



Kennisnetwerk OBN

Habitat-overstijgende interacties in het Waddengebied



Habitat-overstijgende interacties in het Waddengebied

Laura Govers - Radboud Universiteit, Rijksuniversiteit Groningen en Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee

Valérie Reijers - Radboud Universiteit, Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee en Universiteit Utrecht

Els van der Zee - Altenbrug & Wymenga

Quirin Smeele - Natuurmonumenten

Han Olff - Rijksuniversiteit Groningen

Ralph Temmink - Radboud Universiteit, Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee en Universiteit Utrecht

Beatriz Marin-Diaz - Rijksuniversiteit Groningen en Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee

Gregory Fivash - Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee

Janne Nauta - Rijksuniversiteit Groningen

Tjisse van der Heide - Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee en Rijksuniversiteit Groningen



Radboud Universiteit



ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn



provinsje fryslân
provincie fryslân



Rijkswaterstaat
Ministerie van Infrastructuur en Milieu



©2021 VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren

Rapport nummer 2021/OBN248-DK
Projectnummer OBN-2016-77-DK
Driebergen, 2021

Deze publicatie is tot stand gekomen met een financiële bijdrage van BII12, het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, het Waddenfonds, de Waddenprovincies en Rijkswaterstaat.

Teksten mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

*Wijze van citeren: Govers, L., V. Reijers, Q. Smeele, H. Olf, E. van der Zee, R. Temmink, B. Marin-Diaz, G. Fivash, J. Nauta, T. van der Heide, 2021. **Habitat-overstijgende interacties in het Waddengebied**. Rapport nummer 2021/OBN248-DK, VBNE, Driebergen.*

Deze uitgave is online gepubliceerd op www.natuurkennis.nl

Samenstelling Laura Govers – Radboud Universiteit, Rijksuniversiteit Groningen en Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee
Valérie Reijers - Radboud Universiteit, Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, en Universiteit Utrecht
Els van der Zee - Altenbrug & Wymenga
Quirin Smeele - Natuurmonumenten
Han Olf - Rijksuniversiteit Groningen
Ralph Temmink - Radboud Universiteit, Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, en Universiteit Utrecht
Beatriz Marin-Diaz - Rijksuniversiteit Groningen en Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee
Gregory Fivash - Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee
Janne Nauta – Rijksuniversiteit Groningen
Tjisse van der Heide - Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee en Rijksuniversiteit Groningen

Foto voorkant Biologisch afbreekbare structuren voor natuurherstel (BESE) op het wad bij Griend.
Fotograaf: the Fieldwork Company.

Productie Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VBNE)
Adres: Princenhof Park 7, 3972 NG Driebergen
Telefoon: 0343-745250
E-mail: info@vbne.nl

Voorwoord

Behoud maar zeker ook het herstel van biodiversiteit behoort tot de kerndoelen van de overheid. Om dit doel te realiseren ontwikkelt en verspreidt het Kennisnetwerk Ontwikkeling en Beheer Natuurkwaliteit (OBN) daarvoor toepasbare kennis over herstelmaatregelen voor Natura 2000, de aanpak van stikstof, de leefgebiedenbenadering, de ontwikkeling van nieuwe natuur én het cultuurlandschap.

Voorliggend onderzoeksproject in de Waddenzee is daarbij wel een heel bijzondere. Het gaat namelijk over lange afstandsinteracties die het ontstaan van eilanden midden in de Waddenzee mogelijk maken. Het is ook bijzonder, omdat het project gekoppeld is aan het Waddenfondsproject waarin vooral het eiland Griend zelf onderzocht is. Door bundeling van deze twee onderzoeksprojecten met ook nog eens bijdragen van andere projecten is er heel veel geleerd over natuur op de grens van land en zout water.

De hier verzamelde resultaten kan Natuurmonumenten direct inzetten bij het beheer. Het rapport komt daarvoor op een juist moment. Dit onderzoek is gedaan, omdat de bevindingen ons inzicht geven in andere delen van het Waddengebied. Daarmee is de informatie ook voor andere beheerders van de Waddennatuur van belang.

Ik wens u veel leesplezier,

Teo Wams
Voorzitter van de OBN Adviescommissie

Inhoud

Samenvatting	6
Summary	8
Dankwoord	10
1. Inleiding	11
1.1 Achtergrond	11
1.2 Habitatinteracties	11
1.3 Doel en kennisvragen	13
1.4 Samenwerkingsverbanden	15
2. Beschrijving barrière- vs. Schoorwaleilanden	17
2.1 Methode	17
2.2 Resultaten	17
3. Experimenten	25
3.1 Methode	25
3.1.1 Connectiviteitsexperiment	25
3.1.2 Vloedmerkproef	28
3.2 Resultaten	31
3.2.1 Connectiviteitsexperiment	31
3.2.2 Vloedmerkexperimenten	45
4. Conclusies en implicaties voor beheer	48
5. Literatuur	51

Samenvatting

Dit rapport bevat de onderzoeksresultaten van het OBN-project 'Habitat-overstijgende interacties in het Waddengebied'. Het wordt steeds duidelijker dat connectiviteit tussen deelsystemen belangrijk is voor het ecologisch functioneren van ecosystemen. Het beheer tussen deze deelsystemen is echter nog nauwelijks op elkaar afgestemd. In het OBN-project zijn deze interacties nader onderzocht. Hiervoor is aansluiting gezocht bij het project 'herstel van Griend' van Natuurmonumenten, waarbij de effecten van de herstelmaatregelen op Griend, uitgevoerd in 2016, zijn onderzocht. Het OBN-onderzoek is in dit onderzoeksproject geïntegreerd, maar duidelijk zichtbaar, en onderzoekt met name het belang van connectiviteit tussen wad en eiland voor het herstel en behoud van Griend en andere stormvloedschoorwaleilanden (ook wel schoorwaleilanden genoemd). De belangrijkste doelstellingen in dit onderzoek zijn (1) een beter begrip te krijgen van het belang ruimtelijke ecologische connectiviteit voor het functioneren van schoorwaleilanden en hun omliggende habitats, en (2) het geven van beheeradviezen over of en hoe ruimtelijke connectiviteit meegenomen moet worden in toekomstige beheersstrategieën.

De belangrijkste vragen die in dit project worden beantwoord, zijn:

- 1) Hoe classificeer je een schoorwaleiland (vs. een barrière-eiland)? Welke vormende/eroderende processen spelen een rol bij de dynamiek van dit type eiland en welke lange-afstandsinteracties liggen daaraan ten grondslag?
- 2) Hoe belangrijk zijn habitat-overstijgende interacties tussen het natte en droge wad voor het functioneren van de deelsystemen en schoorwaleilanden als geheel?

Schoorwaleilanden verschillen van barrière-eilanden (die wij 'Waddeneilanden' noemen) op drie belangrijke punten: 1) schoorwaleilanden bevinden zich in een binnenzee of intergetijdengebied en grenzen dus niet aan open zee, 2) een schoorwaleiland ligt in een beschutte ('fetch-limited') omgeving en belangrijke morfologische veranderingen vinden daardoor alleen plaats tijdens extreme weersomstandigheden zoals storm gecombineerd met springtij, en 3) de ontwikkeling van de stormvloedschoorwal die dit type eilanden mogelijk maakt, is voor een belangrijk deel afhankelijk van extern aangevoerd biogeen materiaal (schelpen, plantenresten), terwijl barrière-eilanden vooral worden gevoed door zand wat vervolgens wordt vastgelegd door duinvormende vegetatie. Hoewel extreme omstandigheden cruciaal zijn voor de aanvoer van vloedmerk, zorgen ze ook voor erosie van de schoorwal aan de geëxponeerde zijde, waarbij het vrijgekomen materiaal weer aan de beschutte zijde wordt 'gestort'. Dit proces zorgt ervoor dat de schoorwal en de achtergelegen kwelder aan de beschutte zijde aangroeien waardoor schoorwaleilanden 'wandelen' met een snelheid van gemiddeld 20 m per jaar.

Griend (sinds 1916 beheerd door Natuurmonumenten) is van nature ook een schoorwaleiland, maar functioneert niet meer als zodanig als gevolg van de vele ingrepen die al sinds halverwege vorige eeuw zijn uitgevoerd om te voorkomen dat Griend – een belangrijk habitat voor wadvogels en broedvogels – weg zou spoelen. In 2016 heeft er wederom een grootschalige ingreep plaatsgevonden waarbij 200.000 m³ zand is bijgestort aan de westkant van het eiland, 20.000 m³ schelpen zijn aangebracht om schelpenmateriaal van natuurlijke schoorwallen na te bootsen, grote banen vegetatie zijn weggeplagd en een washover is gecreëerd om vegetatiesuccessie te resetten.

In het kader van het OBN-onderzoek zijn er een tweetal experimenten uitgevoerd. Het eerste was een 'connectiviteitsexperiment' dat de mogelijkheden heeft onderzocht om de stabiliteit van het eiland te faciliteren door omliggende intertidale habitats te vormen door biobouwers zoals mosselen en zeegras te herstellen. Het tweede experiment heeft zich gericht op het belang van vloedmerk voor de vestiging van habitat-vormende vegetatie. Het connectiviteitsexperiment bestond uit 16 plots van 20x10 m met een onderlinge afstand van 20 m, en is opgezet aan de zuidzijde van Griend. Op helft van de plots zijn 10 5-m lange banden aangelegd die bestonden uit structuren van 8 lagen hoge 90x45x2 cm (LxBxH) BESE-sheets (BESE – Biodegradable Elements

for Starting Ecosystems). De BESE-structuren hebben als doel om mosselvestiging te faciliteren door tijdelijke aanhechting te bieden en predatiedruk te verlagen door de complexe 3D structuur; condities die van nature voorkomen op volwassen stabiele mosselbanken. Landwaarts van elke plot is vervolgens Groot zeegras (*Zostera marina*) gezaaid en geplant in 1-m² plots waarvan de helft is gestabiliseerd door ingegraven 6 cm hoge BESE-structuren. Het experiment is in de daaropvolgende jaren gemonitord waarbij o.a. hoogtemetingen, golfmetingen, metingen aan golf- en sedimentdynamiek, mossel- en zeegrasvestiging/overleving, de algemene benthische gemeenschap en vogelabundantie zijn gevolgd. Voor het vloedmerkexperiment is vloedmerk ingegraven op de 'kuif' (noordzijde) van Griend, waarmee de vegetatieontwikkeling is gevolgd.

De resultaten van het connectiviteitsexperiment laten zien dat de BESE-structuren een succesvol vestigingsmedium zijn voor zowel mossellarven als los rondzwervende meerjarige mossels. Vestiging in de structuren is zelfs frequenter in vergelijking met nabijgelegen natuurlijke mosselbanken. De stevigheid van de structuren lieten echter wel te wensen over; de structuren zijn snel uit elkaar gevallen doordat individuele sheets loskwamen door de combinatie van hydrodynamische stress en biologische afbraak. De structuren hadden een sterk effect op de lokale sedimentdynamiek en faciliteren de vestiging van epibenthische soorten, maar hadden geen effect op de endobenthische diversiteit. Vogelabundantie is niet significant beïnvloed door de structuren. Verder was de damping van de hydrodynamiek en de geassocieerde sedimentinstabiliteit door de BESE-structuren onvoldoende om zeegrasvestiging mogelijk te maken. Echter, verrassend genoeg, was een zeegrassuitzaaiexperiment aan de door het eiland beschutte noordzijde zeer succesvol. Tenslotte heeft het vloedmerkexperiment aangetoond dat zaden in het aanspoelsel een cruciale aanjager zijn van de vestiging van halofyten (o.a. spiesmelde, stekend loogkruid, zandhaver, zeeraket, en strandmelde), die potentieel belangrijk zijn voor het ontstaan en stabiliseren van het eiland.

Samenvattend, concluderen we dat, hoewel de huidige BESE-structuren vestiging van mossels succesvol stimuleren, ze vooralsnog ongeschikt zijn voor grootschalig mosselbankherstel. Hiervoor moet de stevigheid eerst sterk worden verbeterd. Daarnaast is er ook betere kennis vooraf nodig over de lokale dynamiek: te geëxponeerde locaties zijn niet kansrijk. Tenslotte toont dit onderzoek dat schoorwaleilanden intrinsiek verbonden zijn met hun omgeving en dat de wederkerige ecologische verbanden belangrijk zijn voor de stabiliteit van het eiland zelf, maar ook voor de omliggende, door biobouwers gevormde, habitats zoals zeegrasvelden en mosselbanken. Het is daarom belangrijk om deze ruimtelijke habitat-overstijgende interacties te integreren in toekomstige beheerstrategieën.

Summary

Here, we report on the results of the OBN-project 'Cross-habitat interactions in the Wadden Sea'. Evidence is mounting that ecological linkages between spatially separated key-habitats are vital for the functioning of these habitats. However, management of these habitats rarely considers such spatial interactions in their conservation or restoration approaches. The presented work was carried out in close collaboration with the project 'Restoration of Griend', and as such formed part of an integrated investigation into the importance of spatial connectivity between the island Griend and the surrounding mudflats for the restoration and conservation of this, and similar islands. The main goals were to (1) understand how spatial connectivity drives the functioning of the island and the surrounding habitats, and (2) provide recommendations regarding the integration of spatial connectivity into future management approaches.

The most important research questions in this project were:

- 1) How do chenier islands functionally differ from barrier islands? What are the main processes driving the formation and stability of chenier islands, and what long-distance interactions are important in this regard?
- 2) How important are cross-habitat interactions between back-barrier islands and the surrounding mudflats for the functioning of these habitats?

Chenier islands are back barrier islands that differ from barrier island on three major points: 1) a chenier island is situated in an inland sea, often surrounded by intertidal mudflat, and does not border to open sea as barrier islands do; 2) a chenier island is positioned in a much more sheltered (fetch-limited) environment and major morphological changes typically only occur only during extreme events such as spring tides combined with heavy storm; and 3) the development of the 'chenier' that drives the formation of these islands is strongly dependent on a supply of biogenic material in the flood mark (shells, plant material), while barrier islands are mostly fed by sand which is then captured by beach grasses to form dunes. Although extreme events are vital for supplying flood mark, they also tend to erode the chenier on the exposed side. The eroded material is mostly deposited on the sheltered side, allowing the chenier and the salt marsh that forms in its wake to grow on this side. This process causes the island to move at an average pace of about 20 m per year.

Griend is historically a moving chenier island. At present, however, it does not function as such anymore due to a number of human interventions that were made since the 1950s in order to conserve the island and the large number of shore birds roosting and breeding on it. In 2016, the island again required an intervention in order to prevent its eventual disappearance as a result of structural erosion. The measures consisted of supplying 200.000 m³ of sand and 20.000 m³ of shells to the west (eroding) side of the island. The measures were carried out such that they mimicked the historically much higher natural supply of sand, shells and other flood mark to the island. In addition, the top soil of the most elevated parts of the island was removed to restore breeding habitat, and a washover was created on the north side to allow flooding of the salt marsh during extreme tides.

As part of the OBN-study, we carried out two experiments. The first focuses on spatial connectivity and the potential to recreate facilitation of island stability by restoring neighboring intertidal habitat formed by ecosystem engineering species such as mussels and seagrasses. The second experiment explores the importance of flood mark for the establishment of habitat-forming plants. The connectivity experiment consisted of 16 20x10m plots spaced 20 m apart and was set up on the southwestern side of the island. On half of these plots, we constructed 10 5-m long strips of biodegradable establishment structures consisting of modules of 8 layer-high 90x45x2 cm (LxWxH) BESE sheets (BESE – Biodegradable Elements for Starting Ecosystems). These BESE modules aim to facilitate mussel settlement by temporarily providing attachment substrate and reducing predation pressure through their complex 3D structure; conditions that occur naturally on adult

mussel beds. Landward of each plot, we both seeded and planted *Zostera marina* in 1 m² plots of which half were stabilized by belowground 6-cm high BESE modules, while the other half served as controls. The experiment was monitored over the next years, including measurements of elevation, wave height, sediment dynamics, mussel settlement, the general benthic community, seagrass recruitment and survival, and bird abundance. The flood mark experiment was set up on the northside, and after construction we monitored vegetation development.

Results of the connectivity experiment demonstrate that both mussel larvae and dislodged adult mussel from nearby subtidal mussel beds successfully settled on the BESE-establishment structures. Moreover, mussel recruitment on the structures was even higher compared to a nearby natural intertidal mussel bed. However, over the course of the first two years, results also highlighted that the structural integrity of the BESE structures remained insufficient: the structures fell apart into separate BESE sheets due to the interactive effects of biodegradation and intense hydrodynamics. The structures strongly affected local sediment dynamics, generally facilitated settlement of epibenthic species, but did not affect endobenthic diversity. Bird abundance was not significantly affected by the BESE structures. Furthermore, the seagrass seeding experiments revealed that local mitigation of hydrodynamics and the associated high sediment mobility by the BESE structures was insufficient to allow recruitment of seagrasses in the experimental plots. However, surprisingly, a seeding experiment in an area on the sheltered northside of the island proved highly successful. Finally, the flood mark experiment showed that seeds inside the flood mark 'jump-started' recruitment of many halophyte species, illustrating the potential importance of flood mark for the formation and stabilization of chenier-islands.

Overall, we conclude that the BESE structures successfully facilitate mussel settlement, but that the structures need further development before they can be deployed for largescale restoration of mussel beds. In addition, more detailed empirically confirmed knowledge on local hydrodynamic and sediment conditions is also required prior to initiating largescale mussel or seagrass restoration measures. Furthermore, this work highlights how chenier-islands are intrinsically connected to their surrounded habitat, and that these ecological linkages are reciprocally important to the stability of the island itself as well as nearby intertidal habitats such as seagrasses and mussel beds. Hence, it is of utmost importance to explicitly consider these spatial linkages in conservation and restoration approaches for the island and the surrounding intertidal mudflats.

Dankwoord

Aan dit project hebben heel erg veel collega's, studenten, vrijwilligers, etc. Meegeholpen. Wij danken (in willekeurige volgorde, als er iemand niet bij staat, is dat niet expres): Quirin Smeele, Sanne van Gernerden, Alje Zandt, Chris Braat, Erik Jansen, Jan Willem Zwart van Natuurmonumenten; Evert-Jan Lammerts, Albert Oost van het OBN-begeleidingsteam; NIOZ-collega's Emma Penning, Bea Marin Diaz, Theunis Piersma, Allert Bijleveld, Tjeerd Bouma, Greg Fivash, Lennart van IJzerloo, Sander Holthuijsen; RUG-collega's Jan van den Burg, Jacob Hoogendorf, Nelly van Eck, Max Gräfnings, Janne Nauta, Ingeborg Jansen, Paul Steerenberg; RU-collega's Ralph Temmink, Marjolijn Christianen, Peter Cruijssen, Roy Peters, Germa Verheggen, Leon Lamers; Bureau Waardenburg collega's Karin Dideren, Wouter Lengkeek; the Fieldwork Company collega's Jannes Heusinkveld, Maarten Swarts, Henk Wiersma; talloze vrijwilligers van Natuurmonumenten én Nel Govers, Lenze Hofstede, Rob Buiten, Fee Smulders, Koen Siteur, Marloes van den Akker, Annieke Borst, Yi Mei Tan, Nick Hofland, Studenten Gabriela Maldonado, Clazina Kwakernaak, Wiske Overmaat, Rebecca Christiaanse, Anne Baauw, Yasmine Gatt, Carla van Barneveld-Perez, Christ Tiesinga, Wouter Kraan, Eline van Aalderink, Isabella Hofstede, Eline Koelman, Lucy Olivier, Linda Meijer; De bemanning van de Asterias van de Waddenunit; de bemanning van de Ambulant Jouke van der Meulen en Sien en Saar Niermeijer; de Josefien en Harm van de Waddenphoca, schrijver Addo van der Eijk, en natuurlijk de financierders van het onderzoek: OBN, het Waddenfonds, de Waddenprovincies en Rijkswaterstaat.



Veel dank aan allen die hebben bijgedragen aan dit project.

1. Inleiding

1.1 Achtergrond

Het Waddengebied is een gebied met unieke natuurwaarden welke op internationaal niveau worden herkend en erkend. Hoewel de Waddenzee op de Werelderfgoedlijst staat, zijn er in de komende jaren tal van grootschalige ingrepen gepland. Zandsuppleties (Rijkswaterstaat project "Kustgenese"), baggerwerkzaamheden, gas- en zoutwinning, herstel van Griend, reconstructie van de Afsluitdijk en andere ingrepen kunnen tot grootschalige ecologische en geomorfologische veranderingen leiden op het wad, de kwelders, de duinen en de stranden. Hoe deze deelsystemen met elkaar verbonden zijn en welke effecten deze ingrepen op landschapsschaal hebben, is nog onduidelijk. Dit heeft ook tot gevolg dat het beheer van deze systemen nog nauwelijks op elkaar is afgestemd, terwijl recent onderzoek uit binnen- en buitenland juist laat zien dat dit soort kustdeelsystemen over grote afstanden met elkaar verbonden zijn. Dit soort habitat-overstijgende interacties lijken ook in de Waddenzee een rol te spelen.

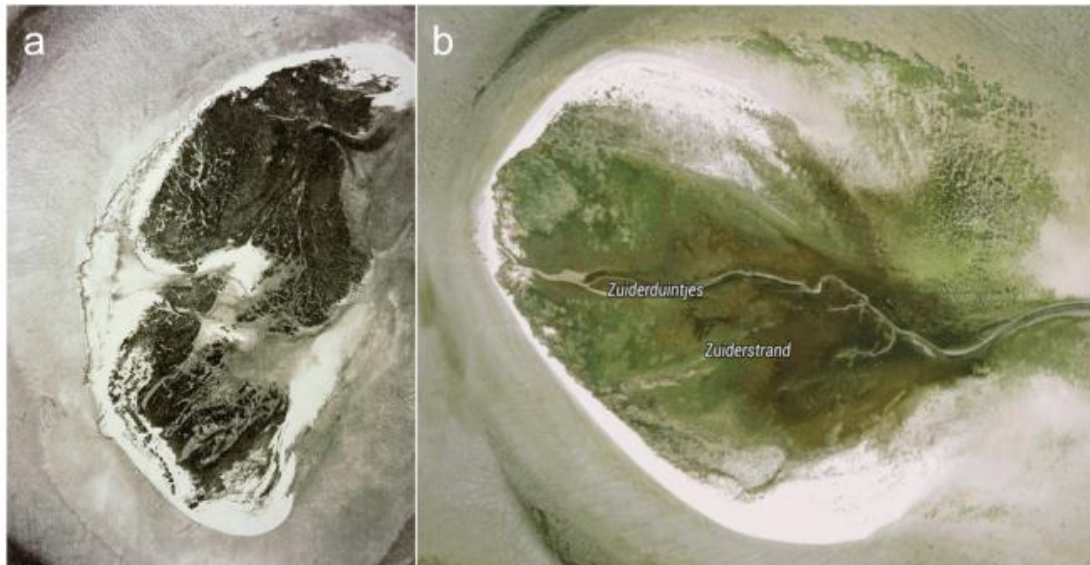
Voorliggend onderzoek heeft zich gericht op het belang van interacties tussen duin-kweldercomplexen (droge wad) en wadplaten (natte wad), met als doel de interacties tussen deze systemen beter te begrijpen zodat ze integraal beheerd kunnen worden. Dit onderzoek is uitgevoerd op Griend waar de eerdergenoemde habitat-overstijgende interacties goed kunnen worden bestudeerd. De timing van dit OBN-project was dan ook perfect aangezien op het Waddeneiland Griend in het najaar van 2016 uitgebreid werd ingegrepen, waarbij het eiland werd teruggezet in z'n geomorfologische en ecologische ontwikkeling. De aansluiting met het 'Griendherstelproject' bood een unieke mogelijkheid om de hierboven genoemde interacties te bestuderen. Naast Griend zijn ook andere kleine dynamische eilandjes en wadplaten bestudeerd zoals Zuiderduin, de Hengst en de Duitse Waddeneilanden Memmert en Trischen.

1.2 Habitatinteracties

Steeds meer wetenschappelijke studies laten zien dat ruimtelijke habitatinteracties belangrijk zijn voor de structuur en het functioneren van kustecosystemen. In een verscheidenheid aan kusthabitats, waaronder mosselbanken, zeegrasvelden, koraalriffen en mangrovebossen, zorgt een verrassend samenspel van positieve en negatieve interacties tussen die habitats juist voor een ruimtelijke verbinding daartussen en beïnvloedt het de levensgemeenschappen en het functioneren van het systeem (Van de Koppel et al. 2015). Het doorgronden van deze habitatinteracties is van groot belang voor een adequate bescherming van dynamische kustecosystemen omdat door deze interacties menselijke activiteiten op een veel grotere schaal gevolgen kunnen hebben dan enkel op de schaal van specifieke soorten of lokale habitats.

Uit vooronderzoek voor het Griendherstelproject is gebleken dat dergelijke habitatinteracties mogelijk ook op Griend een rol spelen. Griend, en het vergelijkbare eiland 'Zuiderduin', zijn voorbeelden van een ander type Waddeneiland dan de barrière-eilanden Texel, Vlieland, Terschelling, Ameland, Schiermonnikoog en het Rottumcomplex. Deze barrière-eilanden worden gevoed door zand uit ebgetijde delta's en zandbanken die periodiek aanlanden op de eilandkop. Het type eiland, het 'stormvloed-schoorwaleiland' of 'schoorwaleiland', waartoe de Griend en Zuiderduin behoren, is een speciaal type Waddeneiland (Brouwer et al. 1950, Govers & Reijers 2021), maar nog niet breed erkend. Een schoorwaleiland (Figuur 1.1) grenst niet aan de dynamische Noordzee, maar ligt aan de binnenkant van het barrièrelagune systeem van de Waddenzee op een wadplaat, min of meer ingesloten tussen een uitgebreid geulencomplex.

Schoorwaleilanden worden gekenmerkt door een stormvloedschoorwal met een achtergelegen kwelder- en krekcomplex. Vanwege de afstand tot de buitendelta's is het waarschijnlijk dat het type schoorwaleiland op een andere manier ontstaat en gevoed wordt dan de barrière-eilanden. Brouwer et al. (1950) beschrijven dat de aanvoer van schelpen- en zeegrasmateriaal, dat bij extreme stormen werd afgezet, waarschijnlijk een belangrijke rol heeft gespeeld voor de aangroei en instandhouding van Griend. De aanvoer van dit materiaal werd niet alleen geregistreerd door stormen, maar ook door de beschikbaarheid van schelpmateriaal en zeegrasaanspoelsel (Brouwer et al. 1950).



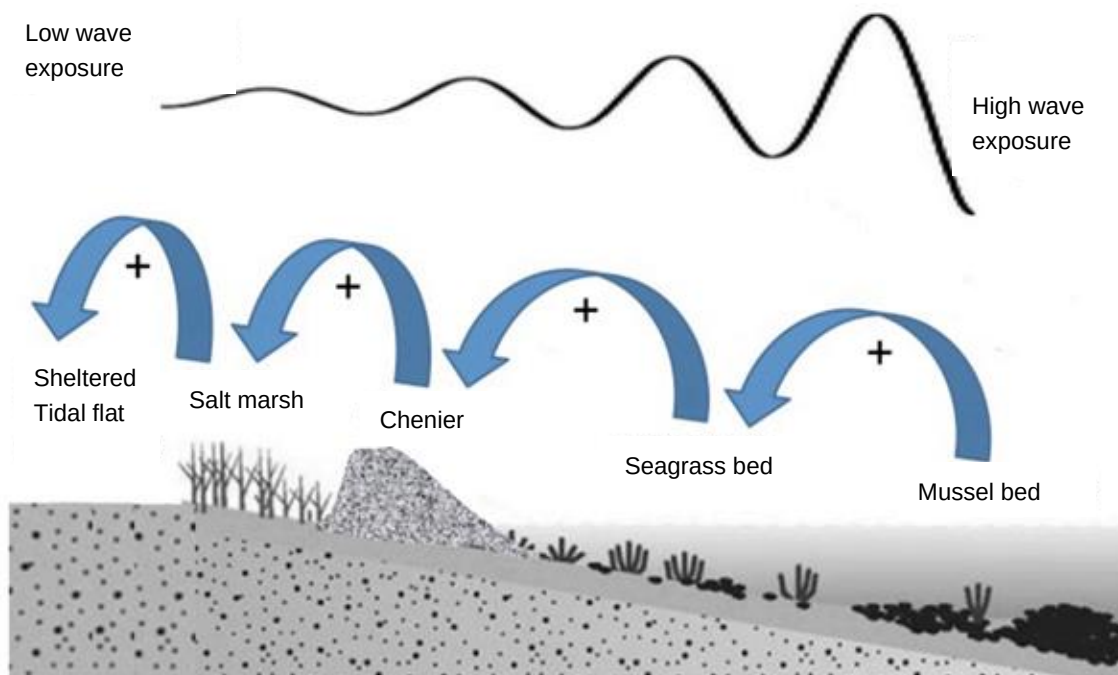
Figuur 1.1. Schoorwaleilanden in de Waddenzee: a) Griend in 1947 vóór grootschalige ingrepen, b) Zuiderduin.

Figure 1.1. Chenier islands in the Wadden Sea: a) Griend in 1945 prior to largescale human interventions, b) Zuiderduin.

Ook op nog grotere afstand kunnen interacties plaatsvinden, waarbij schelpen, die in de omringende zandplaten bij storm kunnen uit spoelen en accumuleren en zo kunnen bijdragen aan de instandhouding van eilanden als Griend en Zuiderduin. Daarnaast veranderen stromingspatronen en –snelheden, maar ook golfwerking bij het dichterbij komen van geulen wat ook haar invloed uitoefent op deze eilanden.

Het lijkt er dus op dat habitat-overstijgende, lange-afstandsinteracties een essentiële rol spelen voor de vorming van schoorwaleilanden. Aanvoer van voldoende schelpenmateriaal en ander aanspoelsel lijkt noodzakelijk voor de vorming van een schoorwal- of stormvloedschoorwal (Figuur 1.2). De schoorwal vormt vervolgens een beschermende wal waarachter kwelders, (sub)litorale wadplaten, prielen en geulsystemen kunnen ontstaan. Over dit fenomeen is nog weinig bekend. Een beter begrip van het functioneren van deze eilanden en de relaties tussen de bijbehorende geomorfologische elementen en de eraan gekoppelde wadsystemen, zoals mossel-, kokkel- en oesterbanken, zeegrasvelden, wieren, vissen, bodemfauna, etc. is van belang voor de ecologische perspectieven op langere termijn.

Het verkrijgen van meer inzicht in het functioneren van schoorwaleilanden is belangrijk omdat deze eilanden van grote natuurlijke waarde zijn, o.a. als essentieel broedhabitat voor bedreigde kustvogelsoorten (bijv. Grote stern) en hoogwatervluchtplaats (HVP) voor migrerende wadvogels. Dit type kennis vergroot mogelijk het bewustzijn over de bedreigingen van grootschalige ingrepen op afstand voor de grote ecologische betekenis van de eilandjes.



Figuur 1.2. *Facilitatiecascade tussen deelsystemen die mogelijk de aangroei en instandhouding van -eilanden bevordert. Deze facilitatiecascade verloopt via de aanvoer van biogeen materiaal dat de vorming van de schoorwal bevordert (schelpen, zeegrasmateriaal) en via de demping van golven waardoor in de luwte van de schoorwal (stormvloedschoorwal) een kwelder en een hoge wadplaat kunnen ontstaan.*

Figure 1.2. *Facilitation-cascade between habitats that potentially facilitates the formation and stability of chenier islands. This cascade drives the supply of biogenic material (shells, plant material) to the chenier, and attenuates hydrodynamics, allowing the formation of a salt marsh in the wake of the chenier.*

1.3 Doel en kennisvragen

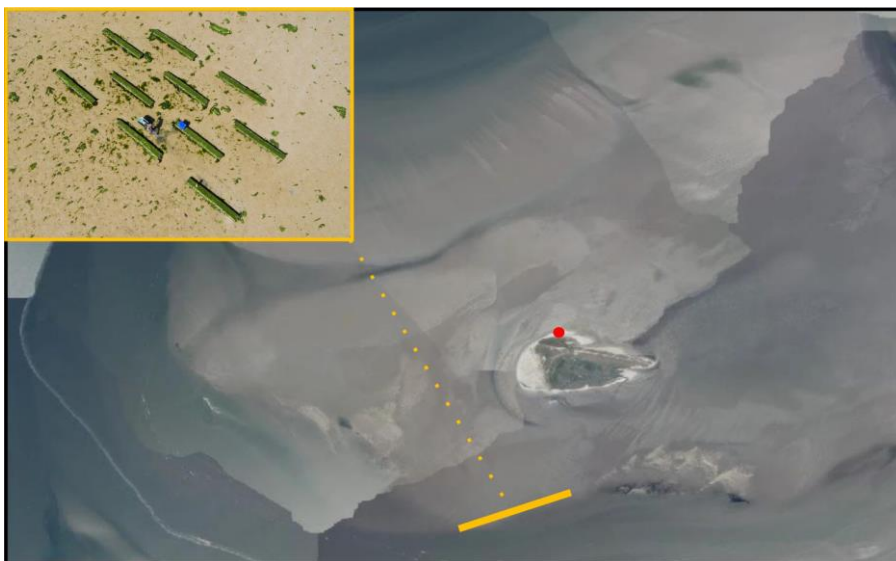
Het doel van dit OBN-project is niet alleen het beantwoorden van onderstaande onderzoeksvragen, maar vooral ook om de gegenereerde kennis te gebruiken voor het formuleren van aanbevelingen voor het beheer van kleine, dynamische, schoorwal Waddeneilanden. Op basis van de hierboven geschetste achtergrond zijn de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

1. Hoe classificeer je een schoorwaleiland (vs. een barrière-eiland)? Welke vormende/eroderende processen spelen een rol in de dynamiek van dit type eiland? Welke lang-afstandsinteracties liggen daaraan ten grondslag?
2. Hoe belangrijk zijn habitat-overstijgende interacties tussen het droge- en natte wad voor het functioneren van de deelsystemen (wadplaten, strand, duinen, kwelders) en voor schoorwaleilanden als geheel?
3. Hoe stabiel zijn deze systemen? Hoe snel kunnen deze systemen zich verplaatsen? Wat zijn de algemene trends?
4. In hoeverre zijn de onder (2) genoemde deelsystemen voor hun stabiliteit afhankelijk van hun directe omgeving (aanwezigheid biogene structuren zoals mosselbanken, zeegras, etc.)?
5. Wat is het effect van 'extreme events' op deze eilanden/structuren?
6. Hoe belangrijk zijn habitat-overstijgende interacties tussen het droge en natte wad voor beheer en herstel van deelsystemen en het algehele Waddenlandschap?

Griend

Het eiland Griend, halverwege Harlingen en Terschelling in de Waddenzee, kromp tot voor kort in omvang. Griend kalft al vele eeuwen aan de westkant af. Zonder ingrijpen dreigt het eiland binnen 25 tot 50 jaar van de kaart te verdwijnen. Natuurmonumenten, beheerder van Griend, wil dat vanwege de hoge natuurwaarden voorkomen (Veen & Dallmeijer, 2016). Het natuurbelang van Griend is onweerlegbaar. Op het eiland broedden in 2016 volgens tellingen van Natuurmonumenten 19.000 paar kokmeeuwen (*Chroicocephalus ridibundus*), daarmee de grootste kolonie van Nederland, 600 paar grote sterns (*Thalasseus andvicensis*), 500 paar visdiefjes (*Sterna hirundo*) en 200 paar noordse sterns (*Sterna paradisaea*). De strategische ligging, midden in het breedste deel van de Waddenzee, maakt het eiland en de omliggende wadplaten een onmisbare hoogwatervluchtplaats voor wadvogels. Sinds 2008 werpen steeds meer grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*) 's winters bij Griend hun jongen.

In 2016 vond op het eiland een grootschalige ingreep plaats. Hieronder wordt uiteengezet waarom tot deze ingreep is besloten en de wijze waarop deze is uitgevoerd (Govers et al. 2017). Aan de westkant, waar eens de haak lag, legden bulldozers een beschermde vooroever aan, een kunstmatige maanvormige lage wal van 200.000 kubieke meter zand. Verspreid op de zandsuppletie zijn acht grote schelpenruggen geplaatst van in totaal 20.000 kubieke meter schelpen. De schelpen dienen als versterking van de schoorwal. Elders op het eiland is een deel van de begroeiing afgeplagd en de zanddijk aan de noordzijde plaatselijk verlaagd. Het doel van de ingrepen was tweeledig: enerzijds moeten ze het eiland beschermen tegen een snelle afkalving; anderzijds moeten ze ervoor zorgen dat het eiland vaker kan overstromen. Winterse overstromingen dringen verruiging terug en creëren een broedbiotoop voor onder meer grote sterns. De bescherming zal van tijdelijke aard zijn. Het opspuiten van zand creëert extra tijd, naar schatting 20 tot 30 jaar, om het systeem beter te doorgronden (Figuur 1.3) (Smeele et al. 2017).



Figuur 1.3. Griend met aan de zuidkant de opzet voor het connectiviteitsexperiment d.m.v. de aanleg van zeegrasvelden en mosselbanken. Het vloedmerkexperiment is uitgevoerd aan de noordzijde van het eiland bij het rode punt.

Figure 1.3. Restoration measures carried out on Griend. The connectivity experiment was carried out on the mudflat at the southwestern side of the island. The wrack experiment was carried out on the northwestern side at the red dot.

De huidige maatregel “koopt” dus tijd om de noodzakelijke kennis op te doen om deze afweging verantwoord te kunnen maken. Daarnaast kan de huidige ingreep gezien worden als een poging om meer natuurlijke processen te faciliteren om Griend zonder menselijk ingrijpen in stand te houden (met name de schelpenbanken). De uitgevoerde ingreep op Griend heeft als filosofie: het versnellen (en onderzoeken van) de natuurlijke kenmerkende landschapsvormende processen (Govers et al. 2017).

Onderzoekopzet

De opzet van het onderzoek in dit OBN-project is tweeledig. Het eerste onderdeel is een ruimtelijke analyse van eilandtypen met GIS-software en onderbouwd met metingen in het veld. Het tweede onderdeel bestaat uit veldexperimenten. Hieronder zal per onderdeel kort de opzet van elke component van het onderzoek worden aangegeven.

1. Ruimtelijke analyse

Voor een beter inzicht en beheer is een duidelijke beschrijving van de ontwikkeling van het 'schoorwal-type' waddeneiland nodig. Allereerst zijn ruimtelijke analyses uitgevoerd in GIS-applicaties op basis van recent en historisch kaartenmateriaal (vrij beschikbaar via Rijkswaterstaat, Landsat en Google Earth). Vijf eilanden zijn gedetailleerd geanalyseerd (Griend, Zuiderduin, Memmert, Richel en Mandø) evenals enkele vergelijkbare eilanden in de Waddenzee (Mellum, Schärhorn, Nigehörn) en daarbuiten (bijv. Core Sound, North Carolina).

2. Experimenten

Naast ruimtelijke analyses en veldmetingen zijn er ook veldexperimenten uitgevoerd. Een facilitatie-cascade experiment en een vloedmerk-verstoringsexperiment op Griend.

Facilitatie-cascade experiment:

Op Griend is, na uitvoering van de herstelmaatregel, een proefopzet aangelegd waarbij het belang van lange- afstandsinteracties voor de aangroei/afslag van Griend is onderzocht. Voor dit experiment zijn biogene structuren die voor 1930 ook op Griend aanwezig waren (zeegrasvelden en mosselbanken), aangelegd in en rondom het Zwin, de geul die ten westen van Griend ligt. Hierbij is gebruik gemaakt van biologisch afbreekbare structuren (BESE's, Van der Heide et al. 2013). Na aanleg van het facilitatie-cascade experiment op Griend zijn de volgende effecten gemonitord: golfwerking, stroming (m.b.v. drukloggers, golfloggers, gipsstaafjes), biogeochemie, nutriëntenbeschikbaarheid in het porievocht, redox), en biotische processen (biodiversiteit op -, rondom - en op lange afstand van de aangelegde structuren). Ook is de vegetatieontwikkeling op de schelpenafzettingen op Griend zelf gemonitord. Dit experiment heeft een looptijd van twee jaar gehad (2017-2019) om ook de effecten van extreme stormen op de facilitatiecascade te kunnen testen.

Vloedmerk-verstoringsexperiment:

Om meer inzicht te krijgen in de vorming van een stormvloed-schoorwal in het Waddengebied, en de rol van vloedmerk daarbij, zijn verschillende verstoringsexperimenten uitgevoerd met het vloedmerk. Dit onderzoek is uitgevoerd op Griend, waar natuurlijke processen aangroei en afslag van het eiland bepalen. Er is in proefvlakken langs de rand van de schoorwal van het eiland, vloedmerk weggehaald in een gradiënt (alles weghalen, deel weghalen, controle, extra vloedmerk) waarbij lokaal de effecten hiervan op erosie, vegetatieontwikkeling en fauna werden bepaald. Ook is geëxperimenteerd met verschillende schalen van vloedmerkverstoring om een idee te krijgen op welke schaal opbouwende en erosieprocessen een rol kunnen spelen.

1.4 Samenwerkingsverbanden

Het OBN-project 'habitat-overstijgende interacties in het Waddengebied' is geïntegreerd in het onderzoeksproject 'Herstel van Griend' dat werd geleid door Natuurmonumenten. Aan het herstel van Griend (2016) is een grote onderzoekscomponent gekoppeld die werd uitgevoerd door een consortium van de Rijksuniversiteit Groningen, de Radboud Universiteit en het Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ) op Texel. Dit onderzoeksconsortium werkt(e) succesvol samen aan verschillende onderzoeksprojecten (o.a. Waddensleutels, Zeegrasherstel, Waddenmozaïek) die een duidelijke link hebben met natuurbeheer. Naast dit onderzoeksconsortium was de inzet van o.a. de Waddenunit (Asterias – Harlingen) en het bruine vlootschip 'de Ambulant' onontbeerlijk voor de uitvoering van het onderzoek.

Binnen het OBN-deel van het project is met name een sterke samenwerking opgezocht tussen vele partijen m.b.t. het 'Connectiviteitsexperiment'. Vanwege de schaal en benodigde expertise zijn in dit experiment de mankracht en middelen gebundeld van de volgende projecten (Naast Griend en het OBN-deel van Griend): NWO TTW-project 'Bridging Thresholds' o.l.v. Tjisse van der Heide (Radboud Universiteit, NIOZ, RuG), NWO TTW-project 'All-Risk' o.l.v. Tjeerd Bouma (NIOZ, RuG), EU zeegrasproject MERCES o.l.v. Tjisse van der Heide (Radboud Universiteit, NIOZ, RuG), Waddenfondsproject 'sleutelen aan zeegrasherstel' o.l.v. Natuurmonumenten (RuG/NIOZ). Daarnaast zijn ook de Fieldwork Company en Bureau Waardenburg nauw bij de opzet en metingen van de proeven betrokken geweest. Aan de opzet en monitoring van het experiment hebben daarnaast al meer dan 20 studenten meegeholpen van de Rijksuniversiteit Groningen, de Radboud Universiteit, de Wageningen Universiteit, het Van Hall-Larenstein Hogeschool en het Noorderpoortcollege (MBO). Hiermee is dit experiment een echte 'brug' geworden waarbij onderzoekers, studenten en vrijwilligers van verschillende instituten en achtergronden elkaar ontmoeten en versterken in de uitvoering van dit experiment. Deze intensieve samenwerking heeft in belangrijke mate bijgedragen aan de basis van het succes van dit experiment.



Figuur 1.4. Onderzoeksteam 'connectiviteitsexperiment' Griend zomer 2018 op de Ambulant. Met onderzoekers en studenten van de RUG, RU, NIOZ, Van Hall Larenstein, Bureau Waardenburg en the Fieldwork Company.

Figure 1.4. Research team involved in the connectivity experiment in the summer of 2018 on the ship 'ambulant'. The work involved students and researchers of RUG, RU, NIOZ, Van Hall Larenstein, Bureau Waardenburg and the Fieldwork Company.

2. Beschrijving barrière- vs. Schoorwaleilanden

2.1 Methode

Habitat-overstijgende interacties lijken een belangrijke rol te spelen voor de vorming en instandhouding van schoorwal-waddeneilanden. Hier is echter nog vrijwel niets over bekend. Voor een beter beheer is een duidelijke beschrijving van het 'schoorwal-type' waddeneiland nodig. Hiervoor hebben we allereerst een literatuuronderzoek uitgevoerd waarbij we ons gericht hebben op de verschillen tussen barrière-eilanden die grenzen aan de open zee versus eilanden die gelegen zijn in laag-dynamische gebieden zoals de Waddenzee. Naast een literatuuronderzoek hebben we een vijftal eilanden in de Waddenzee (i.e. Griend, Zuiderduin, Memmert, Richel en Mandø) en drie Amerikaanse eilanden bezocht (door ons genoemd: Core sound, eilandje bij Hatteras, en een eilandje bij Ocracoke in Pamlico Sound, North Carolina).

Op de schoorwaleilanden in de Waddenzee (Griend, Zuiderduin, Memmert, Richel en Mandø) hebben we metingen verricht aan de schoorwal- en kwelderontwikkeling waarbij we ons concentreerden op: absolute hoogte, vegetatieontwikkeling en organisch stofgehalte bodem. Hiervoor zijn er per deelgebied (schoorwal en kwelder) vijf plotjes van 5 * 5 meter bemonsterd. Van elk plot is met een dGPS absolute hoogte ingemeten, zijn vegetatieopnamen gemaakt en zijn twee submonsters van 25*25 cm genomen voor biomassa bepalingen. Daarnaast is er grondmonster van de bovenste 5 cm genomen. In het lab zijn naast het drooggewicht van de vegetatie en organisch stofgehalte van de bodem ook de stikstofisotopen van de dominante planten gemeten. Deze stikstofisotopen geven een indicatie van de voornaamste stikstofbron voor plantengroei, waar atmosferische stikstof een lage (~ 0) en organische bronnen een hoog (>10) $\delta^{15}\text{N}$ signaal geven.

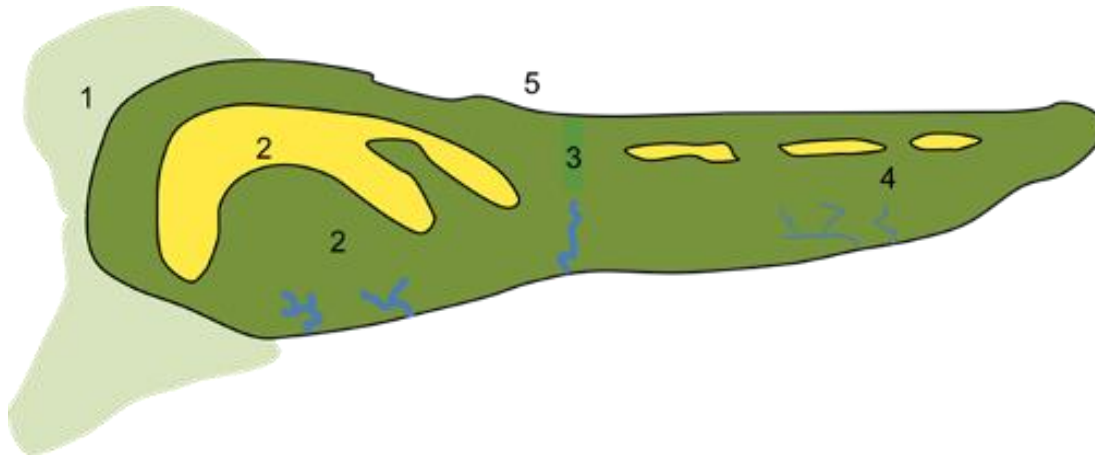
Ten slotte hebben we ruimtelijke analyses uitgevoerd met behulp van GIS-applicaties op basis van recent en historisch kaartenmateriaal (vrij beschikbaar via Rijkswaterstaat en Google Earth). Middels Google Earth hebben we de verplaatsing van de eilanden (in m jaar⁻¹) berekend door de omtrek van het eiland in te tekenen op de kaart. Vervolgens het middelpunt van de polygoon te berekenen en het verschil in absolute afstand tussen middelpunten van twee opeenvolgende satellietbeelden te delen door het aantal jaren tussen de opnamen. Voor de Nederlandse stormvloed-schoorwal eilanden (Zuiderduin en Griend) hadden we daarnaast hoogtekarten van Rijkswaterstaat beschikbaar. Deze hebben we gebruikt om oppervlakte, volume en de verdeling in absolute hoogte van de eilandjes in kaart te brengen.

2.2 Resultaten

Barrière-eilanden

De eilanden langs de rand van de Waddenzee die wij Waddeneilanden noemen (Texel, Vlieland, Terschelling, Ameland, Schiermonnikoog, Rottumerplaat, Rottumeroog) zijn barrière-eilanden. Zij worden gevoed door zand dat vanuit de Noordzee wordt aangevoerd en kennen een typische opbouw met een duinenrij aan de Noordzezijde en kwelders aan de Waddenzijde (Figuur 2.1). Deze barrière-eilanden zijn aan weerszijden ingesloten door zeegaten, waardoor het getijdenwater uit de Noordzee de Waddenzee in- en uitstroomt (Löffler et al. 2008). De eilanden worden gevoed door zand uit ebgetijde delta's en zandbanken die periodiek aanlanden op de eilandkop. Naast een eilandkop, worden barrière-eilanden gekenmerkt door de aanwezigheid van een of meerdere duinboogcomplexen, strand- en vooroevers en een eilandstaart waar meestal kwelderontwikkeling plaatsvindt.

Oorspronkelijk hadden barrière-eilanden ook meerdere washovercomplexen; laagtes tussen duinbogen die bij extreem hoog water overstromen (Figuur 2.1) en waarna zand en zoutwater achterblijven (Löffler et al. 2008). Door de aanleg van dijkringen en stuifdijken zijn veel van deze complexen verloren gegaan.

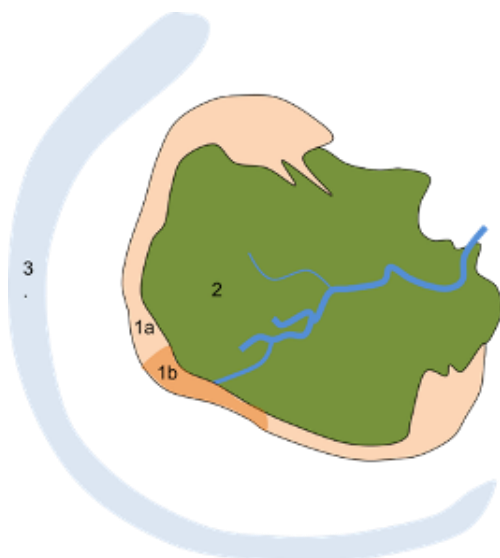


Figuur 2.1. Model barrière-eiland met de verschillende kenmerkende landschapselementen: 1) eilandkop, 2) duinboogcomplex(en) en kwelder in de luwte van de duinboog, 3) washovercomplex, 4) eilandstaart, 5) strand- en vooroever (naar Löffler et al. 2008).

Figure 2.1. Model barrier island with its typifying landscape elements: 1) island head, 2) dune arc with a salt marsh in its wake, 3) washover complex, 4) island tail, 5) beach and foreshore (after Löffler et al. 2008).

Schoorwaleilanden

In de Waddenzee liggen ook eilanden met een andere ontstaansgeschiedenis en vorm. Sommige kleine eilandjes liggen midden in de Waddenzee en worden niet op een frequente basis gevoed door zand uit de Noordzee. Door de ligging van dit soort 'stormvloedschoorwaleilanden' in de luwte van de barrière-eilanden behoren dit soort eilanden tot de zogenaamde 'fetch-limited' eilanden, waarbij de afstand voor golfopbouw zich beperkt tot de afstand tussen eiland en barrière-eilanden en/of vastelandskust. Deze eilanden, zoals oorspronkelijk ook Griend, krijgen daarom alleen nieuw materiaal aangeleverd bij extreme weersomstandigheden: springtijden en stormvloeden (Brouwer et al. 1950). Tijdens deze gebeurtenissen wordt er door de gezamenlijke kracht waterstromen en golfwerking zand, schelpmateriaal en vloedmerk om deze eilanden 'gestort'. In de rustigere perioden accumuleert dan zand door instuiving. Hierdoor kan een schelpenrug of schoorwal worden gevormd, die een luwte vormt waarin een kwelder tot ontwikkeling kan komen (Figuur 2.2). Aan de geëxponeerde (aan golven blootgestelde) zijde van het eiland bevindt zich vaak (maar niet altijd) een zogenaamde zwingel – een verdiept deel van het wad, waarschijnlijk als gevolg van het stromingspatroon rond het eiland of door golfreflectie door het eiland (Figuur 2.3).

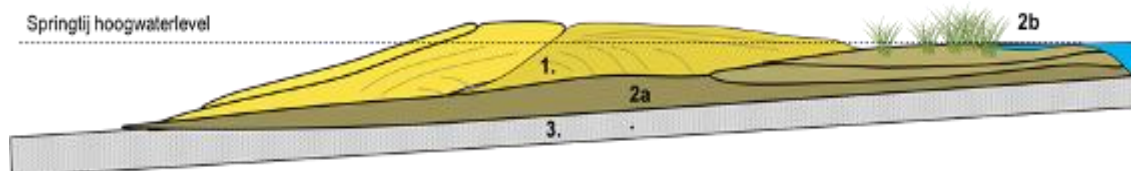


Figuur 2.2. Model stormvloedschoorwaleiland met 1a) stormvloedschoorwal, 1b) washover/geulcomplex, 2) achtergelegen kwelder met krekken en 3) zwin-geul aan de geëxponeerde kant van het eiland als gevolg van golfreflectie. Gebaseerd op huidige luchtfoto's van Zuiderduintjes en historische luchtfoto's van Griend.

Figure 2.2. Model chenier island with 1a) The chenier, 1b) Washover complex, 2) Salt marsh, and 3) The 'Zwin' channel on the exposed side of the island.

De belangrijkste kenmerken van een schoorwaleiland t.o.v. een barrière-eiland zijn:

- 1) Stormvloedschoorwaleilanden zijn eilanden die vooral in een 'binnenzee'/intergetijden-gebied zoals de Waddenzee, terwijl de barrière-eilanden aan de Noordzee (open zee) grenzen;
- 2) Een stormvloedschoorwaleiland ligt dus in de luwte van de barrière-eilanden en ebgetijde delta's en daardoor in een relatief laag dynamische omgeving ('fetch-limited'). Dynamiek vindt stochastisch plaats tijdens stormen;
- 3) Barrière-eilanden worden primair gevoed door zand, terwijl schoorwaleilanden voor een belangrijk deel worden gevoed door aanspoelsel van biologische origine aan de meer geëxponeerde zijde tijdens stormvloed en zandinstuiving tijdens rustiger fasen. Overeenkomstig de situatie op een barrière-eiland vindt aan de luwe zijde vooral sedimentatie plaats van slib en zand vanuit de waterkolom tijdens overstromingen;
- 4) Omdat de eilandjes kleiner zijn in oppervlakte, verstoken van menselijke verstoring en meestal omringd worden door voedselrijke platen is het aantal vogels per oppervlakte-eenheid op schoorwaleilandjes vele malen hoger dan op barriere-eilanden. Daardoor speelt bemesting door vogels een belangrijke rol in de vegetatieontwikkeling (zie verder beneden).

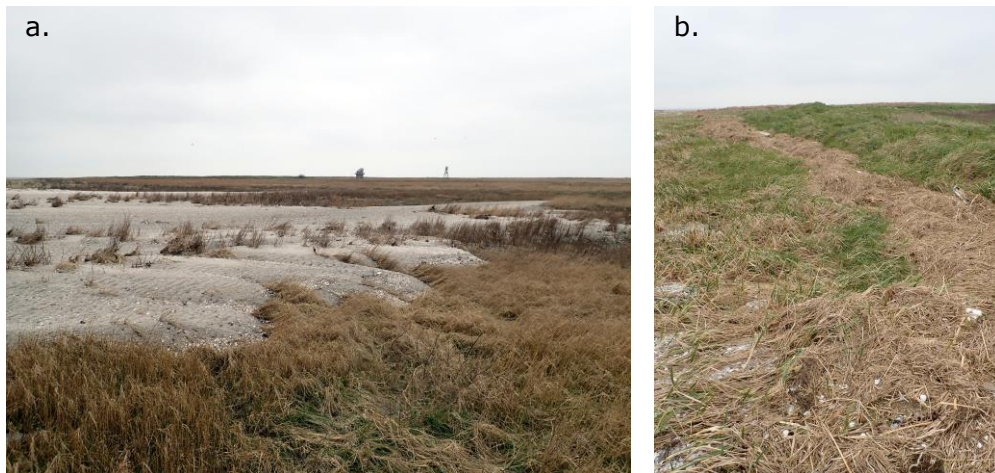


Figuur 2.3. Dwarsdoorsnede van een schoorwaleiland met 1) stormvloedschoorwalcomplex, 2a) oud kwelderprofiel, 2b) kwelderontwikkeling in de luwte met kweldergeulen, 3) onderliggende zandige wadplaat (profiel) (gebaseerd op Weill et al. 2012).

Figure 2.3. Cross section of a chenier island with 1) the chenier, 2a) old salt marsh platform, 2b) salt marsh development in the wake of the chenier, 3) underlying mudflat (after Weill et al. 2012).

Schelpen en vloedmerk

Het aanspoelen van schelpen en vloedmerk is op dergelijke eilanden essentieel voor de opbouw van dit type eilanden. Zand gemengd met schelpen is stabiel en erodeert (door wind of water) minder snel dan alleen zand. Tijdens stormen landen grote schelpenrijke zandtongen aan op stormvloed-schoorwaleilanden (Figuur 2.4a), evenals dikke randen vloedmerk die veelal tegen de schoorwal of op de kwelder worden afgezet (Figuur 2.4b). Het aangespoelde vloedmerk bestaat voornamelijk uit dode plantenresten die in het voorjaar een goed kiembed vormen voor de ook aangespoelde zaden. De planten die in het vloedmerk groeien dragen ook bij aan het stabiliseren van een schoorwal, doordat ze de bodem kunnen fixeren met hun wortelmatten. Oorspronkelijk was groot zeegras (*Zostera marina*) in de Waddenzee mogelijk een belangrijke leverancier van vloedmerk voor stormvloed-schoorwaleilanden. Tot de jaren 1930 groeide er wel bijna 140 km² zeegras in de westelijke Waddenzee. Een deel daarvan spoelde aan op Griend (Brouwer et al. 1950) en droeg bij aan schoorwalvorming. Zeegrasvelden van groot zeegras zijn sinds de dertiger jaren van de vorige eeuw vrijwel geheel uit de westelijke Waddenzee verdwenen en mogelijk is de hoeveelheid vloedmerk, dat tegenwoordig tijdens stormen aanspoelt op schoorwaleilanden, daardoor sterk verminderd.

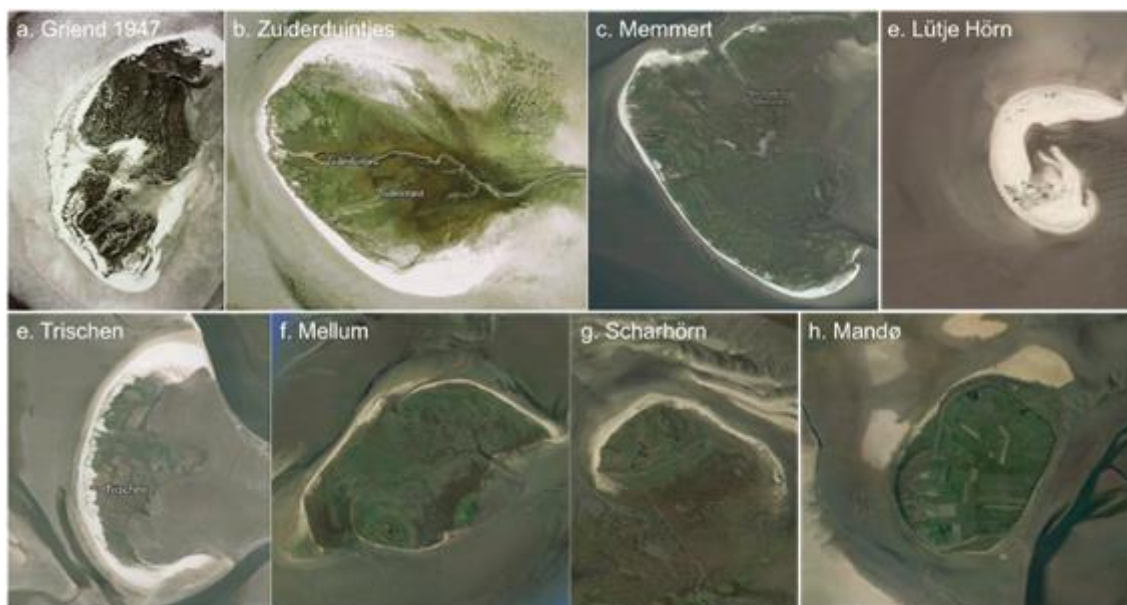


Figuur 2.4a. Schelpenrijke zandtongen zijn gedeponeed op de kwelder van Griend (winter 2018-2019) en **2.4b.** brede aangespoelde vloedmerkranden op Griend.

Figure 2.4a. shell rich sand deposits on the mudflat of Griend (winter 2018-2019), and **2.4b.** flood mark on Griend.

Stormvloed-schoorwaleilanden in de Waddenzee

In tegenstelling tot barrière-eilanden grenzen stormvloed-schoorwaleilanden dus niet aan de Noordzee, maar zijn volledig omsloten door de Waddenzee. Zuiderduintjes, ten zuiden van de Rottums, is het meest natuurlijke stormvloed-schoorwaleiland in de Nederlandse Waddenzee en kan als (geografische) referentie voor Griend worden beschouwd (Figuur 2.5b). Op Griend zijn schoorwalvormende processen, incl. kenmerkende dynamiek die van belang is voor het terugzetten van vegetatiesuccessie, echter nog maar beperkt aanwezig vanwege de grote hoeveelheid ingrepen die op het eiland hebben plaatsgevonden. Een aantal Duitse eilanden zijn op basis van hun morfologie ook geclassificeerd als 'stormvloed-schoorwal-eiland': Memmert, Lütje Hörn, Trischen (Figuur 2.5c. t/m e). Evenals in de Nederlandse Waddenzee, zijn ook in de Duitse en Deense Waddenzee veel eilanden gemodificeerd in het kader van kustbescherming. Een aantal van dit type eilanden functioneerden vroeger mogelijk ook als stormvloed-schoorwaleiland: Mellum, Scharhörn en Mandø (Figuur 2.5f. t/m h.).



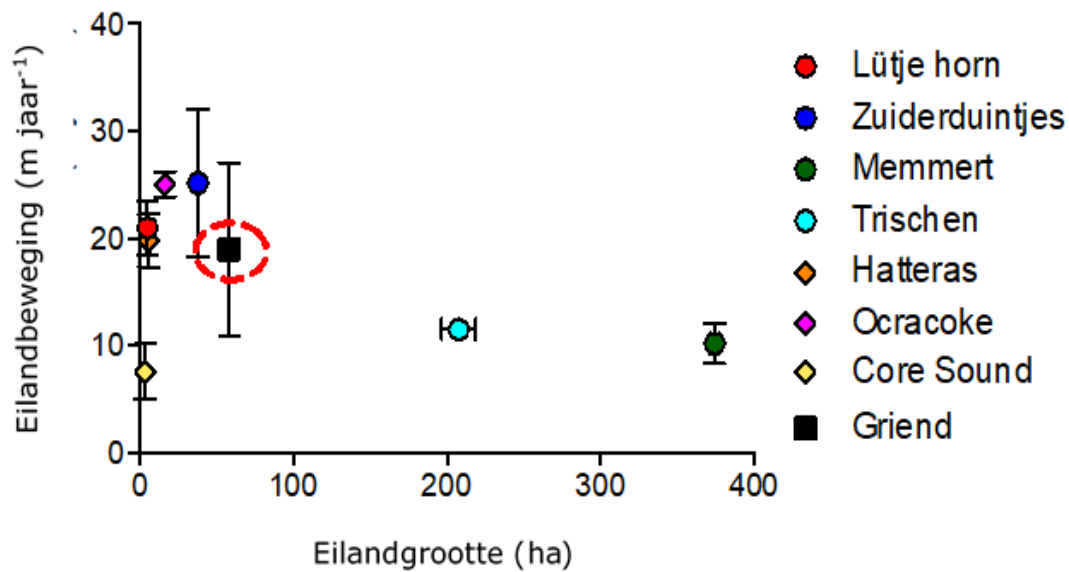
Figuur 2.5a. Historische luchtfoto van Griend en **b.e.** overzicht van huidige en **f.h.** gemodificeerde stormvloedschoorwaleilanden. Fotos zijn afkomstig van Google Earth.

Figure 2.5a. Historical aerial image from Griend and **b.e.** overview of current and **f.h.** modified chenier islands. Images were obtained from Google Earth.

Wandelende eilanden

Een belangrijk kenmerk van een stormvloedschoorwaleiland is de beweging (Kers, 2014). Dit type eilanden bevindt zich in een laag-dynamisch milieu, maar de stormen die eiland-aangroei en -afslag sturen brengen een behoorlijke energie met zich mee. Dit heeft als gevolg dat stormvloedschoorwaleilanden van nature 'wandelen'. De stormvloedschoorwal (Figuur 2.3) wordt bij elke storm "naar achteren gedrukt" en daarbij telkens op de kwelder gedeponeerd, waarbij de meest geëxponeerde zijde van de schoorwal tegelijkertijd ook vaak afslaat. Omdat de schoorwal over de kwelder schuift, komt aan de geëxponeerde kant van het eiland vaak ook het kwelderprofiel onder de schoorwal uit (Figuur 2.3). Deze kleilaag vormt een erosie-resistente laag waardoor het eiland minder snel afslaat dan wanneer er zich slechts een zandprofiel onder de schoorwal zou bevinden. De schuivende schoorwal biedt tegelijkertijd meer luwte voor kwelderontwikkeling, waardoor de kwelder aan de luwe kant kan aangroeien. De invang van fijn sediment door de kweldervegetatie is ook van belang voor de opbouw van het kwelderprofiel en de erosiebestendigheid van een stormvloedschoorwaleiland.

Naast stormvloedschoorwaleilanden in de Waddenzee komt dit type eilanden ook voor in andere ondiepe kustgebieden zoals in North Carolina, Verenigde Staten. Al deze eilanden hebben als gemeenschappelijk kenmerk dat ze zich van nature verplaatsen. Hierbij is verplaatsingssnelheid van een stormvloedschoorwaleiland afhankelijk van de grootte en van het bodemprofiel (wadplaat of kwelder) (Figuur 2.6). De snelst verplaatsende eilanden zijn Zuiderduintjes (NL) en Ocracoke eiland (VS) met een verplaatsingssnelheid van meer dan 25 m jaar⁻¹. Grotere eilanden zoals Memmert en Trischen verplaatsen zich het langzaamst: minder dan 10 m jaar⁻¹. Uitzondering is 'Core sound' eiland in North Carolina. Dit eiland is behoorlijk dynamisch en in het bezit van een imposante schoorwal. Echter, vanwege het dikke kwelderprofiel dat de basis vormt voor het eiland (>1m) verplaatst het eiland zich nauwelijks (Figuur 2.7).



Figuur 2.6. De bewegingssnelheid van stormvloed-schoorwaleilanden in de Waddenzee en North Carolina (VS) is afhankelijk van de eilandgrootte.

Figure 2.6. The movement speed of chenier island in the Wadden Sea and North Carolina (US) depends on the size of the island.

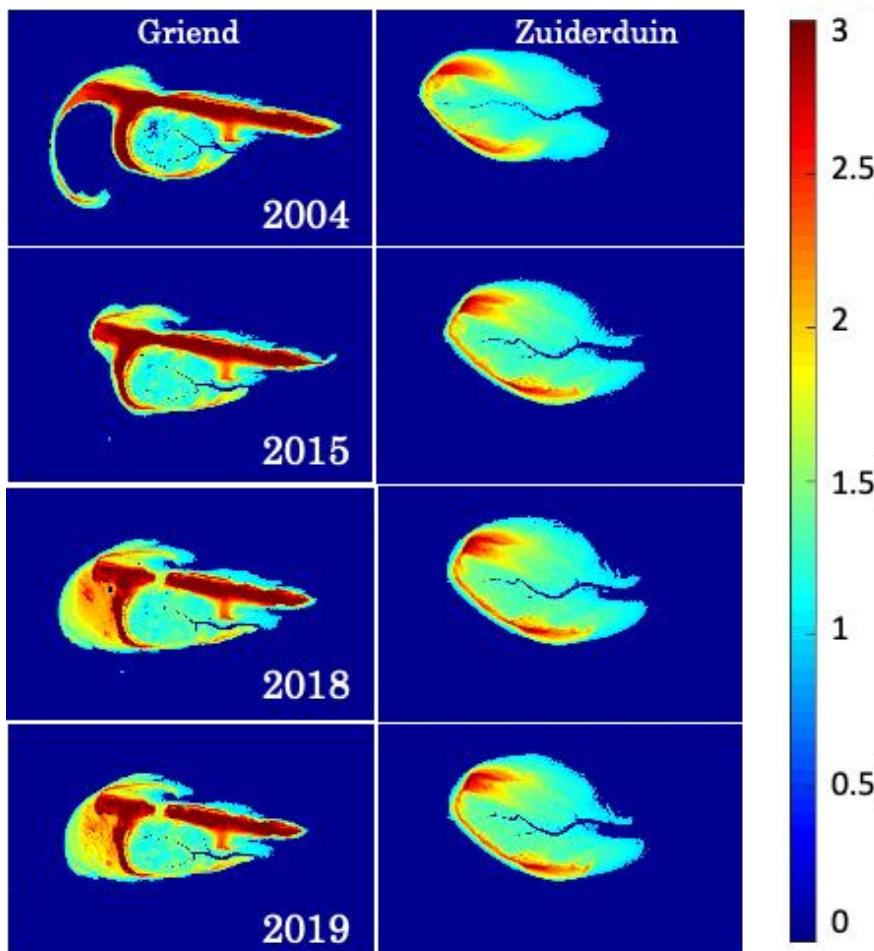


Figuur 2.7a. luchtfoto van Core Sound eiland in North Carolina, **b.** dik kwelderprofiel van Core Sound eiland.

Figure 2.7 a. aerial image of Core Sound island in North Carolina, **b.** salt marsh remnants at Core Sound Island.

Morfologie Zuiderduin en Griend

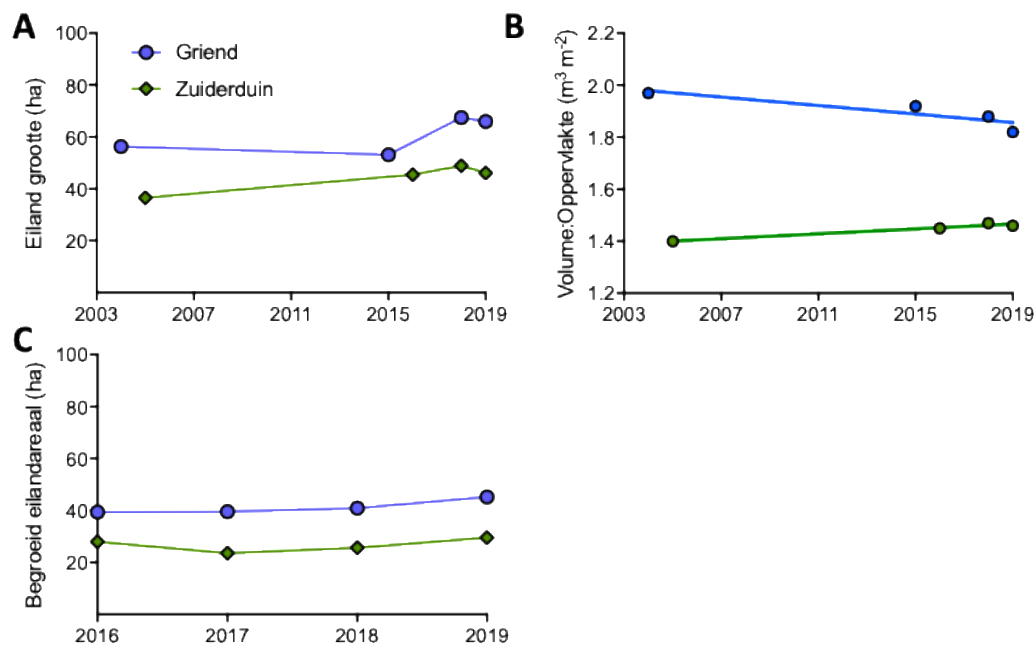
De morfologie van Griend en zijn natuurlijke analoog Zuiderduintjes zijn nader onderzocht door middel van de hoogtekarten die gemaakt zijn binnen kustlidar programma van RWS. De hoogtekarten (Figuur 2.8) laten zien dat Zuiderduin inderdaad zich over de jaren naar het oosten beweegt, maar dat de vorm van het eiland relatief constant is. Hoogtekarten van Griend laten duidelijk de gevolgen van erosie van de haak zien tussen de jaren 2004 en 2015. In 2016 is de suppletie aangelegd, die in de daaropvolgende jaren vol is gaan groeien met vegetatie en ook plaatselijk opgehoogd is (aangegeven met de donkere oranje vlekken in 2018 en 2019).



Figuur 2.8. Lidar-gebaseerde hoogtekarten (in meters) van Griend en Zuiderduin.

Figure 2.8. Lidar-based elevation maps (in meters) of Griend and Zuiderduin.

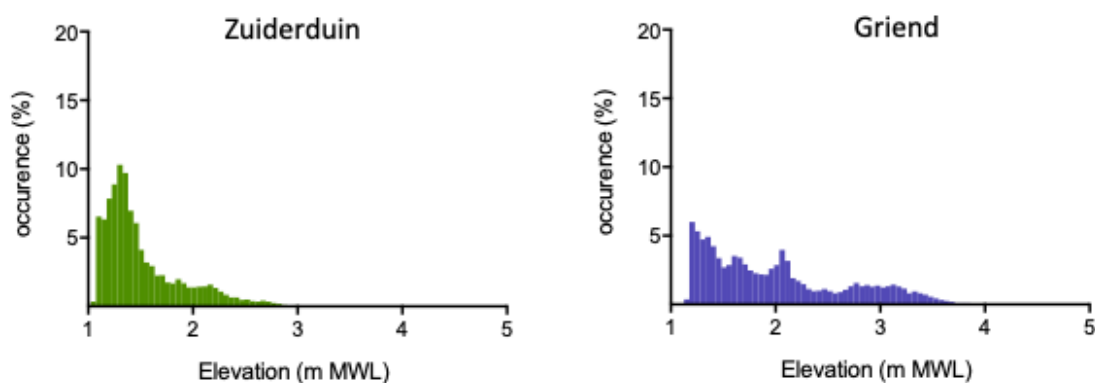
Analyses van de eilandgrootte over tijd laten zien dat Griend inderdaad initieel afnam, om vervolgens na de aanleg van de suppletie toe te nemen (tot bijna 70 ha; Figuur 2.9). De grootte van Zuiderduintjes is in de loop der jaren licht toegenomen. De verhouding tussen eilandvolume en -oppervlakte liet een afname zien voor Griend (van 2 tot 1.8) en lichte toename voor Zuiderduintjes van 1.4 tot 1.5. Van 2016 tot 2019 lieten beide eilanden een lichte toename zien van het begroeide oppervlakte (Griend 39 tot 45 ha en Zuiderduintjes 28 tot 29.5 hectare). Voor beide eilanden geldt dus dat tot $\sim 2/3$ van eilandoppervlakte begroeid is.



Figuur 2.9. Ontwikkeling van de eilandgrootte (a), volume-oppervlakteratio (b) en begroeid areaal van Griend en Zuiderduin over de tijd.

Figure 2.9. Development of island size (a), volume-surface ratio (b), and the vegetated surface area of Griend and Zuiderduin over time.

De eilanden laten wel een andere verdeling in hoogten zien (Figuur 2.10). Zuiderduin is voornamelijk laag (<1.5 m MWL) terwijl Griend veel meer hogere delen op het eiland heeft. Dit is bij Griend deels artificieel door de verstevigingen die het eiland in de afgelopen decenia heeft ondergaan, met in het bijzonder de aanleg van de Noorderhaak en de Huisdijk in de jaren 80 (zie het boek over Griend voor details).



Figuur 2.10. Frequentieverdeling van de hoogtes in 2019 van Zuiderduin en Griend.

Figure 2.10. Frequency distribution of the elevations in 2019 of Zuiderduin and Griend.

3. Experimenten

3.1 Methode

Binnen dit project is een tweetal experimenten uitgevoerd om het belang van habitat-overstijgende interacties tussen het droge- en natte wad voor het functioneren van deelsystemen (wadplaten, strand, duinen, kwelders) te testen (Donadi et al. 2013; van de Koppel et al. 2015; van der Zee et al. 2016). Het gaat hierbij om het hieronder beschreven connectiviteitsexperiment waarin de facilitatiecascade getest wordt, en een vloedmerk-experiment.

3.1.1 Connectiviteitsexperiment

In het zogenaamde 'connectiviteitsexperiment' is een proef aangelegd waarbij het belang van lange-afstandsinteracties tussen wad en eiland voor de afslag/aangroei van Griend wordt onderzocht. Voor dit experiment zijn de biogene structuren die op het oorspronkelijke Griend (voor 1930) ook aanwezig waren, zeegrasvelden en mosselbanken, aangelegd op het droogvallende wad ten noordwesten en ten zuiden van Griend (Figuur 3.1). Hierbij is gebruik gemaakt van biologisch afbreekbare structuren (BESE – Biodegradable Elements for Starting Ecosystems) om vestiging van mosselen te stimuleren en de bodem voor zeegrassen te stabiliseren. Voor het opzetten en uitvoeren van dit experiment is intensief samengewerkt met verschillende partijen (zie hoofdstuk 1).



Figuur 3.1. Experimentele plot met BESE-structuren bij Griend, maart 2017.

Figure 3.1. Experimental plot with BESE structures near Griend, March 2017.

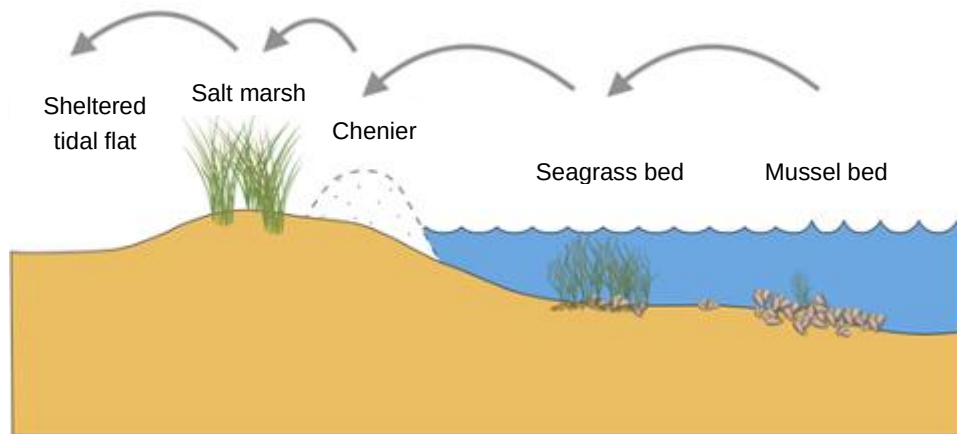
Dankzij deze samenwerkingsverbanden is het experiment op een relevante landschapsschaal aangelegd én zijn de krachten gebundeld m.b.t. monitoring en metingen.

Op deze wijze zijn binnen één experiment meerdere vraagstellingen gebundeld:

1. Wat het belang is van een rijk wad voor de dynamiek en herstel van een Griendtype-eiland?
2. Kunnen biologisch afbreekbare structuren herstel van mosselbanken faciliteren, en is deze methode opschaalbaar?
3. Hoe beïnvloeden rifstructuren zoals BESE de stabiliteit van de wadplaat en de samenstelling van de benthische levensgemeenschap op het wad?
4. Kunnen deze structuren zeegrasherstel faciliteren?

Experimentele opzet

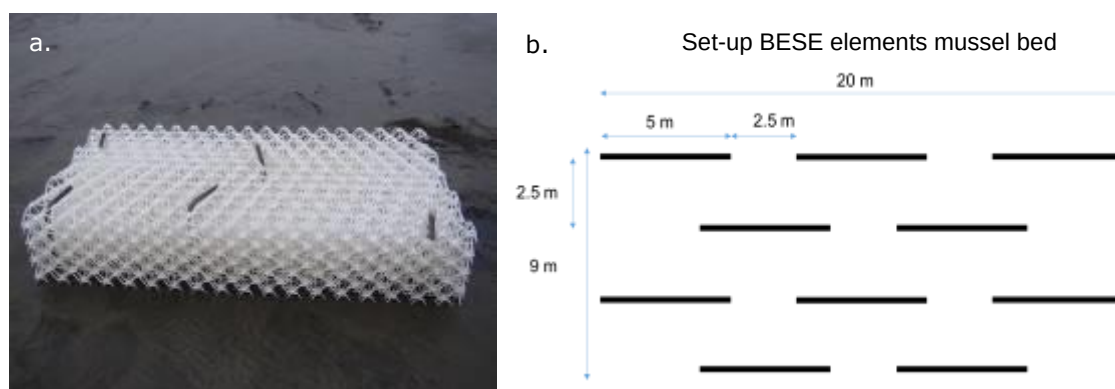
De opzet van het experiment is gestoeld op de hypothese dat verbinding tussen eiland en wad plaatsvindt via een zogenaamde facilitatie-cascade (Figuur 3.2). De cascade verloopt via de aanvoer van biogeen materiaal dat de vorming van een schoorwal bevordert (schelpen, vloedmerk/zeegras) en via demping van golven waardoor in de luwte van de stormvloedschoorwal een kwelder en een hoge wadplaat kunnen ontstaan.



Figuur 3.2. Mogelijke facilitatie-cascade tussen deelsystemen.

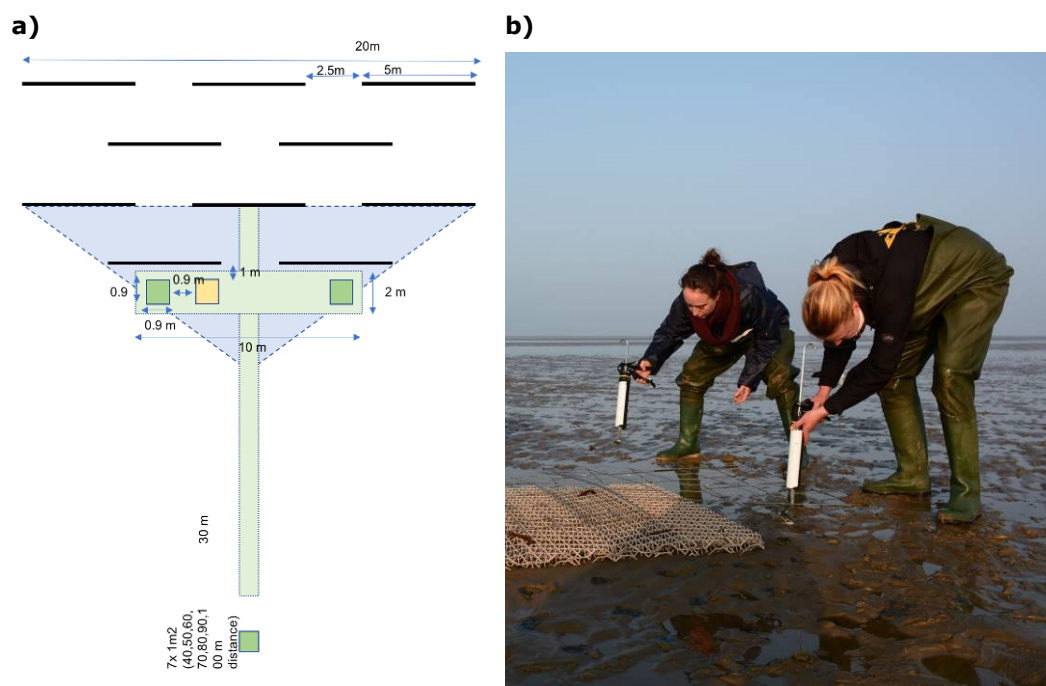
Figure 3.2. Potential facilitation-cascade between habitats.

Voor de uitvoering van het experiment is gebruikt gemaakt van BESE-structuren om de natuurlijke vestiging en overleving van jonge mosselen, en daarmee het ontstaan van mosselbanken, te stimuleren. BESE-structuren voor mosselbankherstel zijn aangelegd in patronen die ook in natuurlijke mosselbanken te zien zijn. Één mosselbank/BESE-structuur bevat 10 strips van 5x0,5 m BESE (Figuur 3.3a); deze eenheid (Figuur 3.3b) wordt een 'plot' genoemd. Naast 'BESE-plots' zijn er ook 'controle' plots waar geen structuren in zijn aangebracht, maar die alleen gemarkeerd zijn. Deze bevinden zich op dezelfde hoogte als de BESE-plots. Van zowel 'BESE-plots' als 'controle plots' zijn 8 herhalingen (replica's) geplaatst (400 m BESE-blokken in totaal). In totaal zijn er dus 16 plots, over een afstand van 620 m op het wad geplaatst. De BESE-elementen zijn op koksmatten geplaatst en per structuur met 5 betonijzeren pinnen in het wad verankerd. De structuren en matten tezamen waren ~16 cm hoog. Na het eerste jaar (winter 2017-2018) heeft er veel erosie rondom en onder de structuren plaatsgevonden. De structuren zijn daarop weer op de wadbodem gedrukt en opnieuw gefixeerd.



Figuur 3.3a. Losse BESE-module van 8 lagen (90x45x16 cm; LxBxH) op het wad bij Griend en **b.** ruimtelijke ontwerp van één experimenteel proefvlak.

Figure 3.3a. Individual 8 sheet BESE module (90x45x16 cm; LxBxH) on the intertidal mudflat near Griend, and **b.** spatial design of a single plot.



Figuur 3.4a. Uitzaaipatroon zeegraszaad in de proefvlakken en **b.** injectie zaaimethode voor het zaaien van groot zeegraszaad.

Figure 3.4a. Setup of the seagrass seeding plots, and **b.** injection method employed for the seeding of *Zostera marina* seeds.

Achter de structuren is in 2017, in de helft van de plots, groot zeegras ingezaaid (*Zostera marina*; Figuur 3.4). Het zaad was afkomstig van het Duitse Waddeneiland Sylt. Dit zaad is in hetzelfde zaai-jaar (2017) ook succesvol en met dezelfde methode ingezaaid op het Uithuizer wad (Groningen) in het kader van het project: 'Zeegras: herstel van een biobouwer van de Waddenzee' onder leiding van Natuurmonumenten (Govers et al. 2018). Het zeegraszaad is in de wadbodem geïnjecteerd (25 injecties met gemiddeld 4 zaden per injectie, ~200 zaden m⁻²) met behulp van de kitspuitmethode (Govers et al. 2018). Dit is op drie verschillende experimentele manieren gedaan: zonder BESE-elementen, met bovengrondse BESE-elementen (LxBxH: 90x90x6 cm) en met ondergrondse (ingegraven) BESE-elementen. In totaal is er 632 m² zeegras ingezaaid aan de zuidkant van Griend in april 2017.

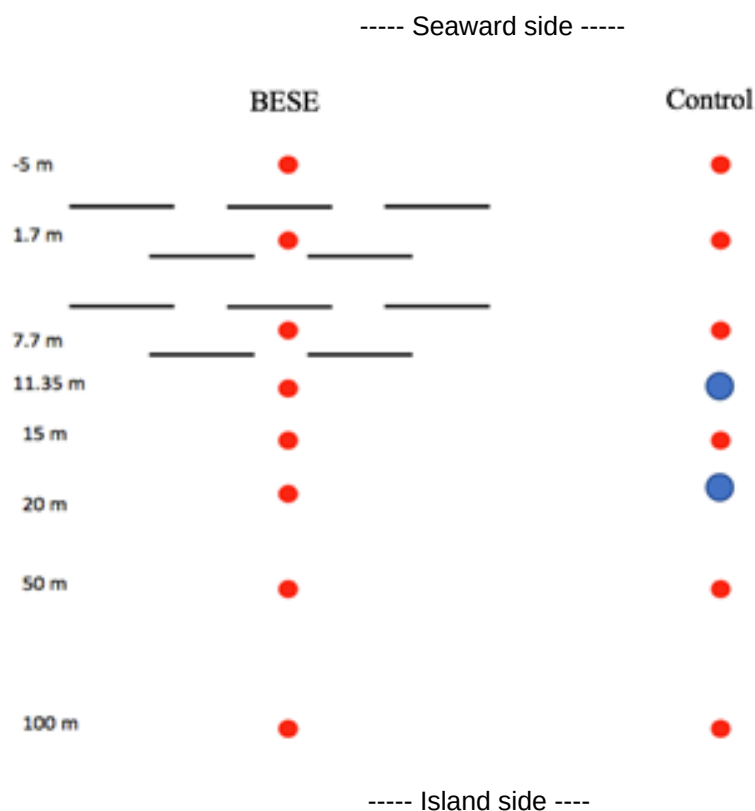
Metingen

Monitoring van het experiment heeft frequent plaatsgevonden. De metingen zijn begonnen vóór de opzet van het experiment (T0, maart 2017) en hebben plaatsgevonden in augustus 2017 (T1), augustus 2018 (T2) en augustus 2019 (T3). Na deze periode hebben er geen metingen meer plaatsvinden. De volgende metingen zijn consequent uitgevoerd:

- BESE-structuren: conditie van de structuren, vestiging van mossellarven, overleving van mossellarven, ontwikkeling en bedekking door mossels, vestiging andere fauna in de structuren;
- Zeegras: kieming van zaden;
- Sedimentdynamiek/Hoogtemetingen: sedimentdynamiek met behulp van rtk-dGPS transecten en met behulp van zogenaamde SED-sensoren;
- Golfdynamiek: door middel van golfloggers (jaarrond) op twee transecten. Helaas zijn er 5 golfloggers verloren gegaan als gevolg van ijsgang in de winter van 2017-2018. Een daarvan is opgevisst door garnalenvissers, de rest van de loggers (incl. data) is helaas verloren gegaan;
- Sedimentkenmerken: nemen van sedimentmonsters (20 ml) op dezelfde schaal als metingen aan sedimentdynamiek, bepalen van organisch stofgehalte en korrelgrootte;

- Biogeochemie: nemen porievochtmonsters op transectpunten;
- Luchtfoto's: door het oppervlak van de geplande drone foto's (zie boven) uit te bereiden kan ook de ruimtelijke ontwikkeling van de proef vanuit de lucht in kaart worden gebracht;
- Benthos: om het effect van de proefopstelling op de bodemfauna (epi- en endobenthos) te kwantificeren worden er bodemmonsters genomen met een SIBES-steekbuis (diameter 10 cm, diepte 30 cm);
- Vogeltellingen: bij zowel laagwater zullen worden vogeltellingen uitgevoerd (NW om de effecten van en gebruik van de opstelling door steltlopers, eenden (eidereenden, bergeenden) en meeuwen te kwantificeren;
- Visaanwezigheid en diversiteit: met behulp van fuiken wordt elke zomer (2017-2019) vis- en krab dichtheden en vissamenstelling op en rondom de opstelling worden bepaald (zowel in de mossel als controleplots).

Metingen zijn grotenndeels uitgevoerd op vaste transectpunten t.o.v. de BESE-structuren (Figuur 3.5).



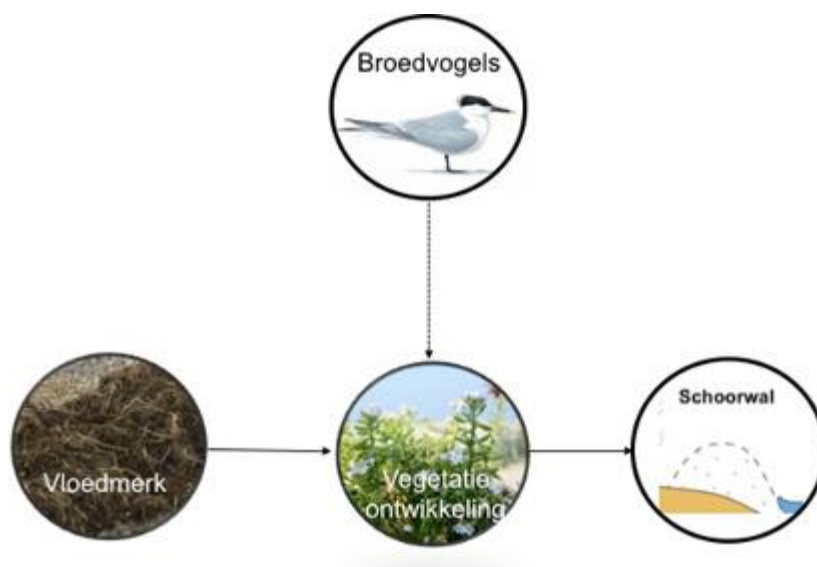
Figuur 3.5. Schematische weergave van de meetpunten binnen en buiten elke plot.
Figure 3.5. Schematic of the measurement point in and around each plot.

3.1.2 Vloedmerkproef

Naast het grote connectiviteitsexperiment zijn er in (maart) 2018 ook twee kleine vloedmerk experimenten opgezet. Het doel van deze experimenten was om de effecten van vloedmerk op vegetatieontwikkeling en sedimentstabilisatie te bepalen met of zonder aanwezigheid van vogels broedend op het vloedmerk.

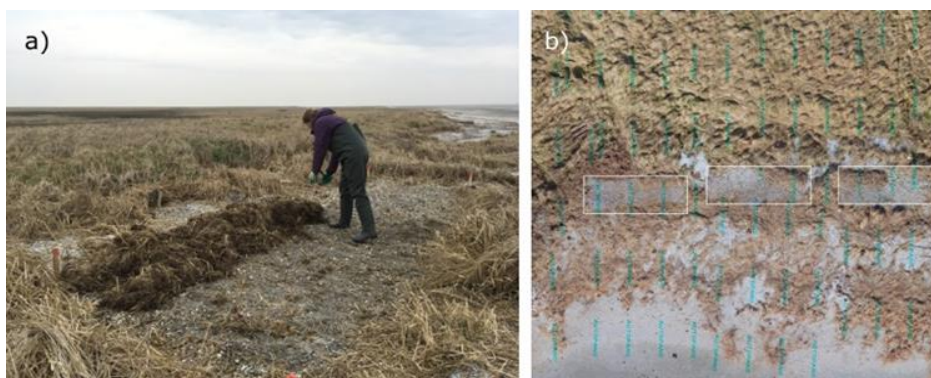
Vloedmerkproef sterns

De grote stern is een van de iconische broedvogelsoorten van Griend. Veldobservaties door o.a. verschillende vogelwachters van Griend benoemden de voorkeur van grote sterns om op vloedmerk te broeden (pers. comm. Vogelwachters). Naar verwachting faciliteert vloedmerk de vegetatieontwikkeling vanwege de hoge aanwezigheid van zaden in het vloedmerk (Figuur 3.6). Broedende vogels brengen veel nutriënten in (externe bron) die vervolgens vegetatieontwikkeling zouden kunnen stimuleren. Om deze hypothese experimenteel te testen is er in maart 2018 een vloedmerkexperiment opgezet waarbij specifiek gekeken is naar de invloed van wel/geen vloedmerk in een grote sternenkolonie op vegetatieontwikkeling tijdens en na het broedseizoen. Hiervoor zijn op de grote sternenbroedlocatie van 2017 vlakken vrijgemaakt van vegetatie en daarop gecontroleerde vloedmerkrandjes aangelegd van 0.5 m breed en 0.25 m hoog, vergelijkbaar met vloedmerkranden die elders op Griend werden gevonden. Het vloedmerk was onderdeel van 7 x 2 m plots (Figuur 3.7) waarbij elke plot (5 replica's in totaal) was opgesplitst in de helft (3.5 m) vloedmerk en de andere helft geen vloedmerk. Bij 2/5 plots werden vervolgens camerapalen neergezet om verkennings- en nestelgedrag van grote sterns te observeren.



Figuur 3.6. Schematische weergave van de hypothetische interactie tussen broedvogels, vloedmerk en vegetatieontwikkeling en hoe deze interacties schoorwalvorming zouden kunnen bevorderen door sedimentstabilisatie.

Figure 3.6. Schematic of the hypothetical interaction between breed shorebirds and vegetation establishment, and how these interactions might stimulate the formation and stability of the chenier via sediment stabilization.



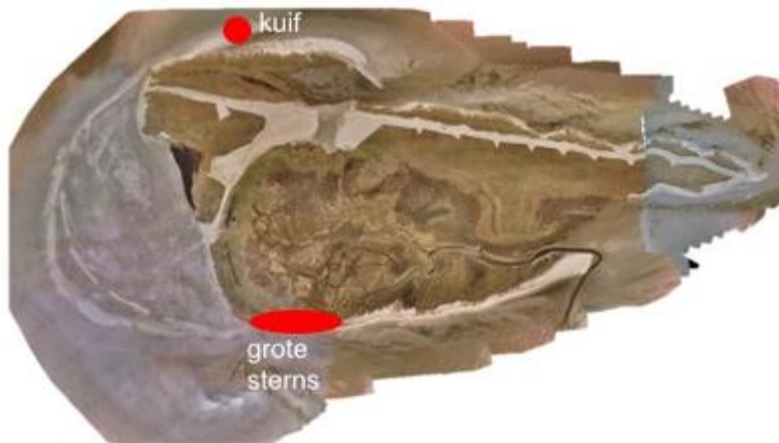
Figuur 3.7a. Opzet van het vloedmerkexperiment en b. experimentele plots vanuit de lucht (gemarkeerd door witten randen). © the Fieldwork Company.

Figure 3.7a. Setup of the flood mark experiment, and b. aerial view of the experimental plots. © the Fieldwork Company.

Vloedmerkproef kuif

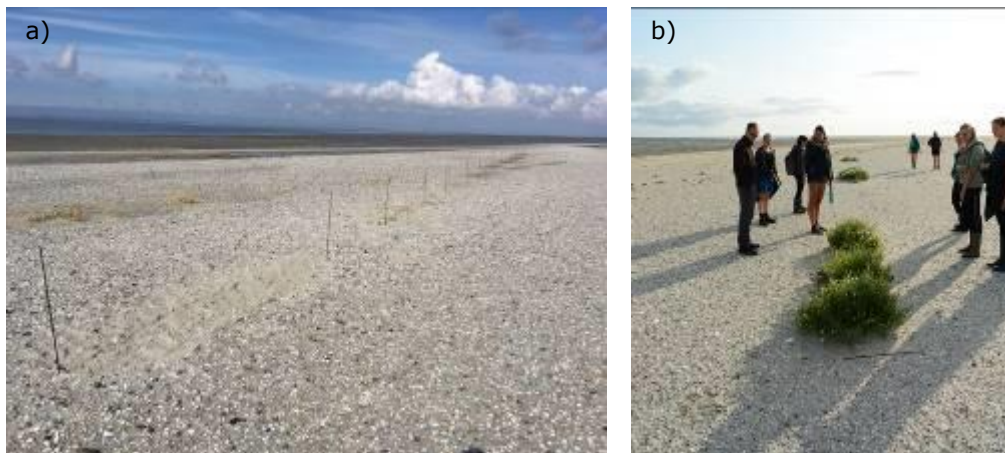
Om de effecten van vloedmerk op en sedimentstabiliteit te bepalen is er een aanvullend experiment uitgevoerd op de zogenaamde 'kuif' van Griend (Figuur 3.8). De 'kuif' is een gebied in beweging dat de afgelopen jaren flink lijkt te zijn gegroeid. Op deze locatie is in maart 2018 vloedmerk van het eiland ingegraven in plots van 10 cm diep, 30 cm breed en 3 m lang waarbij in totaal 0.09m³ vloedmerk is ingegraven per plot. Dit is 4x herhaald (aantal replica's).

Vloedmerkplots werden afgewisseld door controleplots die ook opengegraven zijn bij het inzetten, maar niet opgevuld zijn met vloedmerk, maar met de oorspronkelijke mix van schelpen en zand (Figuur 3.9a). De proef is na inzetten gemonitord in juli en september 2018.



Figuur 3.8. Locaties vloedmerkproeven 2018. De 'grote sternproef' is gelokaliseerd aan de zuidkant van het eiland en 'vloedmerkproef de kuif' aan de noordkant van het eiland. © the Fieldwork Company.

Figure 3.8. Locations of the wrack experiment 2018. The 'Sandwich tern experiment' is located on the southside of the island, the 'wrack experiment' on the north side. © the Fieldwork Company.



Figuur 3.9a. Vloedmerkexperiment na opzet (maart 2018) en **b.** na 6 maanden (september 2018).

Figure 3.9a. Wrack experiment after the setup in March 2018, and b. 6 months later (September 2018).

3.2 Resultaten

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de experimentele onderzoeksresultaten van het OBN-project 'Habitatoverstijgende interacties in het Waddengebied'.

3.2.1 Connectiviteitsexperiment

Mosselen

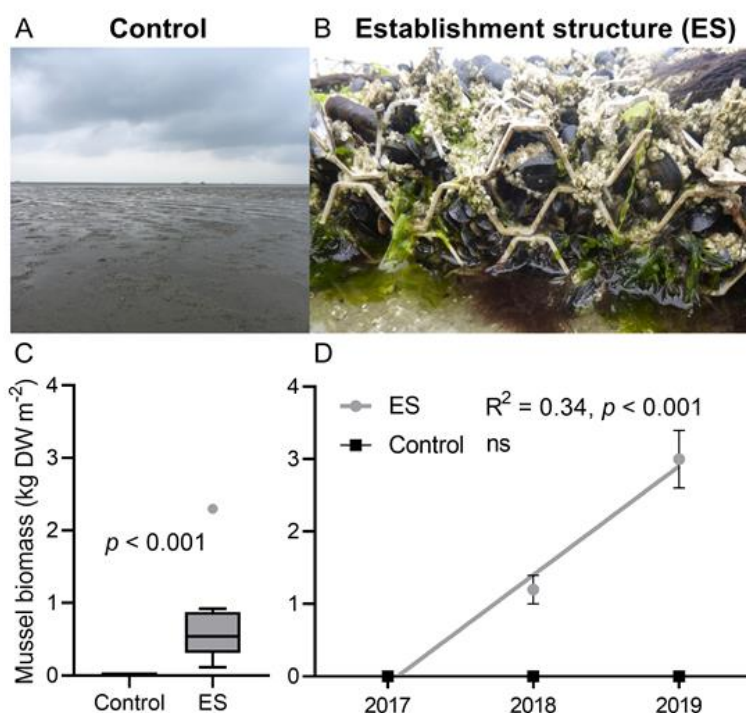
Een van de belangrijkste vragen van het connectiviteitsexperiment is om te beantwoorden of de geplaatste BESE-structuren bruikbaar zijn voor het opschalen en verbeteren van mosselbankherstel. Dit was de eerste keer dat een experiment op een dergelijke landschapsschaal is uitgevoerd.



Figuur 3.10. *Connectiviteitsexperiment a. na de opzet in maart 2017 en b. na twee winters in maart 2019.*

Figure 3.10. *Connectivity experiment a. after construction in 2017, and b. after two winters in March 2019.*

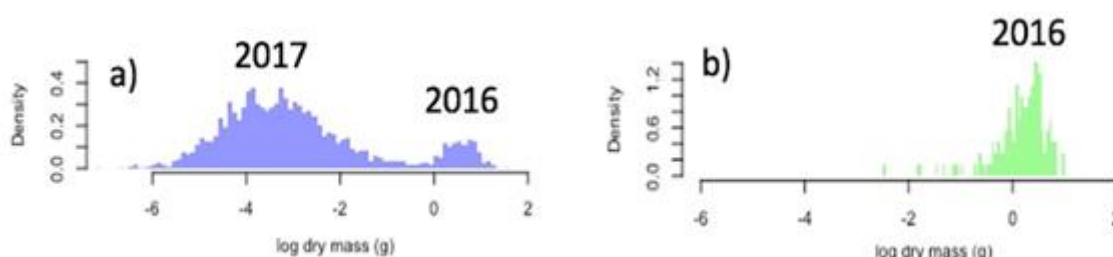
De resultaten laten zien dat er zich inderdaad succesvol mossels hebben gevestigd op de structuren (Figuur 3.11). Deze vestiging heeft op twee manieren plaatsgevonden: 1) via de vestiging van zogenaamd 'mosselzaad' d.w.z. mossellarven in de structuren en 2) via de invang van losse mossels die zich eerder op het wad hebben gevestigd, maar die in beweging komen onder ruige hydrodynamische condities. In 2017 was de vestiging van mossels (via beide mechanismen) niet zo succesvol als in 2018 en 2019. Over de hele onderzoeksperiode vestigden zich gemiddeld 0,7 kg aan mossels per m² (drooggewicht). In 2017, bij de start, was dit 0 kg, in 2018 was dit gemiddeld 1,2 kg mossels per m² BESE en in 2019 was dit gemiddeld 3 kg, in tegenstelling tot 0 kg op de wadplaat zonder BESE (controle) (Figuur 3.11).



Figuur 3.11. Vestiging van mossels op de BESE-structuren (ES) in vergelijking tot de controle plots (zonder structuren). In figuur **C**, het totale gemiddelde in kg/m² en in **D**, het verloop in het gemiddelde per jaar. Figuur uit Temmink et al. 2021. Het verschil in biomassa tussen controle plots en de BESE-structuren is getest met een non-parametrische Kruskal-Wallis test.

Figure 3.11. Mussel recruitment on the BESE establishment structures (ES) compared to bare control plots. Figure **C**, shows the mean weight in kg/m² and **D**, highlights the development over time. Figure from Temmink et al. 2021. Differences in biomass were tested with a non-parametric Kruskal-Wallis test.

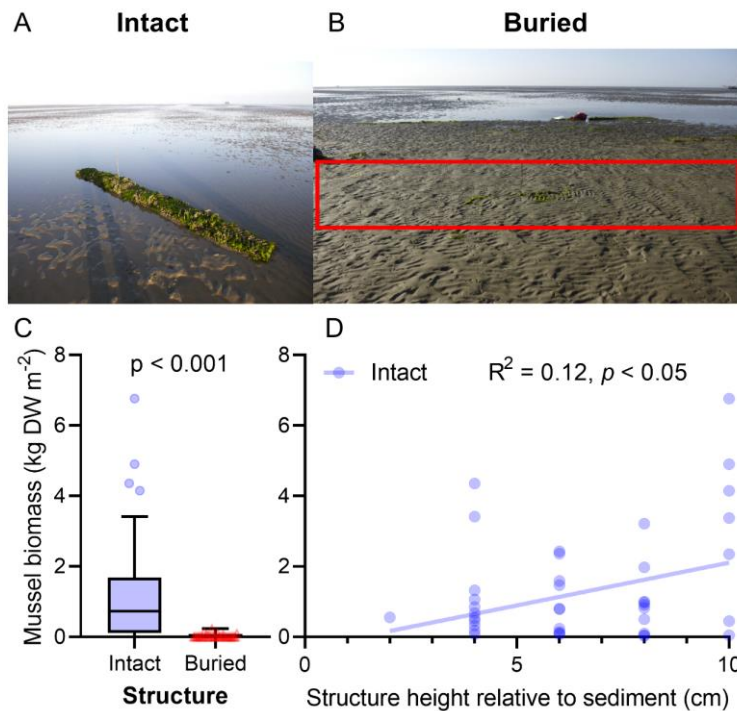
Een vergelijking met de vestiging van mosselzaad op een nabije natuurlijke mosselbank (<500 m) liet daarnaast ook zien dat de BESE-structuren in 2017 meer vestiging van mosselzaad faciliteerden dan de natuurlijke mosselbank. Op de natuurlijke mosselbank vestigde zich in 2017 geen nieuw cohort mossels, terwijl in de BESE-structuren wel mosselzaad te vinden was (Figuur 3.12). Dit is mogelijk het gevolg van meer beschikbare vestigingsruimte en minder predatie in de BESE-structuren, of het mogelijke 'wegfilteren' (opeten) van mossellarven in de natuurlijke mosselbank.



Figuur 3.12. Histogram van mosselcohorten in **a**, BESE-structuren en **b**, de natuurlijke mosselbank. Cohorten zijn aangegeven als jaartallen (2016 = in 2016 gevestigd en 2017 = in 2017 gevestigd).

Figure 3.12. Histogram of mussel cohorts in **a**, BESE structures, and **b**, a nearby natural intertidal mussel bed. Different cohorts are indicated by the years (2016 = established in 2016; 2017 = established in 2017).

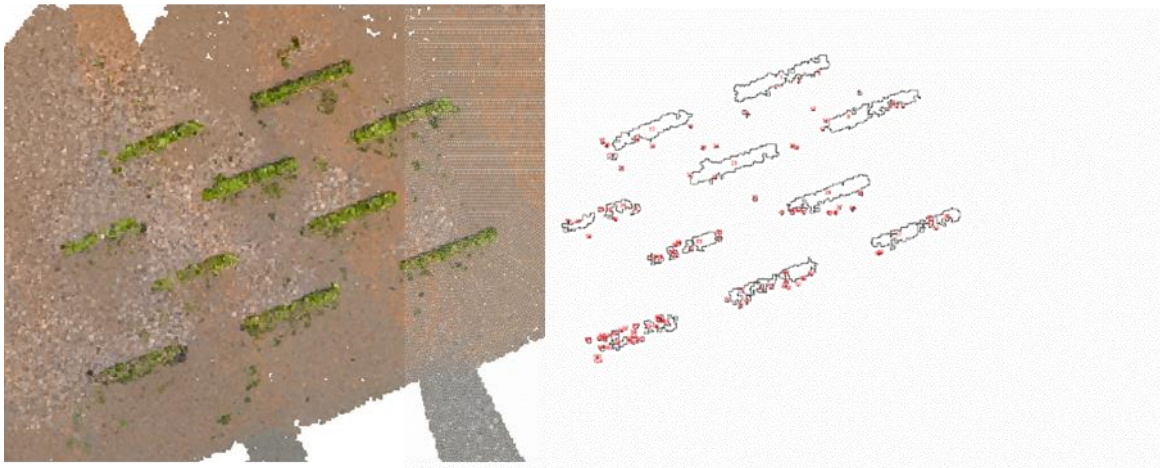
Daarnaast hebben we gevonden dat de vestiging van mossels in de structuren ook sterk afhankelijk is van de hoogte van de structuren en de mate van inzanding van de structuren als gevolg van sedimentatie. Op structuren die nog intact en niet ingezand waren, was de mossel biomassa 60 x hoger dan op structuren die begraven waren onder het zand, met 1.2 kg en 7800 mosselen per m² op intacte structuren en maar 0.02 kg mosselen en 90 mosselen per m² op begraven structuren (Figuur 3.13 & 3.14).



Figuur 3.13. Inzanding van de structuren en het effect op de mosselbiomassa. Intacte (A) en begraven structuren (B) in het veld in augustus 2018. Het effect van inzanding op de mosselbiomassa op intacte en begraven structuren (C), en de relatie tussen mosselbiomassa en structuurhoogte ten opzichte van het sediment. Het verschil in biomassa tussen intacte en begraven structuren is getest met een non-parametrische Kruskal-Wallis test. *Figuur uit Temmink et al. 2021.*

Figure 3.13. Burial of the BESE structures and its effect on mussel biomass. Intact (A) and buried structures (B) in the field in August 2018. The effect of burial on mussel biomass on intact and buried structures is depicted in C, and the relation between mussel biomass and remaining unburied structure is highlighted in D. Differences in mussel biomass between buried and intact structures were tested with a non-parametric Kruskal-Wallis test. *Figure from Temmink et al. 2021.*

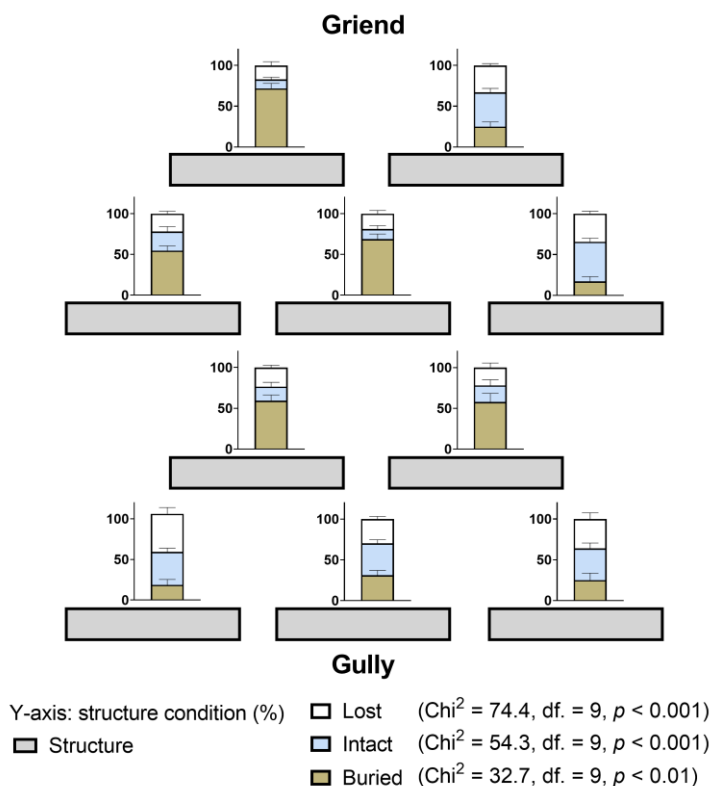
De functie van de BESE-structuren is tijdens de experimenteerperiode afgenomen, omdat een deel is begraven onder het zand door sedimentatieprocessen, maar ook omdat een deel van de structuren verloren is gegaan. Aan de oostkant van de gehele proefopzet waren meer structuren ingezand dan aan de westkant. Op plotschaal verschilden de condities van de structuren sterk (Figuur 3.15). Structuren die het dichtst bij de geul lagen, werden het minst begraven (~ 25%), terwijl banden achter deze eerste rij in noordwestelijke richting het diepst werden begraven (~ 60-70%).



Figuur 3.14. Luchtfoto BESE-plot (zomer 2018) met nog beschikbaar oppervlak (rechts) voor mosselvestiging en -groei © the Fieldwork Company.

Figure 3.14. Aerial image of a BESE plot (summer 2018) highlight remaining (unburied) BESE structures © the Fieldwork Company.

Door een hoge plaatselijke dynamiek (golven als gevolg van stormen en ijsgang) en het broos worden van de structuren (als gevolg van storm, overgroei door zeepokken, en afbraak/verwerking van de biopolymeren) zijn stukken verdwenen. In de loop van het experiment lieten dronebeelden zien dat het aantal intacte structuren afnam van 21 in maart 2017 tot 12 in augustus 2018 en 5 in augustus 2019. Hierdoor was er in 2019 veel minder ruimte beschikbaar voor mossels in de BESE-structuren dan in 2017 en 2018. Maar ondanks het feit dat in 2019 maar 24% van de structuren intact was, was de biomassa wel hoger dan in 2017 en 2018.



Figuur 3.15. Conditie van de structuren na twee jaar. Percentage (%) 'Begraven' is weergegeven in bruin, 'Intact' in blauw en 'Verdwenen' in wit. Grijze rechthoeken representeren de BESE-structuren. Figuur uit Temmink et al. 2021. De conditie is geanalyseerd met een General Linear Model met een binomiale verdeling.

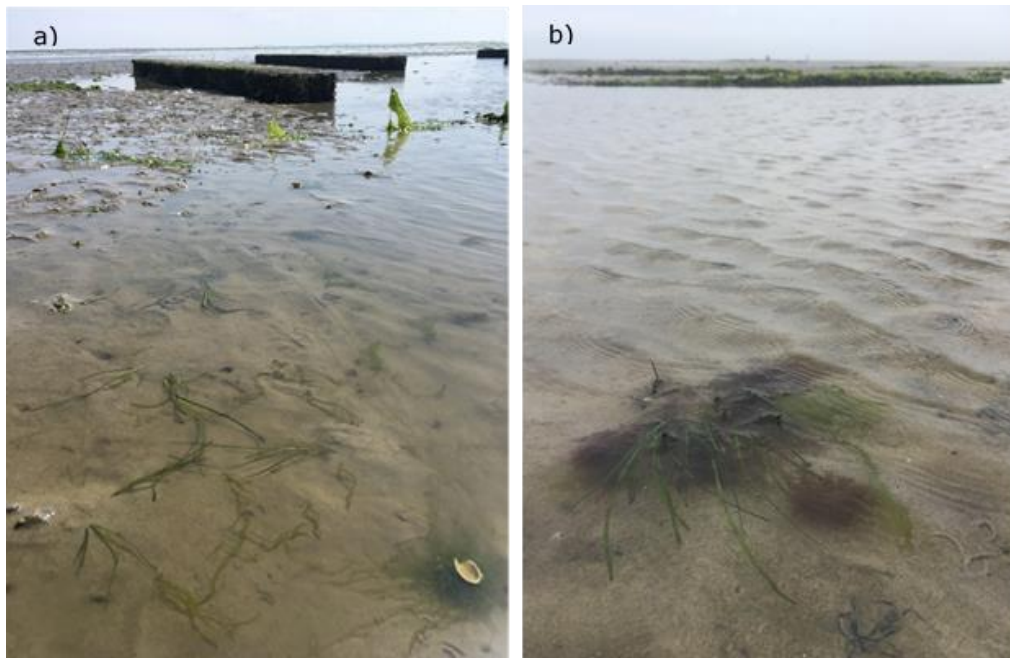
Figure 3.15. Condition of the structures after two years. The percentage (%) 'buried' structure is depicted in brown, blue highlight intact exposed structure, and white indicates disappeared structures. Figure from Temmink et al. 2021. The condition is analyzed using a General Linear Model with a binomial distribution.

De resultaten laten zien dat de vestiging van mosselen gefaciliteerd kan worden vanaf hun vroegste levensfasen. De BESE-structuren faciliteren de vestiging en het opgroeien van mossellarven. Met de gebruikte technieken hoeft er dus geen gebruik meer gemaakt te worden van transplantaties van volwassen mosselen, zoals bij andere mosselherstelprojecten gebeurd is (Schulte et al. 2009, van der Heide et al. 2014). En ondanks het grote verlies aan BESE-oppervlak voor mosselen om op te groeien, werden er nog steeds aanzienlijke hoeveelheden mosselen aangetroffen, die zelfs twee keer zo hoog waren als bij een eerder kleinschalig experiment met deze structuren nabij het eiland Ameland. Dit duidt erop dat een opschaling van de BESE-structuren potentie heeft.

De BESE-structuren lijken dus in principe geschikt voor grootschalig mosselbankherstel, maar niet in de huidige vorm door de problemen met de duurzaamheid van de structuren (d.w.z. afbrokkelen als gevolg van de gelaagdheid en de broosheid van het materiaal). Daarnaast is het van belang dat biologisch afbreekbare structuren lang genoeg blijven staan om voldoende mossels in te vangen (broedval van larven verschilt sterk tussen jaren) én moet er rekening gehouden worden met de lokale dynamiek. Op de uitgevoerde locaties was de sediment- en hydrodynamiek te hoog.

Zeegras

In totaal is er bijna 600 m² zeegras gezaaid achter de aangelegde BESE-structuren en in de controle plots in april 2017. Helaas is dit zaad zeer waarschijnlijk geheel weggespoeld, mogelijk als gevolg van een storm begin juni 2017 (6-6-2017) of algehele hoge sedimentdynamiek (± 3 cm), waardoor er geen enkele zeegraskiem is waargenomen tijdens herhaaldelijke monitoring in mei 2017. Het gebruikte zaad was zeker kiemkrachtig gezien succesvolle proeven met hetzelfde zaad in het veld (Uithuizerwad) en in mesocosms in het lab (Groningen).



Figuur 3.16a. Geplante groot zeegrassplanten achter de BESE-structuren, juli 2017 en **b.** spontaan gevestigde groot zeegrassplant vóór de structuren in augustus 2018.

Figure 3.16a. Planted *Zostera marina* plants in the wake of the BESE structures, July 2017, and **b.** naturally established seagrass plant in front of the structures in August 2018.

In juli zijn er vervolgens nog 120 volwassen groot zeegrasplanten uitgeplant achter de BESE-structuren, die allen verankerd werden m.b.v. een ijzeren anker gemaakt van fietsspaken. Deze planten zijn echter binnen twee weken allemaal weggespoeld, wat een verdere aanwijzing is voor een té hoge lokale dynamiek. Op basis van deze observaties hebben we in 2017 geconcludeerd dat de beoogde groeilocatie ongeschikt is voor groot zeegras. In 2018 vonden we echter, tot onze verbazing, wél enkele groot zeegrasplanten in de buurt van de structuren, mogelijk afkomstig van nog overlevend zaad uit 2017 of van nieuw zaad dat in 2018 vier kilometer verderop is gezaaid. Deze verrassende observatie laat zien dat de geschiktheid van een locatie mogelijk van jaar tot jaar verschilt.

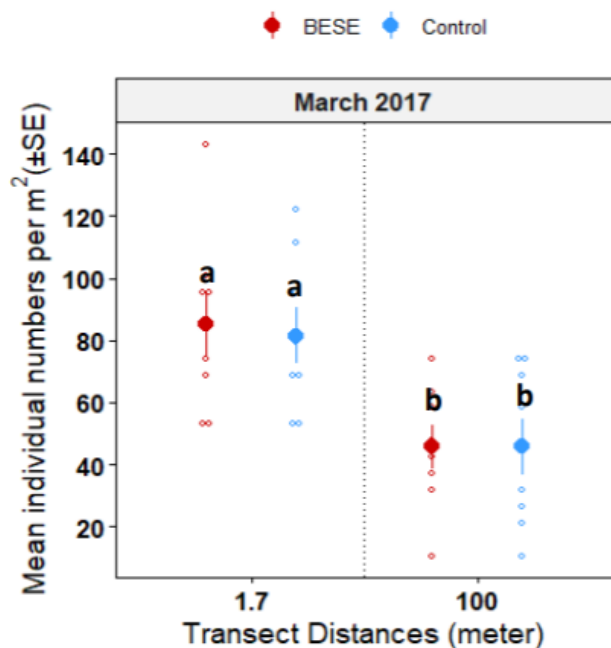
Door het niet aanslaan van de zaai- en plantactie in 2017 kan de hypothese dat mosselbanken een luwte creëren voor zeegras niet worden aangetoond. Dat luwte toch een sleutelrol speelt voor zeegras, is later wel gebleken. Ten noordoosten van het eiland op vier kilometer afstand van Griend wordt in 2017 een natuurlijk veld van een andere soort zeegras ontdekt, namelijk Klein zeegras. In de Nederlandse Waddenzee komen twee soorten voor: klein zeegras en groot zeegras. Klein zeegras is meerjarig en sterft, anders dan groot zeegras, niet af in de nazomer. De vondst van klein zeegras lijkt uit te wijzen dat deze locatie wél geschikt is voor zeegrasherstel. In 2018 en 2019 pakt het zeegrasexperiment met groot zeegras op de locatie ten noordoosten van het eiland inderdaad succesvol uit. Een jaar later, in 2020, vindt een opschaling plaats en worden een paar honderdduizend zaden in de bodem geïnjecteerd, wat resulteert in ene populatie van meer dan 100.000 planten. Gecombineerd suggereren deze experimenten dat (1) locatiekeuze voor zeegrasherstel essentieel is, en (2) dat het eiland door zijn ligging wellicht luwte creëert waar het zeegras voordeel bij heeft.

Benthos

Op vier tijdstippen (T0-maart 2017, T1-augustus 2017, T2- augustus 2018, T3-augustus 2019) zijn er benthosmonsters genomen in de BESE- en controle plots op Griend. Daarnaast zijn er op deze tijdstippen ook monsters genomen in en rondom de BESE-structuren zelf. Deze monsters zijn uitgezocht in het laboratorium. Alle soorten zijn op naam gebracht, gewogen (biomassa) en geteld (dichtheid). Op basis van deze gegevens is ook de soortenrijkdom van de monsters bepaald. De resultaten van de benthosbemonstering zijn opgedeeld in drie onderdelen: 1) lange-afstandseffecten en temporele effecten van de BESE-structuren op de benthische gemeenschap en 2) lokale en temporele effecten in en rondom de BESE-structuren op de benthische gemeenschap en 3) veranderingen in de structuur van benthische gemeenschap in de tijd (2017-2019).

Lange afstand & temporele effecten

Bij de start van het experiment in maart 2017 (T0) én voor de aanleg van de BESE-structuren, waren er geen significante verschillen tussen de BESE en controle plots op dezelfde transecthoogte voor totale benthische biomassa, dichtheid en soortenrijkdom. Er was ook geen gradiëteffect zichtbaar langs het transect voor biomassa en soortenrijkdom. Er was wel een gradiënt zichtbaar in dichtheid, met een afnemende dichtheid richting de kust (Figuur 3.17).



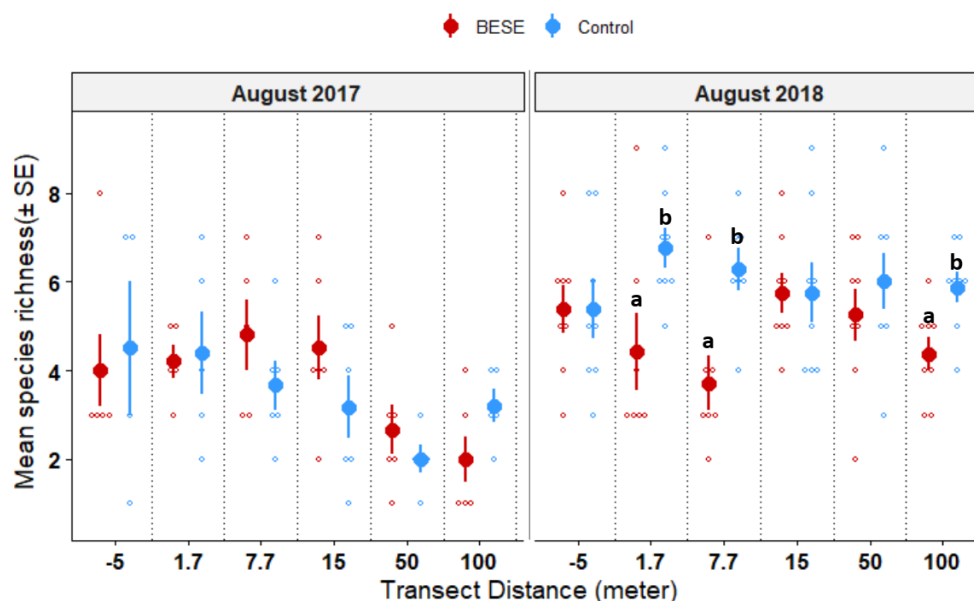
Figuur 3.17. Gemiddelde dichtheid op T0 op 1,7 en 100 meter in de BESE en controle plots (figuur uit Hildebrand 2020). Effecten op dichtheid zijn getoetst met een Repeated Measures ANOVA.

Figure 3.17. Mean benthos density at T0 at 1, 7 and 100 m distance from the plots (figure from Hildebrand 2020). Effects on density were tested with a Repeated Measures ANOVA.

Na vijf maanden (T1 - augustus 2017) en na 1,5 jaar (T2 - augustus 2018) hadden de BESE-structuren geen lange afstandseffecten op biomassa en dichtheid van de benthische macrofauna.

De BESE-structuren hadden geen effect op de bentische soortenrijkdom na 5 maanden, maar na 1,5 jaar (T2-augustus 2018) hadden ze wel een significant negatief effect op de soortenrijkdom vanaf 1 meter afstand van de structuren (Figuur 3.18). Dit werd veroorzaakt door significante verschillen in BESE- en controleplots op de afstanden 1,7 m, 7,7 m en 100 m. Dit verschil is echter lastig te verklaren, omdat er op 15 en 50 m afstand geen significante verschillen zijn gevonden. Voor soortenrijkdom was er ook een jaareffect, met gemiddeld meer soorten in 2018.

In dit experiment zijn sedimentcondities meegenomen (d.w.z. korrelgrootte en organisch materiaal). Resultaten van de sedimentanalyse lieten zien dat BESE-structuren een (beperkte) invloed hadden op de omliggende abiotische omgeving (zie ook de paragraaf over Kustbescherming). De BESE-structuren zorgen ook voor een licht veranderende hydrodynamica (Temmink et al. 2020, Fivash et al. 2021, Marin-Diaz et al. 2021), maar het sediment verandert niet noemenswaardig op een afstand van meer dan 1 m en heeft daardoor ook niet veel invloed op de bentische gemeenschap. Een verklaring voor de lage impact van de BESE-structuren op de abiotische en biotische omgeving kan de hoge dynamiek op de onderzoekslocatie zijn. Het experiment lag ten zuiden van Griend, waar sterke stromingen ervoor zorgden dat de BESE-elementen verzandden. Hierdoor was het dempende en reducerende effect dat de elementen kunnen hebben op golven en stroming beperkt.



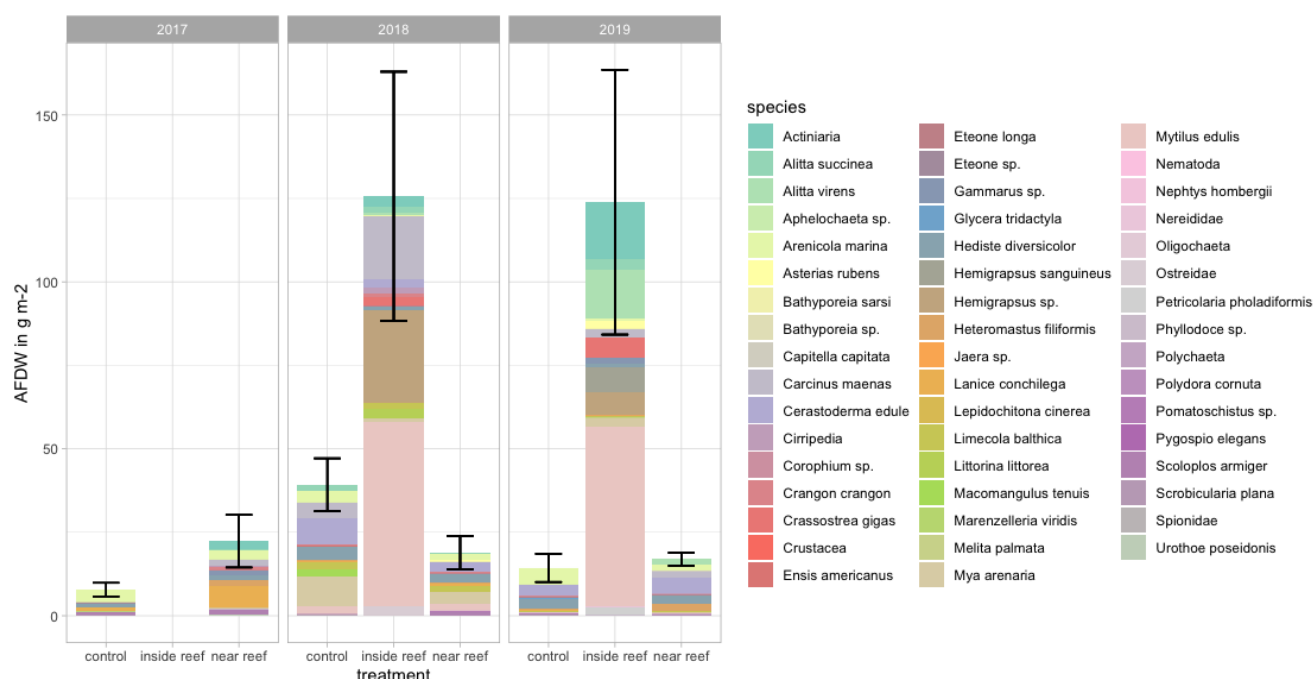
Figuur 3.18. Gemiddelde soortenrijkdom in endobenthos ($\pm$ SE) per transectafstand en behandeling (binnen BESE-plot of binnen Controle-plot) in augustus 2017 en 2018. Significante verschillen zijn aangegeven met a-b. In het BESE transect liggen op 0 meter de BESE-structuren (zie ook figuur 3.5). De afstand loopt op richting de kust (figuur uit Hildebrand 2020). Effecten op soortenrijkdom zijn getoetst met een Repeated Measures ANOVA.

Figure 3.18. Mean species richness in endobenthos ($\pm$ SE) per transect distance (in coastal direction) and treatment in August 2017 and 2018. Significant different are depicted by letters a-b. BESE structures are situated at a 0 m in the respective treatments. Effect on species richness were tested by a Repeated Measures ANOVA.

Lokale & temporele effecten

Met een aanvullende dataset is gekeken naar lokale effecten (< 0,5m) van de BESE-structuren. Op twaalf plots – de helft in en naast de BESE-structuren en de helft als controle – zijn bij Griend de benthische soorten in kaart gebracht met steekbuizen, een bemonsteringset voor garnalen en krabben en visfuiken. De monsters zijn genomen in augustus 2017, net na aanleg (T1), augustus 2018 (T2) en augustus 2019 (T3). In onderstaande paragraaf worden de monsters besproken die met steekbuizen zijn genomen en qua methodiek aansluiten bij de hierboven beschreven transectdata voor de lange afstandseffecten. De resultaten van de garnalenbemonsteringset en de visfuiken wordt in een aparte paragraaf besproken.

De resultaten van de steekbuisbemonstering laten zien dat er vooral een toename te zien is in de benthische biomassa in de BESE-structuren ten opzichte van de controle plots en de directe omgeving. In de BESE-structuren kwam in 2018 en 2019 de biomassa van de bodemdieren (epi- en endobenthos) gemiddeld 5 keer hoger uit dan op de controleplots (Figuur 3.19). Deze toename was vooral te zien in de biomassa van mossels (*Mytilus edulis*), kreeftachtigen (*Crustacea*; vooral krabben), zeeduizendpoten (*Alitta sp.*) en zeeanemonen (*Actiniaria*) (Figuur 3.19). In 2018 was de totale biomassa in de controle plots toegenomen ten opzichte van 2017 en in 2019 was deze weer iets afgenomen. In de monsters rondom de BESE-structuren, bleef de biomassa ongeveer gelijk over de jaren. Na vestiging van soorten op de BESE-structuren, nam de biomassa sterk toe in 2018 en bleef in 2019 ongeveer gelijk, al veranderde het aandeel van de verschillende soorten wel. De toename in biomassa in de BESE-structuren is voornamelijk te verklaren door de aanwezigheid van structuur (als hechtingssubstraat en schuilplaats) en de beschutte wateren tussen de BESE-elementen.



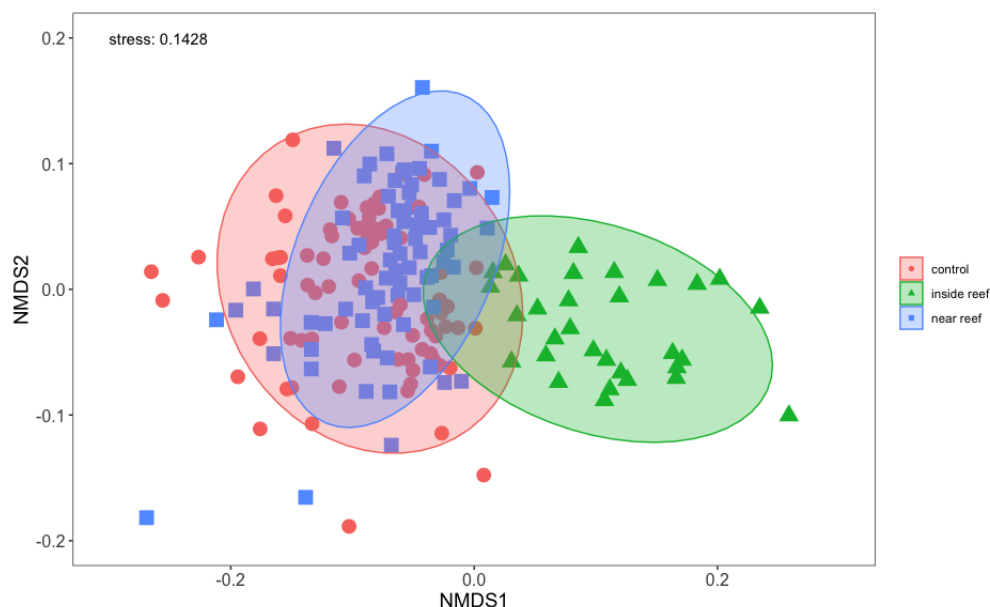
Figuur 3.19. Gemiddelde biomassa ($\pm$ SE) per behandeling in augustus 2017 (net na aanleg, T1), augustus 2018 (T2) en augustus 2019 (T3). De behandeling 'Inside reef' bestaat uit samples in de BESE-structuren, de behandeling 'Near reef' bestaat uit samples die op <1,5 m afstand van de structuren zijn genomen. Bij de behandeling 'Control' zijn de samples genomen op een zandige controle bodem.

Figure 3.19. Mean biomass ($\pm$ SE) per treatment in August 2017 (just after construction, T1), August 2018 (T2), and August 2019 (T3). The treatment "inside reef" consists of samples taken in BESE structures, the treatment "Near reef" consists of samples taken at <1.5 m from the structures. Control samples were taken in bare control plots.

Op basis van bovenstaande resultaten zijn er geen (duidelijke) lange afstandseffecten te zien van de BESE-structuren op de benthische gemeenschap. Een mogelijke verklaring voor de afwezigheid van deze effecten is de hoge dynamiek op de locatie van de experimenten. Door de hoge omgevingsdynamiek valt de golf-reducerende functie van de BESE-structuren grotendeels weg en hebben ze maar beperkt invloed (zie ook de paragraaf over kustbescherming). Eerder onderzoek laat zien dat ook de schaal en grootte van de structuren hierin een rol speelt (o.a. Munari et al. 2011). Grotere structuren hebben grotere effecten op hun omgeving door hun grotere invloed op abiotische condities. Maar ook relatief kleine mossel- en oesterbanken kunnen wel invloed hebben op hun omgeving (tot op 100-200 m afstand) en de benthische gemeenschap faciliteren, zolang deze in een gebied liggen met lage dynamiek (Donadi et al. 2013, Van der Zee et al. 2012). De omvang van deze 'kleine' mosselbanken (~ 1 ha) is echter alsnog van een andere orde dan de omvang van de BESE-plots ($\sim 0,16$ ha). Lokaal hebben de BESE-structuren een effect op de benthische gemeenschap, met name op mosselen, kreeftachtigen en zeeanemonen, die gefaciliteerd worden door het substraat.

Structuur van de benthosgemeenschap

Om te onderzoeken of de structuur en de samenstelling van de bodemgemeenschap verandert en welke factoren deze veranderingen sturen, wordt vaak gebruik gemaakt van multivariate gradiëntanalyses zoals Non-metric multidimensional scaling (NMDS). Dit type analyse is ook gebruikt om de structuur van de bodemgemeenschap in kaart te brengen in en rond de BESE-structuren. Deze analyse laat zien dat de bodemgemeenschappen in de controle plots en in de plots in de directe omgeving van de BESE-structuren grotendeels overlappen, maar dat de gemeenschap op de BESE-structuren zelf duidelijk anders is (Figuur 3.20). De belangrijkste sturende factor hierin is de aanwezigheid van de structuren, wat hard-substraatsoorten faciliteert.



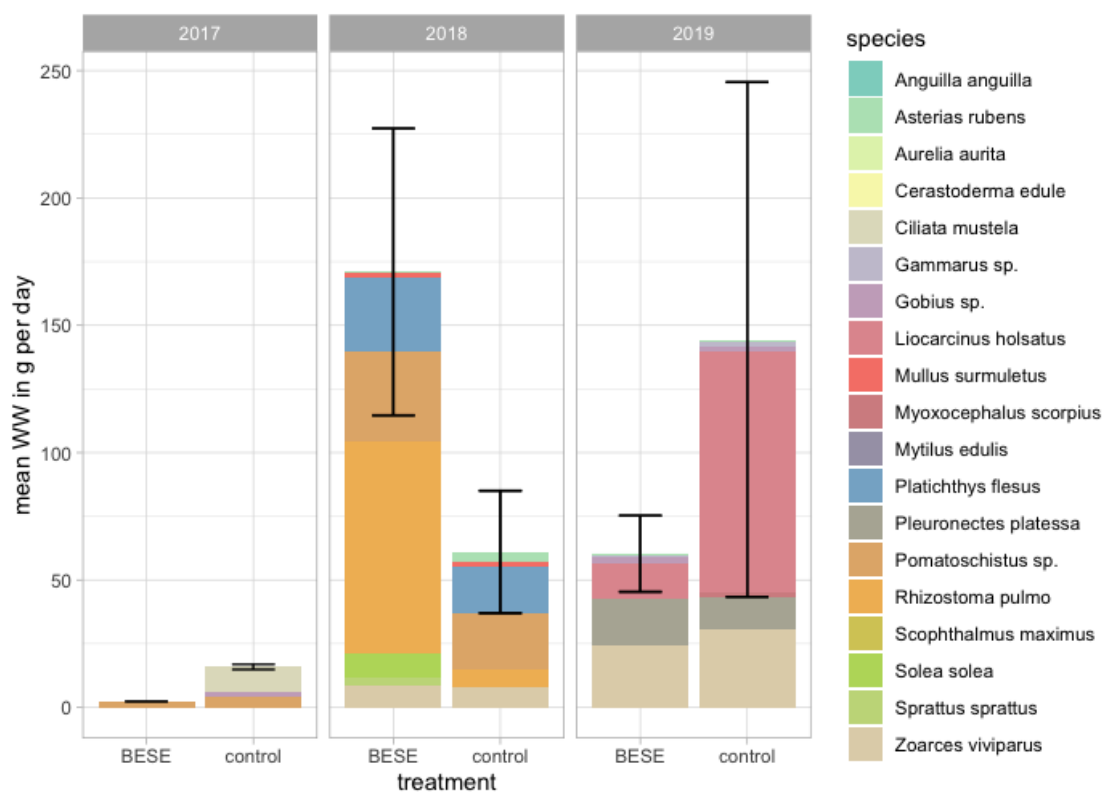
Figuur 3.20. NMDS plot van de bodemgemeenschap in de controle plots, plots in de omgeving van de BESE-structuren en op de structuren zelf.

Figure 3.20. NMDS plot of the benthic community in the control plots, nearby BESE structures and inside BESE structures.

Garnalen, krabben, vis en overige marine fauna

Op de twaalf plots – de helft in en naast de BESE-structuren en de helft als controle – zijn bij Griend ook garnalen, krabben en vis bemonsterd en zijn vogels geteld. De belangrijkste onderdelen van dit deel van het onderzoek zijn: 1) het beschrijven van de totstandkoming van een nieuw voedselweb door de tijd heen en 2) testen of het opgebouwde voedselweb vergelijkbaar is met dat van natuurlijke mosselbanken.

Naast een toename in de biomassa van soorten die voornamelijk op en in de BESE-structuren leven (Figuur 3.19), was er in 2018 ook een sterke toename te zien in de biomassa van soorten die vrij rondzwemmen en mobiel zijn, zoals Bot (*Platichthys flesus*), grondels (*Pomatoschistus sp.*) en Bloemkoolkwallen (*Rhizostoma pulmo*). In 2019 was dit effect echter weer verdwenen en waren er geen verschillen in de biomassa van mobiele soorten tussen BESE-structuren en controle plots (Figuur 3.21).



Figuur 3.21. Gemiddelde natgewicht (g) per soort per dagvangst in de fuiken in de BESE plots (fuiken tussen de BESE-structuren) en in de controle plots in 2017 (T1), 2018 (T2) en 2019 (T3).

Figure 3.21. Mean wet weight (g) per species per daily catch in the fikes placed on BESE and control plots in 2017 (T1), 2018 (T2), and 2019 (T3).

Deze temporele trend was ook enigszins terug te zien in de biomassa van garnalen (*Crangon crangon*) (Figuur 3.22).



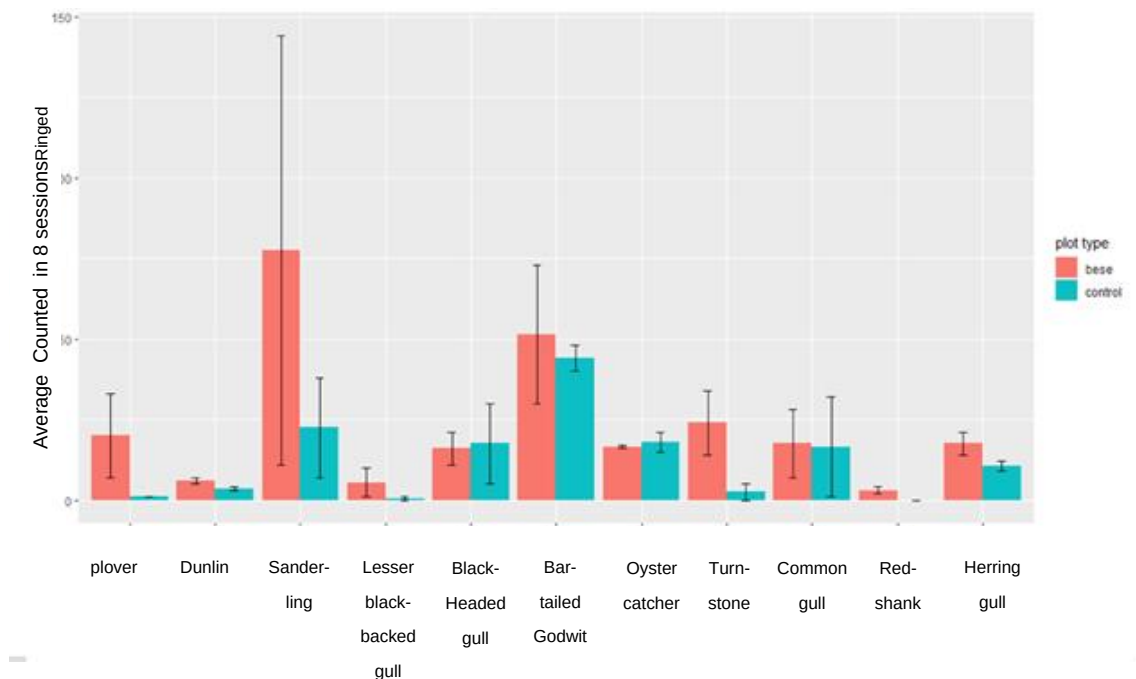
Figuur 3.22. Gemiddelde natgewicht (g) van krabben (*Carcinus maenas*) en garnalen (*Crangon crangon*) per dagvangst in de fuiken in de BESE plots (fuiken tussen de BESE-structuren) en in de controle plots in 2017 (T1), 2018 (T2) en 2019 (T3).

Figure 3.22. Mean wet weight (g) of crabs (*Carcinus maenus*) and shrimp (*Crangon crangon*) per daily catch in the fykes placed on BESE and control plots in 2017 (T1), 2018 (T2), and 2019 (T3).

Voor de garnalen was een lichte toename in biomassa te zien in 2018 die in 2019 weer afneemt. Voor de krabben was een afname te zien in 2019 ten opzichte van 2017 en 2018. Er waren geen significante effecten gevonden van de BESE-elementen op de biomassa krabben en garnalen.

Vogels

Voor de voedselwebstudie zijn ook vogelobservaties uitgevoerd (Figuur 3.23). Uit deze observaties is gebleken dat de BESE-structuren niet afschrikkend werken voor de aanwezige vogelsoorten (steltlopers en meeuwen). Sommige soorten (bontbekplevier, steenloper, zilvermeeuw) lijken zelfs te worden aangetrokken tot de structuren, al zijn deze resultaten onderhevig aan veel variatie. Een aantal vogelsoorten, zoals steenloper en bontbekplevier, zoekt specifiek de harde structuren op om voedsel te zoeken.

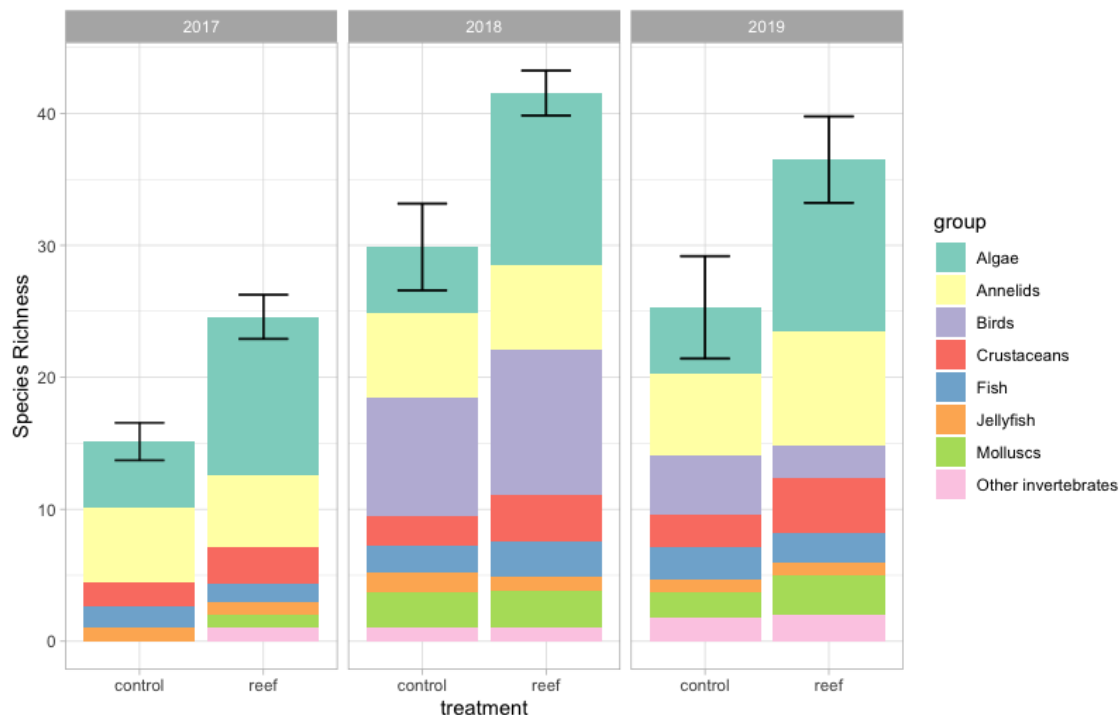


Figuur 3.23. Resultaten vogelobservaties op de BESE- en controle plots op Griend.

Figure 3.23. Results of the bird observation on BESE and control plots.

Totale soortenrijkdom

Het aantal soorten neemt lokaal in de BESE-structuren toe (Figuur 3.24). Direct na aanleg op T1 was er al een toename in soorten te zien. In 2018 liep het aantal soorten op naar gemiddeld 30 soorten in de controle plots en 42 soorten op en direct rond de structuren. In 2019 nam het aantal soorten weer iets af. Het temporele effect is in alle data terug te zien en met name 2018 was een gunstig jaar voor het bodemleven. De hoger soortenrijkdom op en direct rond de structuren kwam vooral door een toename in het aantal soorten van algen, schelpdieren en kreeftachtigen die vastgehecht zitten of een voorkeur hebben voor een habitat met structuren. De gelijke scores voor kwalachtigen en vis komt met name doordat deze soorten mobiel zijn.



Figuur 3.24. Soortenrijkdom die berekend is op basis van alle monitoringstechnieken tezamen (d.w.z. steekbuizen, fuiken, garnalennet, vastgehechte algen en vogeltellingen) in 2017 (T1), 2018 (T2) en 2019 (T3).

Figure 3.24. Species richness calculated based on all monitoring techniques combined (core samples, fykes, shrimp net, attached algae, and bird counts) in 2017 (T1), 2018 (T2), and 2019 (T3).

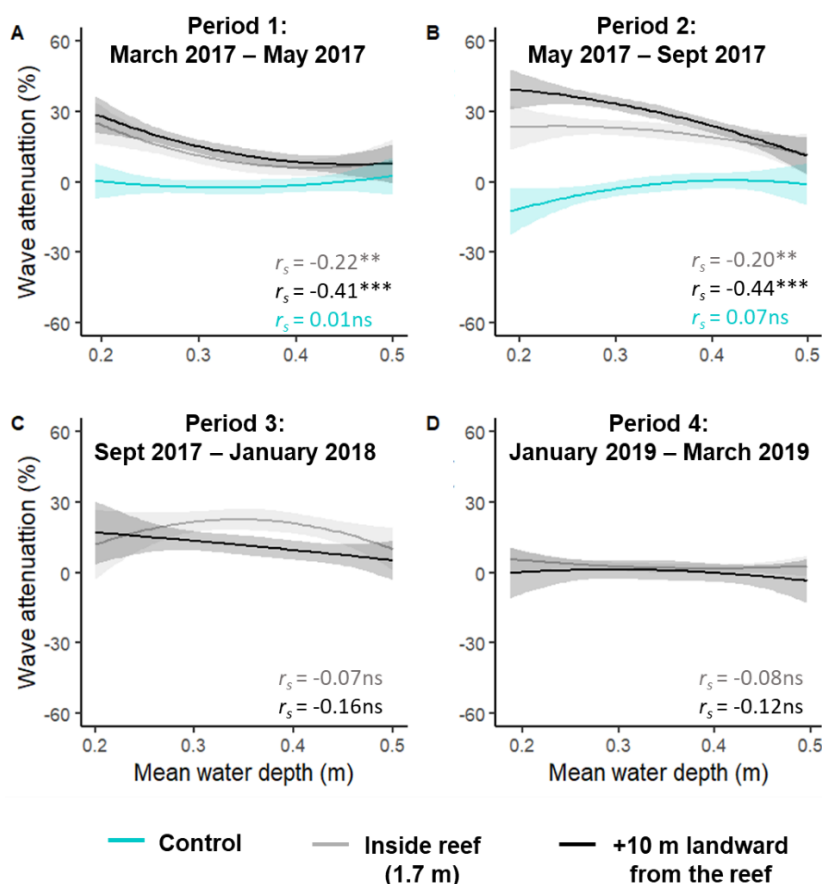
Vergelijking totale soortenrijkdom op BESE-structuren met natuurlijke banken

Eerder uitgevoerd onderzoek op zes natuurlijke mosselbanken in de Waddenzee laat zien dat er in totaal gemiddeld 1,8 x meer soorten op mosselbanken leven dan op controle kale wadplaten. Op mosselbanken in de Waddenzee zijn gemiddeld 34 soorten te vinden ten opzichte van 24 soorten in controle gebieden (Christianen et al. 2017). Daarnaast hebben natuurlijke mosselbanken gemiddeld een biomassa van bodemdieren die 7 x hoger is, vergeleken met de biomassa van controle wadplaten (zie de bijlage van Christianen et al. 2017). Deze resultaten komen sterk overeen met de verschillen tussen de BESE-structuren en de controle plots. Op de BESE-structuren zaten gemiddeld ook 1,4 x meer soorten en lag de biomassa van bodemdieren 5 x hoger.

Effecten van rif-structuren op de stabiliteit van de wadbodem

Om het effect van BESE-structuren op de omliggende wadbodem te testen, zijn er in zowel de BESE-plots als in de controleplots golfloggers en SED-sensoren geplaatst. In de winter van 2017-2018 vond, als gevolg van een Siberisch koudefront, sterke ijsvorming plaats in de Waddenzee. Als gevolg van dit kruisend ijs zijn toen helaas een groot deel van de loggers verloren gegaan incl. de data. Gelukkig is een deel van de apparatuur teruggevonden en zijn er nieuwe loggers geplaatst. Met de data van die loggers, zijn de volgende vragen beantwoord: 1) hoe beïnvloeden artificiële riffen de hydrodynamica (golfdemping & orbitaalsnelheden) en 2) hoe beïnvloeden artificiële riffen sedimentdynamiek op lokale schaal en landschapsschaal?

Golfslag, sedimentdynamiek en sedimenteigenschappen rond de BESE-structuren zijn drie jaar lang gevolgd. Metingen laten zien dat BESE-structuren, die volledig intact zijn, ongeveer 30% van de golfhoogte kunnen dempen bij waterstanden onder 0,5 m (Figuur 3.25). Variatie in de mate van golfdemping nam toe wanneer de windrichting parallel was aan de BESE-structuren en voorover.



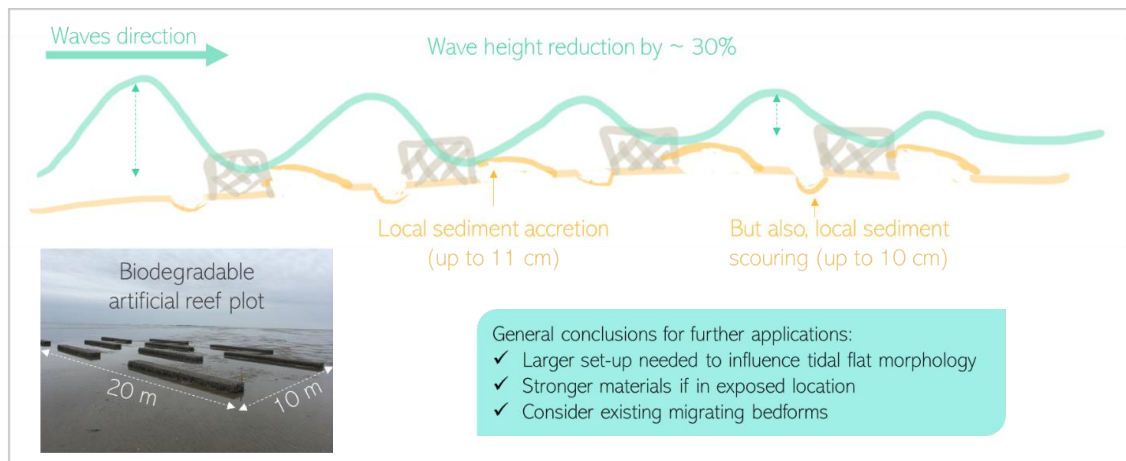
Figuur 3.25. Golfdemping door de BESE-structuren in vergelijking met de kale wadplaat (controle) tijdens a) maart 2017 tot mei 2017 (met intacte structuren), b) mei 2017 tot september 2017 (met intacte structuren), c) september 2017 tot januari 2018 (met gedegradeerde structuren en zonder controlesensor), en d) januari 2019 tot maart 2019 (met gedegradeerde en begraven structuren en zonder controlesensor). De gemiddelde waterdiepte wordt slechts weergegeven tot 0,5 m, waarboven het effect van de BESE-structuren verwaarloosbaar was. Significantie verwijst naar $p < 0,001$ (***), $p < 0,001$ (**), $p < 0,01$ (*), $p > 0,05$ (ns). Relaties tussen golfdemping en waterdiepte zijn onderzocht met Spearman's rank correlaties. Two-way ANCOVA's zijn gebruikt om verschillen vast te stellen tussen golfdemping in controle- en BESE-plots met getij-fase als covariantie.

Figure 3.25. Wave attenuation by the BESE structures compared to bare control plots in a) March to May 2017 with intact structures, b) May to September 2017 with intact structures, c) September 2017 to January 2018 with partly degraded structures, and d) January to March 2019 with heavily degraded structures. The mean water depth is only indicative at level below 0.5 m, as the effect of the structures was negligible at higher water levels. Significance levels: $p < 0,001$ (***), $p < 0,001$ (**), $p < 0,01$ (*), $p > 0,05$ (ns). Relations between wave attenuation and water depth were tested using Spearman's rank correlations. Two-way ANOVA's were used to compare bare with BESE plots, using tidal phase as covariance predictor.

De sedimentdynamiek was zeer variabel door de sterke hydrodynamiek op de onderzoekslocatie en door de hoge variatie in omgevingscondities die voortkwamen uit de opzet op landschapsschaal. Op de landzijde van de BESE-structuren was een sedimentaangroei van 11 cm gevonden, maar dit effect breidde zich niet verder uit dan 10 m vanaf de structuren (Figuur 3.26). Daarnaast werd er ook sedimenterosie van 10 cm waargenomen op de geulzijde van de BESE-structuren (Figuur 3.26). Sedimenteigenschappen zoals korrelgrootte en organisch stofgehalte, werden niet beïnvloed door de aanwezigheid van de BESE-structuren. Effecten op lange termijn konden helaas niet onderzocht worden omdat een groot deel van de BESE-structuren verloren ging of verzandde.

Op basis van deze resultaten, kan geconcludeerd worden dat de BESE-structuren de potentie hebben om golven te dempen en sediment op wadplaten vast te houden.

Maar op de uitgevoerde schaal kunnen vooroeversystemen zoals kwelders, niet profiteren. Opschaling met deze methodiek is bovendien momenteel niet mogelijk vanwege het voortijdige uiteenvallen van de structuren.



Figuur 3.26. Grafische weergave van hoe de BESE-structuren interacteren met hydrodynamica en het sediment.

Figure 3.26. Graphical overview of how the BESE structures interact with hydrodynamics and sediment.

3.2.2 Vloedmerkexperimenten

Vloedmerkproef grote sterns

Samengevat komt het erop neer dat de vloedmerkproef om de interactie tussen vloedmerk, nutriëntenuitvoer van broedende grote sterns geen succes is geworden. Hoewel de locatie van het experiment zorgvuldig gekozen was op basis van de broedlocatie van grote sterns op Griend in 2017, zijn de grote sterns helaas toch op een andere locatie op het eiland gaan broeden in 2018 (Figuur 3.27), waardoor de beoogde interactie tussen vloedmerk, grote sterns en vegetatieontwikkeling niet kon worden getest.

Het experiment is daarom in mei 2018 stopgezet en de ontwikkeling van vegetatie op het aangebrachte vloedmerk is niet meer gevolgd. Uit camerabeelden (Reconyx timelapsebeelden) is gebleken dat grote sterns de vloedmerkproeven wel herhaaldelijk hebben bezocht, maar op basis van andere factoren een keuze hebben gemaakt voor een alternatieve broedlocatie. Hoewel deze ontwikkeling te betreuren is vanuit een onderzoeksperspectief, is dit geen verrassende ontwikkeling omdat grote sterns geen plaatsvast broedvogels zijn (Ratcliffe et al. 2000). Verdere resultaten van dit experiment worden dus niet gerapporteerd.

Verrassend genoeg is elders op het eiland wel degelijk een faciliterende interactie tussen vogels, vloedmerk en vegetatieontwikkeling gevonden, buiten de hier beschreven 'vloedmerkexperimenten' om. Na een eerste vestiging van eenjarige zeeraket in 2017 aan de randen van de schelpenbank, verspreidde de plant zich razendsnel over de suppletie. Deze pionier faciliteerde ook de vestiging van meerjarige planten. Rustende vogels maakten dankbaar gebruik van de schaars begroeide suppletie. Door deze functie als hoogwatervluchtplaats hoopte vogelmest zich op, wat plantengroei verder stimuleerde. Hierdoor was de suppletie al in 2020 dicht gegroeid met vooral stikstofminnende planten. De schelpenbanken werden door stormen over de hele suppletie verspreid. Nu dragen ze, samen met het dichte plantendek, bij aan de stabilisatie van de zandplaat.

Vloedmerkproef kuif

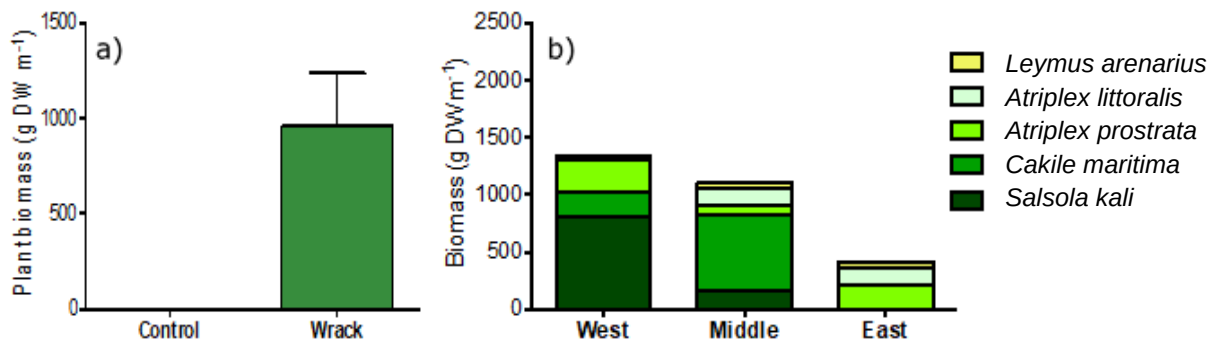
Het vloedmerkexperiment op de 'kuif' van Griend was niet afhankelijk van de input van broedvogels en daarmee wél een succes. Het ingraven van vloedmerk resulteerde in een weelderige vegetatie, die met name bestond uit eenjarige halofyte planten als stekend loogkruid (*Salsola kali*), Zeeraket (*Cakile maritima*), Spiesmelde (*Atriplex prostrata*), Strandmelde (*Atriplex litoralis*) en de meerjarige zandhaver (*Leymus arenarius*). In de plots zonder vloedmerk was geen vegetatie aanwezig (Figuur 3.28a), terwijl in plots waar wél vloedmerk was ingegraven gemiddeld tot 1000 g drooggewicht per m² aan plantenbiomassa aanwezig was. Zowel de aangetroffen plantensamenstelling als totale biomassa verschilde ook tussen de vloedmerk plots van oost naar west (Figuur 3.28b), terwijl de plaatsingshoogte, en daarmee de inundatiefrequentie, tussen de plots nauwelijks varieerde (1.45 ± 0.003 m NAP). In de meest westelijke plot domineerde stekend loogkruid, in de middelste plot zeeraket en in de meest oostelijke plot spiesmelde. Dit wijst er mogelijk ook op dat zaadmateriaal in vloedmerk niet homogeen verdeeld is.



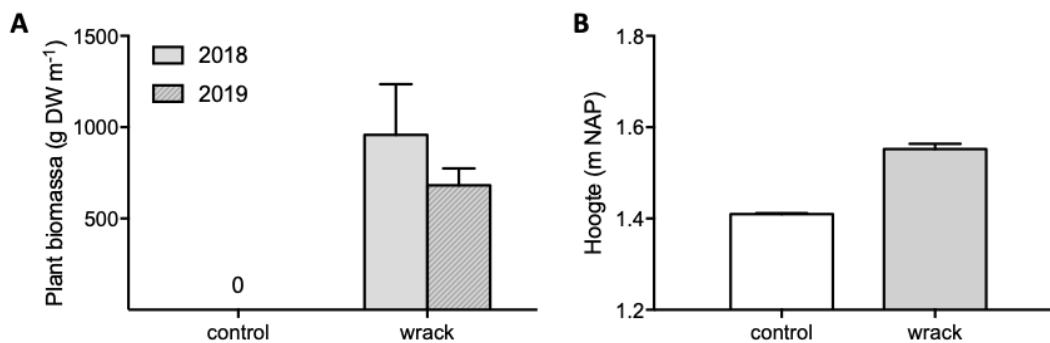
Figuur 3.27. Grote sterns verkennen mogelijke broedlocaties bij het vloedmerkexperiment dat is gemarkeerd met piketpaaltjes (22-4-2018).

Figure 3.27. Sandwich terns are their breeding site near the flood mark experiment which is indicated by the marked poles (22-4-2018).

Dit experiment laat zien dat vloedmerk een belangrijke bron van zaden van halofyten is (in ieder geval van zandhaver, strandmelde, spiesmelde, zeeraket en stekend loogkruid) die als gevolg van het aanspoelen, zich kunnen vestigen in een verder kale omgeving zoals deze nieuwgevormde 'kuif'. In 2019 is de ontwikkeling van de vloedmerkproef nogmaals gemeten. Hiermee werd bepaald of dergelijke vegetatie nog levensvatbaar is na een seizoen van stormen en overspoeling. De locatie van de proef was nog duidelijk zichtbaar doordat de proefvlakken met vloedmerk werden gedomineerd door biestarwegras. De duinpionier had al flink wat zand ingevangen, waardoor er embryonale duintjes op de kuif ontstaan waren (Figuur 3.29).



Figuur 3.28. Resultaten vloedmerkexperiment kuif a) verschillen tussen plots met en zonder vloedmerk en b) biomassa en soortensamenstelling vegetatie op vloedmerkplots van west naar oost.
Figure 3.28. Results of the flood mark experiment at the northside of the island. Differences between plots with and without flood mark (a), and biomass and species composition on the plots from west to east.



Figuur 3.29. Resultaten vloedmerkexperiment kuif in jaar later in 2019. De proefvlakken met aanspoelsel zijn inmiddels gedomineerd door biestaruwegras met een iets lagere totale biomassa dan in 2018 (a), en er hebben zich intussen kleine duintjes gevormd (b).
Figure 3.29. Results of the wrack mark experiment on the northside two years after setup in 2018. The plots with flood mark added are now dominated by sand couch. They have a slightly lower biomass compared to a year earlier, while small embryonic dunes have formed.

4. Conclusies en implicaties voor beheer

In dit rapport zijn de karakteristieke eigenschappen van schoorwaleilanden ten opzichte van barrière-eilanden beschreven. Vervolgens is het schoorwaleiland Griend als casestudie gebruikt om te onderzoeken welke processen een rol spelen in de dynamiek van dit type eiland, welke lange-afstandsinteracties hieraan ten grondslag liggen en hoe belangrijk habitat-overstijgende interacties tussen het droge en natte wad zijn voor beheer en herstel van deelsystemen en het algehele Waddenlandschap. De uitgevoerde herstelmaatregelen op Griend, de reeks experimenten, de studies naar vergelijkbare eilanden en de langjarige monitoring hebben dit op verschillende niveaus in beeld gebracht. De resultaten laten zien hoe schoorwaleilanden zoals Griend anders functioneren dan barrière-eilanden en intrinsiek verbonden zijn met andere systemen. Met de lokale omliggende wadplaten, maar ook op het grotere niveau van het kombergingsgebied waarin het eiland ligt. Hieruit kunnen lessen getrokken worden voor toekomstig beheer van Griend, maar ook voor het beheer van andere kleine eilanden in de Waddenzee en daarbuiten.

Schoorwaleilanden

Een eerste conclusie is dat schoorwaleilanden in hun functioneren fundamenteel verschillen van barrière-eilanden zoals Texel, Vlieland, Terschelling, Ameland, Schiermonnikoog en het Rottumcomplex. Barrière-eilanden worden gevoed door zand uit ebdelta's en zandbanken, en worden gekenmerkt door een of meerdere duinboogcomplexen, strand- en vooroevers en een eilandstaart waar meestal kwelderontwikkeling plaatsvindt. Schoorwaleilanden daarentegen liggen in de luwte van barrière-eilanden, omsloten door wadplaten. Deze eilanden ontvangen daardoor weinig tot geen stuivend zand, maar krijgen alleen nieuw materiaal aangeleverd bij extreme weersomstandigheden: springtijden en stormvloed. Hierbij worden er zand, schelpen en vloedmerk op deze eilanden 'gestort', waarbij een schoorwal of schoorwal ontstaat. In de luwte van deze schoorwal ontwikkelt zich vervolgens een kwelder. Tijdens extreme weersomstandigheden wordt er niet alleen materiaal op de schoorwal gestort; de wal schuift ook een stuk de achtergelegen kwelder op. Hierdoor ontstaan een dynamiek waarbij het eiland aan de schoorwalzijde erodeert, maar aan de kwelderzijde juist aangroeit. Schoorwaleilanden 'wandelen' als zodanig met enkele tientallen meter per jaar.

Herstel van Griend als schoorwaleiland

Biologische bouwstenen, zoals schelpen en vloedmerk, zijn ook in de oorspronkelijke dynamiek van Griend als stormvloedschoorwaleiland sturend geweest. Na de herstelwerkzaamheden lijken beiden inderdaad hun rol met succes gespeeld te hebben en leidden tot faciliterende (habitat) interacties. Na de aanleg van de suppletie bleek het vloedmerk ook weer een belangrijke bron van zaden en schelpen. Na een eerste vestiging van éénjarige zeeraket aan de randen van de aangebrachte schelpenbank, verspreidde de plant zich razendsnel over de herstel-suppletie op Griend. Deze pionier faciliteerde ook de vestiging van meerjarige planten. Rustende vogels maakten vervolgens dankbaar gebruik van de schaars begroeide suppletie. Door deze functie als hoogwatervluchtplaats hoopte vogelmest zich op, wat plantengroei verder stimuleerde. De schelpenbanken werden door stormen over de hele suppletie verspreid. Nu dragen ze, samen met het dichte plantendek, bij aan de stabilisatie van de zandplaat (Govers & Reijers 2021).

De natuurlijke aanvoer van deze biologische bouwstenen is in de afgelopen eeuw echter steeds meer onder druk komen te staan. Zeegras is uit de Nederlandse Waddenzee verdwenen, maar was daarvoor juist één van de voornaamste bestanddelen van het vloedmerk op Griend (Brouwer et al. 1950). Dode schelpen en (vooral kokkels) worden al decennia in de zeegaten van de Waddenzee gewonnen en dragen daardoor wellicht nu ook minder bij aan de stormvloedschoorwal dan voorheen.

Het eiland heeft ook belang bij bescherming van een rijk omliggend waddenlandschap. De biogene structuren gevormd door biobouwers, zoals mosselen, oesters, zeegrassen en kokerwormen stabiliseren de wadplaat, en remmen golven en stroming nog voordat ze het eiland bereiken (van der Heide et al. 2007; Donadi et al. 2013). Daarnaast vormen ze een veilig onderkomen voor andere soorten, en dempen golven voordat ze het eiland bereiken (Van der Zee et al. 2012; Van de Koppel et al. 2015; Christianen et al. 2017).

Deze studie laat zien dat het herstel van biobouwers en het in kaart brengen van de impact van habitat-overstijgende interacties echter niet eenvoudig is gebleken. De Waddenzee is altijd in beweging, maar planten en rifvormende dieren behoeven een stabiele ondergrond om zich staande te houden. Dit stabiele milieu moeten ze echter zelf creëren en de mate waarin ze dit kunnen hangt af van hun dichtheid en ruimtelijke omvang (Van der Heide et al. 2008; Silliman et al. 2015; De Paoli et al. 2017; Temmink et al. 2020). Alleen samen staan ze sterk genoeg om de stroming en golfkracht van het water te remmen. En alleen samen zijn ze sterk en groot genoeg om habitat-overstijgende interacties over langere afstanden te beïnvloeden.

Tijdens dit OBN-onderzoek is op de Grienderwaard geëxperimenteerd met nieuwe hersteltechnieken, waarbij habitat-eigenschappen van mosselen kunstmatig nagebootst werden en zeegras hersteld werd in de luwte van een ander habitat. Natuur-imitatie voor het herstel van biobouwers lijkt toepasbaar. Mosselen en andere dieren vestigden zich veelvuldig op en in de gebruikte BESE-structuren (Temmink et al. 2020; 2021). Dit kunstmatige habitat kon zich qua biodiversiteit ook grotendeels meten met natuurlijke mosselbanken en de biomassa van bodemdieren nam lokaal sterk toe. Het ontwerp moet echter nog verder geoptimaliseerd worden. De gebruikte BESE-structuren werden te snel broos en vielen te snel uiteen. Maar ook de juiste positionering in het landschap is van essentieel belang. De gekozen experimentele plek langs de vaargeul voor Griend bleek te dynamisch voor een robuuste mosselbank, zeker in combinatie met de zwakheden in het ontwerp van de BESE-structuren. Mogelijk zijn er mede hierdoor ook nauwelijks lange afstandseffecten gevonden van de BESE-structuren op de abiotische omgeving en de bodemgemeenschap. Om ook de op grote schaal verbonden systemen zoals kwelders, te laten profiteren, is opschaling van dergelijke structuren nodig of dienen ze toegepast te worden in gebieden met een lagere dynamiek. Resumerend: de hypothese dat (kunstmatige) structuren het wad voldoende kunnen stabiliseren om geschikt habitat voor zeegras te vormen en zeegras de kans te geven zich te vestigen kon niet bevestigd worden. Ontkracht is ze echter ook niet: het zou kunnen dat andere dimensionering en uitvoering wel kan leiden tot geschikte habitatvorming.

In tegenstelling tot eerdere resultaten (Temmink et al. 2020) bleek de hypothese dat (kunstmatige) structuren het wad onder Griend voldoende kunnen stabiliseren om zeegrasgroei mogelijk te maken onjuist. Echter, het noordoostelijke deel van de Grienderwaard, wat in de luwte van het eiland ligt, bleek wel geschikt. Daar staan op de hoge wadplaat inmiddels honderdduizend groot zeegrasplanten. Een hoopvol aantal wat waarschijnlijk de komende jaren nog verder zal stijgen. Een bevinding die mede ook aanleiding geeft om de omringende platen van dergelijke kleine eilanden te ontzien v.w.b. bodemberoerende activiteiten.

Beide proeven onderstrepen het belang van habitat-overstijgende interacties én van de juiste positionering in het landschap voor natuurontwikkeling en -herstel. Het dynamische karakter van het Waddengebied maakt dat geen plek in tijd en ruimte gelijk is. Een grote diversiteit aan condities zorgt voor een verscheidenheid aan soorten. Alleen het voorspellen van de juiste condities blijkt ondanks de groeiende kennis en steeds nauwkeurigere stromingsmodellen nog steeds een lastige opgave. Op basis van modellen geselecteerde locaties zullen dus voor grootschalige herstelmaatregelen nog op kleinere schaal empirisch getoetst moeten worden op hun geschiktheid, bijvoorbeeld middels kleinschalige experimenten.

Implicaties voor beheer

Griend is de afgelopen vier jaar uitvoerig onderzocht om de sturende processen op en rond het eiland te doorgronden. Dit onderzoek legt een basis om het huidige lokale beheer op te schalen naar proces-gestuurd landschapsbeheer: van kwelders, duinen en wadplaten naar eilanden met kombergingen. Dynamisch landschapsbeheer een natuurlijker alternatief vormen voor lokale ingrepen zoals plaggen en maaien bij duin/kwelderbeheer, of mosselbank- en zeegrasherstel faciliteren, mits te randvoorwaarden voor een functionerend systeem in orde zijn en we het functioneren van het systeem goed begrijpen.

Wat betreft de herstelmaatregelen die zijn getroffen op Griend, kan worden geconcludeerd dat de aanleg van de suppletie en de schelpenbanken succesvol zijn geweest, aangezien Griend voor langere termijn weer is gestabiliseerd. De suppletie functioneert, vooral in de winter en het voorjaar, als hoogwatervluchtplaats voor wadvogels. Gevoed door vogelmest is de suppletie in de zomer uitbundig begroeid geraakt. Winterstormen zorgen voor herstart van vegetatiesuccessie. De schelpenruggen zijn verspreid over de suppletie, waar ze mogelijk bijdragen aan de stabiliteit van het zandlichaam. Twee zuidelijke schelpenbanken zijn nog intact. Het gat in de Noorddijk – oftewel de washover – blijkt qua ontgraving (tot +/- 1.65 m NAP) te conservatief, waardoor er weinig overspoeling is. Bovendien is de locatie aan de noordkant te luw, waardoor er nauwelijks zand wordt afgezet. Plaatselijke verlaging van de noordwest- of westkant van de Huisdijk zou waarschijnlijk meer dynamiek op de kwelder hebben teruggebracht. Hoewel het afplaggen (nog) niet tot het gewenste herstel van broedvogelhabitat leidde, gaf het afgeplagde materiaal wél een kickstart aan de vegetatiesuccessie op de suppletie.

Ondanks te getroffen maatregelen ligt het in de lijn der verwachting dat het eiland op de langere termijn toch onderhevig zal blijven aan netto erosie. Dit komt doordat basale randvoorwaarden voor natuurlijke instandhouding – de aanvoer van voldoende schelpen plantaardig vloedmerk – door de verandering in de Westelijke Waddenzee niet in orde lijken. Met name de aanleg van de Afsluitdijk en het daarmee gepaard gaande verlies van de grote zeegrasvelden van weleer die het eilanden voedden met vloedmerk lijken een bottleneck te vormen. Wellicht zouden deze tekortkomingen (deels) kunnen worden opgevangen door biobouwers op de omliggende wadplaten te stimuleren, niet alleen omdat ze het eiland met vloedmerk kunnen voeden, maar ook omdat ze de intensiteit van golfaanvallen zouden kunnen mitigeren. Echter, de tot dusver uitgevoerde (kleinschalige) proeven bieden daar nog onvoldoende handvaten voor. In tegenstelling tot de gestelde hypothese, bleek het eiland juist het herstel van zeegras te faciliteren in plaats van andersom.

Samengevat bevestigen onze bevinden de intrinsieke verwevenheid van schoorwaleilanden als Griend met hun omgeving en het belang van biobouwers daarbij, maar is er een beter begrip nodig voordat we biobouwerherstel kunnen inzetten als een krachtige methode om schoorwaleilanden te herstellen. Wat wél duidelijk is, is dat schoorwaleilanden een integraal onderdeel vormen met hun omgeving. De Waddenzee is een lappendeken van habitats: van duinen en kwelders, tot wadplaten en geulen. Al deze deelsystemen staan met elkaar in verbinding en hier moet in het natuurbeheer meer rekening mee worden gehouden.

5. Literatuur

- Brouwer, G. A., J. W. van Dieren, W. Feekes, G. W. Harmsen, J. G. ten Houten, W. J. Kabos, P. Mazure, A. Scheygrond, P. Tesch, and A. van der Werff (1950). Griend. Het vogeleiland in de Waddenzee. Martinus Nijhoff, 's-Gravenhage.
- De Paoli, H., T. van der Heide, A. van den Berg, B.R. Silliman, P.M.J. Herman and J. van de Koppel (2017). Behavioral self-organization underlies the resilience of a coastal ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 114: 8035-8040.
- Donadi, S., T. van der Heide, E. van der Zee, J. Elköf, J. van de Koppel, E. Weerman, T. Piersma, H. Olff and B.K. Eriksson (2013). Cross-habitat interactions among bivalve species control community structure on intertidal flats. *Ecology* 94: 489-498.
- Christianen, M.J.A., S. Holthuijsen, E. van der Zee, L.L. Govers, A. van der Eijk, T. van der Heide, H. De Paoli and H. Olff (2015). Ecotopen- en kansrijkdomkaart van de Nederlandse Waddenzee, Eindrapportage Waddensleutels.
- Christianen, M.J.A., T. van der Heide, S. Holthuijsen, K.J. van der Reijden, A.C.W. Borst and H. Olff (2017). Biodiversity and food web indicators of community recovery in intertidal shellfish reefs. *Biological Conservation* 213: 317-324.
- Fivash, G., D. Stüben, M. Bachmann, B. Walles, J. van Belzen, K. Didderen, R. Temmink, W. Lengkeek, T. van der Heide and T. Bouma (2021). Can we enhance ecosystem-based coastal defense by connecting oysters to marsh edges? Analyzing the limits of oyster reef establishment. *Ecological Engineering*: 165. 106221. 10.1016/j.ecoleng.2021.106221.
- Govers, L.L., T. van der Heide, H. Olff, Q. Smeele and A. van der Eijk (2017). Laat Griend weer wandelen. *De Levende Natuur* 118:181-187.
- Govers, L.L., T. van der Heide, Q. Smeele, J.H.T. Heusinkveld and A. van der Eijk (2018). Stap voor stap ontrafelen van herstel groots zeegras. *De Levende Natuur* 119:104-109.
- Govers, L.L. and V.C. Reijers (2021). Griend: een bewogen eiland. KNNV Uitgeverij, Zeist
- Kers, A. S. (2014). Dynamic wadden islands in the Netherlands. Pages 7-16 in U. Hellwig and M. Stock, editors. *Dynamic islands in the Wadden Sea*. Ecosystem No. 33: 1-134. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany, www.waddensea-secretariat.org, Wilhelmshaven.
- Löffler, M.A.M., C.C. de Leeuw, M.E. Ten Haaf, S.K. Verbeek, A.P. Oost, A.P. Grootjans, E.J. Lammerts, R.M.K. Haring (2008). Eilanden natuurlijk – Natuurlijke dynamiek en veerkracht op de Waddeneilanden. Boekhandel Kolstein, Schiermonnikoog.
- Marin-Diaz, B., G. S. Fivash, J. Nauta, R.J.M. Temmink, N. Hijner, V.C. Reijers, P.M.J.M. Crujisen, K. Didderen, J.H.T. Heusinkveld, E. Penning, G. Maldonado-Garcia, J. van Belzen, J.C. de Smit, M.J.A. Christianen, T. van der Heide, D. van der Wal, H. Olff, T. J. Bouma and L.L. Govers (2021). On the use of large-scale biodegradable artificial reefs for intertidal foreshore stabilization. *Ecological Engineering* 170.
- Munari, C., C. Corbau, U. Simeoni and M. Mistri (2011). Coastal defence through low crested breakwater structures: Jumping out of the frying pan into the fire? *Mar Pollut Bull.* 62:1641–1651.
- Ratcliffe, N., G. Pickerell and E. Brindley (2000). Population trends of little and sandwich terns *Sterna albifrons* and *S. sandvicensis* in Britain and Ireland from 1969 to 1998. *Atlantic Seabirds* 2:211-226.
- Schulte, D.M., R.P. Burke and R.N. Lipcius (2009). Unprecedented Restoration of a Native Oyster Metapopulation. *Science*: 1124-1128.
- Silliman, B.R., E.C. Schrack, Q. He, R. Cope, A. Santoni, T. van der Heide, R. Jacobi, M. Jacobi and J. van de Koppel (2015). Facilitation shifts paradigms and can amplify coastal restoration efforts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 112:14295–14300.
- Smeele, Q., L.L. Govers and H. Olff H (2017). Griend, nieuwe inzichten, andere benadering. *Vakblad Natuur Bos en Landschap* Feb. 2017:16-19.
- Temmink, R., M. Christianen, G. Fivash, C. Angelini, C. Boström, K. Didderen, S.M. Engel, N. Esteban, J. Gaeckle, K. Gagnon, L. Govers, E. Infantes, M. van Katwijk, S. Kipson, L. Lamers, W. Lengkeek, B. Silliman, B. Tussenbroek, R. Unsworth, and T. van der Heide (2020). Mimicry of emergent traits amplifies coastal restoration success. *Nature Communications*. 11. 10.1038/s41467-020-17438-4.

- Temmink, R., J. M. Angelini, G.S.C. Fivash, L. Swart, R. Nouta, M. Teunis, W. Lengkeek, K. Didderen, L. Lamers, T.J. Bouma and T. van der Heide (2021). Life cycle informed restoration: Engineering settlement substrate material characteristics and structural complexity for reef formation. *Journal of Applied Ecology*, 1–13. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13968>.
- Van de Koppel, J., T. van der Heide, A.H. Altieri, B.K. Eriksson, T.J. Bouma, H. Olff and B.R. Silliman (2015). Long-distance interactions regulate the structure and resilience of coastal ecosystems. *Annual reviews of marine science* 7: 139-158.
- Van der Heide, T., E.H. van Nes, G.W. Geerling, A.J.P. Smolders, T.J. Bouma, M.M. van Katwijk (2007) Positive feedbacks in seagrass ecosystems – implications for success in conservation and restoration. *Ecosystems* 10: 1311-1322.
- Van der Heide, T., A.J.P. Smolders, B.G.A. Rijkens, E.H. van Nes, M.M. van Katwijk, J.G.M. Roelofs (2008). Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass (*Zostera marina*) is highly dependent on shoot density and pH. *Oecologia* 158: 411-419.
- Van der Heide, T., T.J. Bouma, M.M. van Katwijk, M.F. Stive, H. Olff and L.P.M. Lamers (2013). Developing multipurpose biodegradable structures for generating ecosystem services – bridging thresholds. STW Open Technologie programma.
- Van der Heide, T., E. Tielens, E.M. van der Zee, E.J. Weerman, S. Holthuijsen, B.K. Eriksson, T. Piersma, J. van de Koppel and H. Olff H (2014). Predation and habitat modification synergistically interact to control bivalve recruitment on intertidal mudflats. *Biological Conservation* 172: 163–169.
- Van der Zee, E.M., T. van der Heide, S. Donadi, J. Eklöf, B.K. Eriksson, H. Olff, H. van der Veer and T. Piersma (2012). Spatially extended habitat modification by intertidal reef-building bivalves has implications for consumer-resource interactions. *Ecosystems* 15: 664–673
- Van der Zee, E.M., C. Angelini, L.L. Govers, M.J. Christianen, A.H. Altieri, K.J. van der Reijden, B.R. Silliman, J. van de Koppel, M. van der Geest, J.A. van Gils, H.W. van der Veer, T. Piersma, P.C. de Ruiter, H. Olff and T. van der Heide (2016). How habitat-modifying organisms structure the food web of two coastal ecosystems. *Proc. R. Soc. B* 28: 320152326. 20152326 <http://doi.org/10.1098/rspb.2015.2326>
- Veen, J., and H. Dallmeijer (2016). Griend - Eiland voor vogels.

ontwikkeling+beheer natuurkwaliteit

o+bn

Het Kennisnetwerk Ontwikkeling Beheer Natuurkwaliteit:

- is een onafhankelijk en innovatief platform waarin beheer, beleid en wetenschap op het gebied van natuurherstel en -beheer samenwerken;
- ontwikkelt en verspreidt kennis met als doel het structureel herstel en beheer van natuurkwaliteit.

**Kennisnetwerk OBN wordt gecoördineerd door de VBNE en gefinancierd door
het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit en BIJ12**

Vereniging van bos- en natuurterreineigenaren (VBNE)

Princenhof Park 7
3972 NG Driebergen
0343-745250
info@vbne.nl

Alle publicaties en
producten van het
OBN Kennisnetwerk
zijn te vinden op
www.natuurkennis.nl