee behoorlijk goed overeen. Toch dient te worden opgemerkt dat een geschiktheidsfunctie met harde grenswaarden en een lineaire relatie tussen geschiktheid en golfwerking, een verregaande versimpeling is van een complexe en stochastische werkelijkheid. Desalniettemin zijn de voorspellingen door de toevoeging van golfwerking scherper en daarmee is de kanskaart betrouwbaarder geworden.

Er blijkt dat golfwerking een belangrijk effect heeft op de geschiktheid van met name de Westelijke Waddenzee. Er zijn substantiële afnames in de geschiktheid van de Waardgronden, rondom Griend, op Ballastplaat en op enkele plekken langs de kusten van Noord Holland en Friesland. Dit correspondeert goed met de observatie dat er op deze plaatsen geen zeegras is voorgekomen en dat zaaiingen ten zuiden van Griend geen duurzame zeegrasvelden hebben opgeleverd. Ten noordoosten van Griend, waar recentelijk spontaan een zeegrasveld is ontstaan, is het habitat grotendeels als marginaal geclassificeerd. Het is interessant om dit veld nauwgezet te volgen om te zien of het zware stormen overleeft.

Fijnschalige structuren, zoals de aanwezigheid van kwelderwerkdammen, zijn in de bathymetrie, die als basis dient voor golfsimulaties, niet opgenomen. Dit leidt ertoe dat op deze plekken de golfwerking te hoog ingeschat wordt. Dat dit tot afwijkingen in de voorspellingen en observaties kan leiden, is te zien in de verlaagde geschiktheidsscore ten westen van de Eemshaven, terwijl op die plek in de periode 1996-2017 wel vaak *Z. marina* en *Z. noltii* voorkwam. Omdat een groot deel van het zeegras in de Nederlandse Waddenzee in kwelderwerken groeit, verdient het de aanbeveling om op deze plekken een beter beeld van de golfcondities te ontwikkelen¹. Omdat binnen het huidige beleid de kwelderwerken actief onderhouden worden, biedt dit wellicht mogelijkheden om aanpassingen in het onderhoud te doen, waardoor binnen de kwelderwerken de condities voor zeegras verbeterd kunnen worden.

Toekomstig onderzoek zou zich kunnen richten op fijnschaligere simulatie van golfwerking in combinatie met systematische validatie. Dergelijk onderzoek zou goed gecombineerd kunnen worden met een meer dynamische benadering van zeegras ontwikkeling als functie van de abiotische condities en feedbacks van zeegras op abiotische condities. Het zou interessant en nuttig zijn, om op basis van temporeel fijnschalige golfdata, te zoeken naar plekken waar “windows of opportunity” voorkomen. In deze context is het ook van belang om verwachte veranderingen in het klimaat, en met name het effect op wind, te beschouwen.

¹ Dit onderzoek is onderdeel van fase 2.

Sediment

Slibgehalte en organisch materiaal Het literatuuronderzoek en de data-analyse laten zien dat *Z. marina* en *Z. noltii* op zowel zandige als slibrijke bodems kunnen voorkomen. Hoewel er empirische evidentie is dat er grenzen zijn aan de maximale slibgehalten die *Z. marina* en *Z. noltii* in ondiepe wateren kunnen verdragen, is de verfijning van de kanskaart ook gebaseerd op de interactie tussen het slibgehalte en de concentratie organisch materiaal. Op basis van van Straaten (1954) is aangenomen dat bij slibgehalten boven 40% de concentratie organisch materiaal boven de 5% ligt, waardoor de groei en overleving van zeegras beperkt wordt (Koch, 2001). Omdat er geen gegevens beschikbaar waren om dit expliciet te onderzoeken, is de aanname gedaan dat de relatie tussen slibgehalte en organisch materiaal concentratie constant is door de Nederlandse Waddenzee. Dit is hoogstwaarschijnlijk te simplistisch, omdat accumulatie van slib en organisch materiaal en de afbraakprocessen van organisch materiaal variëren in tijd en ruimte.

Om een scherper beeld te krijgen van het organisch materiaal in de sedimenten van de Waddenzee, zou het nuttig zijn om naast de korrelgrootteverdelingen, ook de concentraties organisch materiaal te bepalen. Verder zal inzicht in de relaties tussen het voorkomen van zeegras en de concentraties slib en organisch materiaal in de Duitse Waddenzee kunnen helpen om beter te begrijpen hoe deze factoren de ontwikkeling van zeegrasvelden beïnvloeden. Aan de hand daarvan zou de kanskaart verder aangescherpt kunnen worden. In deze context geven de studies van Cadée & Hegeman (1977) op het Balgzand en van Delafontaine *et al.* (2000) ten zuiden van Spiekeroog een interessante indruk. Cadée & Hegeman (1977) vonden op het Balgzand concentraties organisch materiaal variërend tussen 0.1% en 2.5%. Delafontaine *et al.* (2000) analyseerden de organische koolstofgehalten ten zuiden van Spiekeroog en vonden waarden tot 3% bij hoge slibconcentraties¹.

Sedimentatie en erosie Ten gevolge van o.a. bedijkingen en de afsluiting van de Zuiderzee is de geomorfologie van de Waddenzee in disequilibrium. De grootste volumeveranderingen vinden plaats in geulen en de veranderingen op de wadplaten zijn subtieler (Elias *et al.*, 2012). Desalniettemin is langs de vastelandskust de sedimentatie ook aanzienlijk. Langs de Friese vastelandskust is de sedimentatie over afgelopen 70 jaar gemiddeld ~2 cm per jaar geweest en langs de Groningse kust verloopt de sedimentatie langzamer (Elias *et al.*, 2012; Elschot & van Puijenbroek, 2019). Omdat sedimentatie en erosie niet gelijkmatig verlopen, is het mogelijk dat gedurende bepaalde periodes of stormen, zeegrasvelden volledig bedekt raken met sediment en dat niet overleven (Koch, 2001; Reise & Kohlus, 2008). Om hier beter zicht op te krijgen is veldonderzoek naar sedimentdynamiek op korte tijdschalen nodig.

Benthos en macroalgen

Macroalgen De gebruikte gegevens over de verspreiding van macroalgen bieden een onvoldoende solide basis om de kanskaart aan te scherpen. Zoals in sectie 2 beschreven, is het SIBES programma niet ontworpen om macroalgen te monitoren. Desalniettemin laten de kaarten in figuur 19 zien dat de dichtheden van macroalgen op bepaalde momenten aanzienlijk kunnen zijn. De hoogste dichtheden werden in 2009 aangetroffen op de Waardgronden op locaties die verder geschikt lijken te zijn voor zeegras. Het verdient de aanbeveling om te onderzoeken of de verspreiding van macroalgen beter in

¹ Voor het omrekenen van concentratie organische koolstof naar organisch materiaal wordt de van Bemmelen factor gebruikt.

beeld gebracht kan worden. Om op hoge spatiotemporele resolutie informatie over de verspreiding van macroalgen te verkrijgen, kan gebruik worden gemaakt van remote sensing. Satellieten bieden de mogelijkheid om op grote ruimtelijke schaal informatie te verzamelen en UAVs (drones) zouden ingezet kunnen worden om op fijne ruimtelijke schaal en hoge resolutie data te verkrijgen.

Wadpiedichtheid Op aanzienlijke oppervlakten van het intergetijdengebied, verspreid door de gehele Waddenzee, is de dichtheid aan wadpieren zodanig hoog dat het de groei en overleving van zeegras beperkt. Op de vlakte van Kerken, op de Waardgronden en langs het Groningse vasteland en ten zuiden van Rottumerplaat en Rottumeroog zijn er substantiële oppervlakten wadplaat, die op basis van de oorspronkelijke kanskaart geschikt leken, als ongeschikt geclassificeerd. Omdat zowel zeegras als wadpieren voornamelijk voorkomen op hoge wadplaten, waar de golfwerking en stroming beperkt zijn, wordt een relatief groot deel van het oorspronkelijk geschikte habitat ongeschikt of marginaal.

De klassengrenzen zijn vastgesteld op basis van experimenten Philippart (1994); Valdemarsen *et al.* (2011) en de statistische relatie tussen zeegras en wadpieren in de Nederlandse Waddenzee (sectie 3.5). Hoewel de experimentele resultaten en de verspreidingsgegevens goed corresponderen, zijn er redenen en mogelijkheden om de klassengrenzen beter te onderzoeken en verder aan te scherpen. In dit rapport is de geschiktheid beschreven aan de hand van de gemiddelde wadpiedichtheid. Hoewel wadpieren gedurende de onderzochte periode (2008-2012) steeds op min of meer dezelfde plekken voorkwamen, is er wel sprake van veranderingen door de tijd. Dit betekent dat bepaalde plekken die meestal geschikt zijn, in bepaalde jaren toch ongeschikt kunnen zijn (en andersom). Het kan de moeite lonen om interacties tussen zeegras en wadpieren verder te onderzoeken door tijdreeksanalyse. Het zou tevens nuttig zijn wanneer binnen het SIBES programma de groottes van individuele wadpieren systematisch gemeten zouden worden. In combinatie met het empirische model van Valdemarsen *et al.* (2011) kan de relatie tussen geschiktheid en wadpieren nauwkeuriger beschreven worden. Beter inzicht in de interacties tussen wadpieren en zeegras kan ook verkregen worden door de relaties tussen zeegras en wadpieren in de Duitse Waddenzee te analyseren.

Benthogemeenschap Dit rapport laat zien dat zeegras samen voorkomt met wadslakjes, slijkgarnalen, oligochaeten, zeeduizendpoten, nonnetjes en rode draadwormen en juist niet met wapenwormen, bulldozerkreeftjes, groengele wadwormen, slangpieren en schelpkokerwormen. Verder onderzoek zal moeten uitwijzen in hoeverre er sprake is van causale interacties tussen zeegras en deze soorten.

Dankwoord

Mijn dank gaat uit naar Marieke van Woensel, Lies van Nieuwerburgh en Gerard Janssen van Rijkswaterstaat voor het initiëren en organiseren van dit onderzoek en voor het geven commentaar op een eerdere versie van dit rapport. Dank aan Jeroen Bergwerff voor het toesturen van zeegras data en informatie over monitoring. Ik wil ook Dick de Jong en Marieke van Katwijk hartelijk danken voor zeer nuttige discussies en uitzonderlijk grondig en bruikbaar commentaar. Ook dank ik Katja Philippart, Tjisse van der Heide en Jannes Heusinkveld voor nuttig commentaar.

Referenties

- Beukema, J.J. & De Vlas, J. (1979). Population parameters of the lugworm, *Arenicola marina*, living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands journal of sea research*, 13, 331–353.
- van Beusekom, J.E.E., Buschbaum, C., Loebel, M., Martens, P. & Reise, K. (2010). *Long-Term Ecological Change in the Northern Wadden Sea*. Springer, New York. WOS:000280111700010.
- Bijleveld, A.I., van Gils, J.A., van der Meer, J., Dekinga, A., Kraan, C., van der Veer, H.W. & Piersma, T. (2012). Designing a benthic monitoring programme with multiple conflicting objectives. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 526–536.
- de Boer, W. (2007). Seagrass–sediment interactions, positive feedbacks and critical thresholds for occurrence: a review. *Hydrobiologia*, 591, 5–24.
- Bos, A.R., Bouma, T.J., de Kort, G.L.J. & van Katwijk, M.M. (2007). Ecosystem engineering by annual intertidal seagrass beds: Sediment accretion and modification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74, 344–348.
- Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E. & Schmiegelow, F.K. (2002). Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*, 157, 281–300.
- Burchard, H. & Bolding, K. (2002). GETM - a General Estuarine Transport Model. Scientific documentation. Technical Report EUR 20253 EN.
- Cabaço, S., Santos, R. & Sprung, M. (2012). Population dynamics and production of the seagrass *Zostera noltii* in colonizing versus established meadows: *Zostera noltii* in colonizing versus established meadows. *Marine Ecology*, 33, 280–289.
- Cadée, G.C. (1976). Sediment reworking by *Arenicola marina* on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 10, 440–460.
- Cadée, G.C. & Hegeman, J. (1977). Distribution of primary production of the benthic microflora and accumulation of organic matter on a tidal flat area, Balgzand, Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, 11, 24–41.
- Compton, T.J., Holthuijsen, S., Koolhaas, A., Dekinga, A., ten Horn, J., Smith, J., Galama, Y., Brugge, M., van der Wal, D., van der Meer, J., van der Veer, H.W. & Piersma, T. (2013). Distinctly variable mudscapes: Distribution gradients of intertidal macrofauna across the Dutch Wadden Sea. *Journal of Sea Research*, 82, 103–116.
- Delafontaine, M.T., Flemming, B.W. & Bartholomä, A. (2000). Mass balancing the seasonal turnover of POC in mud and sand on a back-barrier tidal flat (southern North Sea). In: *Proceedings in Marine Science* (eds. Flemming, B.W., Delafontaine, M.T. & Liebezeit, G.). Elsevier, vol. 2 of *Muddy Coast Dynamics and Resource Management*, pp. 107–124.
- Dijkema, K. (1991). Towards a habitat map of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea. *Ocean and Shoreline Management*, 16, 1–21.
- Dolch, T., Buschbaum, C. & Reise, K. (2013). Persisting intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea since the 1930s. *Journal of Sea Research*, 82, 134–141.

- Dolch, T., Folmer, E., Frederiksen, M., Herlyn, M., Katwijk, M., Kolbe, K., Krause-Jensen, P., Schmedes, P. & Westerbeek, E. (2017). Seagrass. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Tech. rep., Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- Donker, J.J.A. (2015). *Hydrodynamic processes and the stability of intertidal mussel beds in the Dutch Wadden Sea*. No. 83 in Utrecht Studies in Earth Sciences - Thesis. Utrecht.
- van Duren, L. & Van Katwijk, M.M. (2015). Herstelmaatregel groot zeegras in de Nederlandse Waddenzee - Haalbaarheid van de doelstellingen onder de Kaderrichtlijn Water. Tech. rep., Deltares, Delft, Netherlands.
- Elias, E.P.L., Spek, A.J.F.v.d., Wang, Z.B. & Ronde, J.d. (2012). Morphodynamic development and sediment budget of the Dutch Wadden Sea over the last century. *Netherlands Journal of Geosciences*, 91, 293–310.
- Elschot, K. & van Puijenbroek, M. (2019). Opslibbing en vegetatieontwikkeling kwelderwerken 1960-2018. Tech. rep., Wageningen Marine Research.
- Folmer, E.O. (2015). Ontwikkelingen en vestigingsmogelijkheden voor litoraal zeegras in de trilaterale Waddenzee. Tech. rep., Programma naar een Rijke Waddenzee, Leeuwarden.
- Folmer, E.O., Dekinga, A., Holthuijsen, S., Meer, J.d., Mosk, D., Piersma, T. & Veer, H. (2017). Species Distribution Models of Intertidal Benthos - Tools for Assessing the Impact of Physical and Morphological Drivers on Benthos and Birds in the Wadden Sea. Tech. Rep. 2017-3, NIOZ, Texel.
- Folmer, E.O., Olff, H. & Piersma, T. (2010). How well do food distributions predict spatial distributions of shorebirds with different degrees of self-organization? *Journal of Animal Ecology*, 79, 747–756.
- Folmer, E.O., Van Beusekom, J.E.E., Dolch, T., Gräwe, U., Katwijk, M.M., Kolbe, K. & Philippart, C.J.M. (2016). Consensus forecasting of intertidal seagrass habitat in the Wadden Sea. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1800–1813.
- Fonseca, M. & Bell, S. (1998). Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 171, 109–121.
- Gacia, E., Granata, T.C. & Duarte, C.M. (1999). An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquatic Botany*, 65, 255–268.
- Gräwe, U., Flöser, G., Gerkema, T., Duran-Matute, M., Badewien, T.H., Schulz, E. & Burchard, H. (2016). A numerical model for the entire Wadden Sea: Skill assessment and analysis of hydrodynamics. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 121, 5231–5251.
- Greve, T.M., Krause-Jensen, D., Rasmussen, M.B. & Christensen, P.B. (2005). Means of rapid eelgrass (*Zostera marina* L.) recolonisation in former dieback areas. *Aquatic Botany*, 82, 143–156.
- den Hartog, C. (1994). Suffocation of a littoral *Zostera* bed by *Enteromorpha radiata*. *Aquatic Botany*, 47, 21–28.
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Friedman, J.H. (2009). *The elements of statistical learning. Data mining, inference, and prediction*. Springer, New York.
- Hauxwell, J., Cebrian, J., Furlong, C. & Valiela, I. (2001). Macroalgal Canopies Contribute to Eelgrass (*Zostera marina*) Decline in Temperate Estuarine Ecosystems. *Ecology*, 82, 1007–1020.

- van der Heide, T., van Nes, E., Geerling, G., Smolders, A., Bouma, T.J. & van Katwijk, M. (2007). Positive feedbacks in seagrass ecosystems: implications for success in conservation and restoration. *Ecosystems*, 10, 1311–1322.
- Herman, P.M., Middelburg, J.J. & Heip, C.H. (2001). Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: results from the ECOFLAT project. *Continental Shelf Research*, 21, 2055–2071.
- Hirzel, A.H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C. & Guisan, A. (2006). Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling*, 199, 142–152.
- Huettel, M. & Rusch, A. (2000). Transport and degradation of phytoplankton in permeable sediment. *Limnology and Oceanography*, 45, 534–549.
- Infantes, E., Orfila, A., Simarro, G., Terrados, J., Luhar, M. & Nepf, H. (2012). Effect of a seagrass (*Posidonia oceanica*) meadow on wave propagation. *Marine Ecology Progress Series*, 456, 63–72.
- de Jong, D.J., Katwijk, M. & Brinkman, A. (2005). Kansenskaart Zeegras Waddenzee. Tech. rep., RIKZ, Middelburg.
- de Jong, D.J., Nienhuis, P.H. & Kater, B.J. (1994). Microphytobenthos in the Oosterschelde estuary (The Netherlands), 1981–1990; consequences of a changed tidal regime. In: *The Oosterschelde Estuary (The Netherlands): a Case-Study of a Changing Ecosystem* (eds. Nienhuis, P.H. & Smaal, A.C.). Springer Netherlands, Dordrecht, Developments in Hydrobiology, pp. 183–195.
- van Katwijk, M., Bos, A., Hermus, D. & Suykerbuyk, W. (2010). Sediment modification by seagrass beds: Muddification and sandification induced by plant cover and environmental conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 89, 175–181.
- van Katwijk, M., Bos, A., de Jonge, V., Hanssen, L., Hermus, D. & de Jong, D. (2009). Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Marine Pollution Bulletin*, 58, 179–188.
- Katwijk, M.M.v., Thorhaug, A., Marbà, N., Orth, R.J., Duarte, C.M., Kendrick, G.A., Althuizen, I.H.J., Balestri, E., Bernard, G., Cambridge, M.L., Cunha, A., Durance, C., Giesen, W., Han, Q., Hosokawa, S., Kiswara, W., Komatsu, T., Lardicci, C., Lee, K.S., Meinesz, A., Nakaoka, M., O'Brien, K.R., Paling, E.I., Pickerell, C., Ransijn, A.M.A. & Verduin, J.J. (2016). Global analysis of seagrass restoration: the importance of large-scale planting. *Journal of Applied Ecology*, 53, 567–578.
- van Keulen, M. & Borowitzka, M.A. (2002). Comparison of water velocity profiles through morphologically dissimilar seagrasses measured with a simple and inexpensive current meter. *Bulletin of Marine Science*, 71, 1257–1267.
- Koch, E.W. (1999). Preliminary evidence on the interdependent effect of currents and porewater geochemistry on *Thalassia testudinum* Banks ex König seedlings. *Aquatic Botany*, 63, 95–102.
- Koch, E.W. (2001). Beyond Light: Physical, Geological, and Geochemical Parameters as Possible Submersed Aquatic Vegetation Habitat Requirements. *Estuaries*, 24, 1–17.
- Korporaal, M., van Heusden, W., Oterdoorn, T. & Snoek, R. (2016). Toekomstvisie Zeegras - Samen bouwen aan een biobouwer. Tech. rep., Programma naar een Rijke Waddenzee en Rijkswaterstaat, Leeuwarden.

- Kraan, C., van der Meer, J., Dekinga, A. & Piersma, T. (2009). Patchiness of macrobenthic invertebrates in homogenized intertidal habitats: hidden spatial structure at a landscape scale. *Marine Ecology-Progress Series*, 383, 211–224.
- Kritzer, J.P. & Sale, P.F. (2010). *Marine Metapopulations*. Elsevier.
- Kuusemäe, K., von Thenen, M., Lange, T., Rasmussen, E.K., Pothoff, M., Sousa, A.I. & Flindt, M.R. (2018). Agent Based Modelling (ABM) of eelgrass (*Zostera marina*) seedbank dynamics in a shallow Danish estuary. *Ecological Modelling*, 371, 60–75.
- Legendre, P. & Gallagher, E.D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129, 271–280.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Lundquist, C.J., Jones, T.C., Parkes, S.M. & Bulmer, R.H. (2018). Changes in benthic community structure and sediment characteristics after natural recolonisation of the seagrass *Zostera muelleri*. *Scientific Reports*, 8, 13250.
- Mascaró, O., Valdemarsen, T., Holmer, M., Pérez, M. & Romero, J. (2009). Experimental manipulation of sediment organic content and water column aeration reduces *Zostera marina* (eelgrass) growth and survival. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 373, 26–34.
- Paterson, D. & Black, K. (1999). Water Flow, Sediment Dynamics and Benthic Biology. In: *Advances in Ecological Research*. Elsevier, vol. 29, pp. 155–193.
- Philippart, C. (1994). Interactions between *Arenicola marina* and *Zostera noltii* on a tidal flat in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 111, 251–257.
- Philippart, C.J., Dijkema, K.S. & van der Meer, J. (1992). Wadden Sea seagrasses: where and why? *Netherlands Institute for Sea Research Publication Series*, 20, 177 – 191.
- Reise, K. (1985). *Tidal flat ecology: An experimental approach to species interactions*. No. 54 in Ecological Studies. Springer, Berlin.
- Reise, K. & Kohlus, J. (2008). Seagrass recovery in the Northern Wadden Sea? *Helgoland Marine Research*, 62, 77–84.
- Rijkswaterstaat (2019). Metadatabijsluiters bij de zeegrasdata in de geodatabase. Tech. rep.
- Schanz, A. & Asmus, H. (2003). Impact of hydrodynamics on development and morphology of intertidal seagrasses in the Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 261, 123–134.
- van Straaten, L.M.J.U. (1954). Composition and structure of recent marine sediments in the Netherlands. *Leidse Geologische Mededelingen*, 19, 1–108.
- Suykerbuyk, W., Govers, L.L., Bouma, T.J., Giesen, W.B., de Jong, D.J., van de Voort, R., Giesen, K., Giesen, P.T. & van Katwijk, M.M. (2016). Unpredictability in seagrass restoration: analysing the role of positive feedback and environmental stress on *Zostera noltii* transplants. *Journal of Applied Ecology*, 53, 774–784.
- Uhrin, A.V. & Turner, M.G. (2018). Physical drivers of seagrass spatial configuration: the role of thresholds. *Landscape Ecology*, 33, 2253–2272.

- Valdemarsen, T., Canal-Vergés, P., Kristensen, E., Holmer, M., Kristiansen, M. & Flindt, M. (2010). Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series*, 418, 119–130.
- Valdemarsen, T., Wendelboe, K., Egelund, J.T., Kristensen, E. & Flindt, M.R. (2011). Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 410, 45–52.
- Van Beusekom, J.E.E., Bot, P.V.M., Carstensen, J., Goebel, J.H.M., Lenhart, H., Pätsch, T., Petenati, T., Raabe, T., Reise, K. & Wetsteijn, B. (2009). Eutrophication. Thematic Report No. 6. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Eds.). Thematic Report 6, Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- Van Katwijk, M.M. & Brinkman, A.G. (2004). Groeivoorwaarden van Groot zeegras met betrekking tot nutriënten en saliniteit en Waddenzeebrede schatting van stikstofbelasting. Tech. rep., KUNijmegen/ALTERRA-Texel.
- Volkenborn, N., Hedtkamp, S.I.C., van Beusekom, J.E.E. & Reise, K. (2007). Effects of bioturbation and bioirrigation by lugworms (*Arenicola marina*) on physical and chemical sediment properties and implications for intertidal habitat succession. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74, 331–343.
- Wicks, E., Koch, E., O’Neil, J. & Elliston, K. (2009). Effects of sediment organic content and hydrodynamic conditions on the growth and distribution of *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series*, 378, 71–80.
- Widdows, J., Pope, N., Brinsley, M., Asmus, H. & Asmus, R. (2008). Effects of seagrass beds (*Zostera noltii* and *Z. marina*) on near-bed hydrodynamics and sediment resuspension. *Marine Ecology-Progress Series*, 358, 125–136.
- Zipperle, A.M., Coyer, J.A., Reise, K., Stam, W.T. & Olsen, J.L. (2009). Evidence for persistent seed banks in dwarf eelgrass *Zostera noltii* in the German Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 380, 73–80.