

## Verkenning invloed slibonttrekking Waddenzee op slibdynamiek en ecologie



# Verkenning invloed slibonttrekking Waddenzee op slibdynamiek en ecologie

## Auteur(s)

Bob Smits

Thijs van Kessel

Floris van Rees

Daan van Keulen

Peter Herman

## Verkenning invloed slibonttrekking Waddenzee op slibdynamiek en ecologie

<b>Opdrachtgever</b>	Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving
<b>Contactpersoon</b>	Bob Smits
<b>Referenties</b>	HV09 2022
<b>Trefwoorden</b>	Slibonttrekking, Waddenzee, sedimentconcentratie, slibdynamiek, ecologie, bodemdieren

### Documentgegevens

<b>Versie</b>	1.0
<b>Datum</b>	23-12-2022
<b>Projectnummer</b>	11208040-010
<b>Document ID</b>	11208040-010-ZKS-0001
<b>Pagina's</b>	88
<b>Classificatie</b>	
<b>Status</b>	definitief

### Auteur(s)

	Bob Smits	Daan van Keulen
	Thijs van Kessel	Peter Herman
	Floris van Rees	

# Samenvatting

Er zijn plannen om slib uit de Waddenzee te winnen ten behoeve van dijkversterkingen, het opheffen van landbouwgronden, het verlagen van de troebelheid en verbetering van het ecosysteem. Het is nog onduidelijk welke effecten het onttrekken van slib heeft op het morfologisch en ecologisch functioneren van het ecosysteem van de Waddenzee. Rijkswaterstaat heeft behoefte aan meer inzicht in de potentiële effecten van slibonttrekkingen op de slibdynamiek, morfologie en ecologie om hier een beoordelingskader voor toekomstig beheer voor op te kunnen stellen. Rijkswaterstaat wil daarmee de nadelen en de voordelen van slibonttrekking zo objectief mogelijk kunnen afwegen. Deze verkenning is hierin een eerste stap maar geeft nog geen definitieve antwoorden op alle vragen, omdat de materie complex is.

De doelstellingen van deze studie zijn:

- Het inventariseren van effecten op slibdynamiek, morfologie en ecologie van slibonttrekkingen uit de Waddenzee op verschillende ruimtelijke schalen (d.w.z. op de schaal van een bekken, de Nederlandse Waddenzee en de trilaterale Waddenzee);
- Het creëren van inzicht in de limiet van onttrekking waaronder de slibdynamiek, morfologie en ecologie beperkt worden beïnvloed; en
- Een aanzet ontwikkelen voor een beoordelingskader voor de evaluatie van slibonttrekkingsscenario's.

Uit de beschikbare literatuur over de slibdynamiek van de Waddenzee en over historische slibonttrekkingen blijkt dat het slibaanbod (de beschikbare hoeveelheid slib) en de slibvraag (de hoeveelheid slib die jaarlijks wordt vastgelegd of onttrokken) op schaal van de gehele Waddenzee nagenoeg gelijk aan elkaar zijn en er dus nauwelijks tot geen sprake is van een sliboverschot. De kernvraag is of een grotere slibvraag (door onttrekking) zal leiden tot een extra import (dus aanbod) of tot een vermindering van de vraag elders (b.v. minder sedimentatie op kwelders) bij gelijkblijvend aanbod. In deze studie wordt gesteld dat een slibonttrekking vermoedelijk vooral gaat leiden tot een herverdeling van vraag en aanbod. In de Nederlandse Waddenzee zou een (te) grote onttrekking kunnen leiden tot een lokale toename van erosie en afname van sedimentatie of tot een grootschalige concentratieverlaging, met als bijbehorend effect een afname van het grootschalige slibtransport vanuit de Nederlandse Waddenzee oostwaarts. Belangrijke kennisleemtes gaan over de cumulatieve effecten van meerdere slibonttrekkingslocaties, het effect van de verwachte toename in slibsedimentatie ten gevolge van zeespiegelstijging en de omvang van slibbuffers en de tijdschaal waarop deze buffers kunnen worden gemobiliseerd.

Voor de evaluatie van slibonttrekkingen wordt de invloed op de slibdynamiek van de Waddenzee beschouwd, waarbij wordt gekeken naar het effect op de slibbalans, op de sedimentconcentraties in de waterkolom en op het slibgehalte in de bodem. Hiervoor wordt in dit rapport een analytische aanpak gepresenteerd en wordt gewerkt met een numeriek model van de Waddenzee. De analytische modelresultaten impliceren als eerste, ruwe inschatting dat de slibconcentratie in de waterkolom relatief ongevoelig voor een slibonttrekking, al is deze aanpak zeer grofstoffelijk. De berekende concentratieafname hangt namelijk sterk af van de veronderstelde grootte van de uitwisseling. Uit het meer geavanceerde, numerieke 3D-slibtransportmodel van de Waddenzee blijkt een aanzienlijke verlaging van slibconcentraties in de waterkolom en slibgehalte in de bodem in een ruim gebied rond een slibonttrekking, zowel op termijn van een maand als op termijn van een jaar. Voor een onttrekking van ongeveer 1 megaton per jaar is de afname van de slibconcentratie in de orde

van tientallen procenten over een gebied van vele vierkante kilometers. Deze eerste resultaten, een combinatie van beide methodes, laten effecten zien op verschillende ruimtelijke en temporele schalen, die ook afhangen van de omvang en tijdsduur van de slibonttrekking. Deze resultaten leiden tot de volgende voorlopige inzichten:

- Niet-verwaarloosbare veranderingen kunnen optreden over een aanzienlijk deel van de Waddenzee, als gevolg van een grote slibonttrekking;
- Effecten van slibonttrekking op schaal van de trilaterale Waddenzee op termijn van ongeveer een jaar zijn relatief klein; onduidelijk is nog welke effecten op langere tijdschaal te verwachten zijn. Wel is duidelijk dat mogelijke effecten pas op een tijdschaal van decennia verwacht kunnen worden;
- De omvang van een slibonttrekking is dus niet alleen gelimiteerd door het aanbod, maar ook door de transportcapaciteit binnen de Waddenzee. Transportbeperking van slib speelt daarmee wel degelijk een rol bij slibonttrekking en zorgt voor uitstralend effect van een slibonttrekking op de slibconcentraties in water en bodem van de Waddenzee. De genoemde transportbeperking impliceert dat maximale effecten van onttrekkingen op de slibflux naar de trilaterale Waddenzee statistisch significant, maar in grootte beperkt zijn.
- De limiet voor de maximale slibonttrekking die aan de landskust van de Waddenzee te realiseren is, ligt vanwege de genoemde transportbeperking lager dan het totale slibtransport langs de Nederlandse kust (bepaling van deze limiet voor de gehele Waddenzeekust moet nader worden uitgewerkt).

Als slibonttrekking leidt tot verlagen van de slibconcentraties in water en bodem, dan zijn allerlei ecologische effecten te verwachten. Uit deze studie blijkt dat de effecten op primaire productie en filter feeders waarschijnlijk beperkt zijn en eerder positief zullen uitvallen. Een beperking van het slibaanbod zou ten koste kunnen gaan van het meegroeivermogen van de kwelders (op korte termijn speelt dit bij de eilandkwelders en op langere termijn ook voor de vastelandskwelders), met als gevolg een afname van dit habitatype. Tot slot is het benthos gevoelig voor verminderingen in het slibgehalte, met name in het geval van zandige bodems met een significante slibfractie (bodems met een mediane korrelgrootte van ongeveer 150 micrometer). Dit is een belangrijk habitatype in de Waddenzee, waarin de wadpier, het nonnetje en andere belangrijke soorten dominant zijn. Een substantiële slibonttrekking kan dus belangrijke negatieve ecologische effecten hebben op de kwelders en op de habitatgeschiktheid voor benthos.

Om te beoordelen of slibonttrekkingen acceptabel zijn, moet de (totale) omvang van slibonttrekking in de Waddenzee worden beschouwd, inclusief onttrekkingen als gevolg van sedimentatie in de kwelderwerken en andere invloeden van het huidige beheer. Extra slibonttrekkingen moeten cumulatief worden beschouwd en ook de tijdsduur en aard (eenmalig of continu) van de onttrekking spelen een belangrijke rol. Het kan jaren tot decennia duren voordat grootschalige effecten zichtbaar worden, waardoor het belangrijk is om nauwkeurig en langdurig te monitoren. Afwegingen over mogelijke effecten op meegroeivermogen en habitatkwaliteit dienen eerst op systeemschaal, maar vervolgens ook op lokale (komberging) schaal gemaakt te worden. Bij de afwegingen spelen ook voordelen van slibonttrekking (bv. stoppen met rondpompen van slib bij baggeren of lokaal meegroeivermogen) een rol.

Concluderend zijn de effecten van slibonttrekkingen uit de Waddenzee in kaart gebracht op verschillende ruimtelijke schalen: per bekken, voor de Nederlandse Waddenzee en, in beperkte mate, ook de trilaterale Waddenzee. De beschouwing van verschillende aspecten (historische ontwikkeling, slibdynamiek, morfologie en ecologie) heeft het inzicht in de limiet van eventuele onttrekkingen vergroot. Niet alleen de balans tussen slibvraag en slibaanbod is van belang. Transportbeperking binnen het betreffende Waddenzeebekken kan bepalend zijn voor de hoeveelheid slib die kan worden ingevangen. De omvang van deze

transportbeperking is als belangrijkste kennisleemte geïdentificeerd. Hoewel het modelonderzoek een eerste schatting geeft, is meer aandacht hiervoor nodig in vervolgonderzoek.

Er is een aanzet gemaakt voor een afwegingskader voor de evaluatie van slibonttrekkingsscenario's, waarbij als belangrijke aandachtspunten zijn voorgesteld:

- In hoeverre een slibonttrekking leidt tot verminderde slibafzetting op de platen en kwelders in hetzelfde en naburige bekkens;
- Afweging van mogelijke voordelen (zoals het bevorderen van meegroeivermogen langs de vastelandskust) en nadelen (zoals effecten op habitatgeschiktheid voor benthos) van slibonttrekking;
- De gevolgen van lokale slibonttrekking voor de trilaterale Waddenzee; en
- De duur en frequentie van slibonttrekkingen zijn van belang voor het (langetermijn)effect.

Tot slot is voor goede beslissingen over slibonttrekkingen een continu monitoringssysteem van slib in de Waddenzee noodzakelijk. Een maatschappelijke afweging kan, op basis van de bovenstaande elementen, dieper ingaan op financiële, economische en sociaal-culturele aspecten van slibonttrekking.

# Inhoud

	<b>Samenvatting</b>	<b>4</b>
<b>1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>9</b>
1.1	Aanleiding	9
1.2	Definitie slibonttrekking	9
1.3	Doelstelling	9
1.4	Hypotheses	10
1.5	Leeswijzer	10
<b>2</b>	<b>Literatuuroverzicht</b>	<b>11</b>
2.1	Conceptueel model slibdynamiek Waddenzee	11
2.2	Omvang van slibtransport in de Waddenzee	13
2.2.1	Sedimenttransport langs de Hollandse kust	13
2.2.2	Uitwisseling tussen Noordzee en Waddenzee	14
2.2.3	Slibsedimentatie in de Nederlandse en trilaterale Waddenzee	15
2.3	Historische slibonttrekkingen en lessen uit ED2050	17
2.3.1	Historische slibonttrekkingen	17
2.3.2	Systeemeffecten van slibonttrekkingen	18
2.3.3	Aan land brengen van slib binnen ED2050	19
<b>3</b>	<b>Invloed slibonttrekking op slibconcentratie en bodemsamenstelling</b>	<b>20</b>
3.1	Slibbalans	20
3.2	Analytisch spoor	21
3.3	Numeriek spoor: 3D slibtransportmodel	25
3.3.1	Aanpak	25
3.3.2	Slibconcentraties	29
3.3.3	Verandering bodem slibmassa	32
3.3.4	Slibbalans Waddenzee	34
<b>4</b>	<b>Ecologische effecten van slibonttrekking</b>	<b>37</b>
4.1	Effecten op primaire productie via beïnvloeding van het lichtklimaat	37
4.2	Effect van verhoogde lichtdoordringing en veranderde sedimentsamenstelling op microfytobenthos	40
4.3	Effect van verlaging van concentraties zwevende stof op kwelders	40
4.4	Effecten van verlaagde concentratie zwevend stof op filterende organismen	43
4.5	Effecten van verandering in korrelgroottesamenstelling van het sediment op bodemdieren	44
4.5.1	Aanpak statistisch responsmodel	46
4.5.2	Resultaten	47
<b>5</b>	<b>Discussie</b>	<b>51</b>

<b>6</b>	<b>Conclusie</b>	<b>59</b>
6.1	Bevindingen	59
6.2	Aanbevelingen	60
	<b>Referenties</b>	<b>61</b>
<b>A</b>	<b>Aanvullende resultaten slibdynamiek</b>	<b>65</b>
<b>B</b>	<b>Aanvullende technische informatie statistisch responsmodel</b>	<b>72</b>
B.1	Data	72
B.2	Wat is een generalized additive model?	73
B.3	Modelselectie	74
B.4	Modelvalidatie	75
<b>C</b>	<b>Aanvullende resultaten ecologie</b>	<b>77</b>
C.1	Arenicola marina	78
C.2	Hediste diversicolor	79
C.3	Scoloplos armiger	80
C.4	Lanice conchilega	81
C.5	Peringia ulvae	82
C.6	Mytilus edulis	83
C.7	Cerastoderma edule	84
C.8	Macoma balthica	85
C.9	Ensis leei	86
C.10	Mya arenaria	87



# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

Er zijn steeds meer plannen en kleinschalige pilots om slib uit de Waddenzee te winnen ten behoeve van dijkversterking of voor het verlagen van de troebelheid. Voorbeelden hiervan zijn Holwerd aan Zee (dijkversterking), het ED2050 programma voor het Eems estuarium (nuttig toepassen slib om de troebelheid te verlagen) en een pilot waarbij momenteel een kleine hoeveelheid slib (ca. 4.000 m<sup>3</sup>) uit de haven van Lauwersoog wordt onttrokken. Het winnen van zand uit de Waddenzee is met ingang van 2022 gestopt om het meegroeivermogen van de Waddenzee niet te verstoren. Er is beperkt beleid over het al dan niet onttrekken van slib uit de Waddenzee, onder andere omdat de gevolgen nog niet duidelijk genoeg in kaart gebracht zijn. De Agenda voor het Waddengebied 2050 (waddenzee.nl) stelt dat baggerspecie in beginsel dient te worden verspreid in de Waddenzee. Voor het Eems-Dollardestuarium wordt een uitzondering gemaakt, hier mag slib uit het systeem worden gehaald om vertroebeling te verminderen. Voor de andere gebieden langs de kust en eilanden wordt onderzoek aanbevolen in welke mate slibonttrekking mogelijk is als bijdrage aan natuurherstel, mits dit niet ten koste gaat van het met zeespiegelstijging meegroeïend vermogen van de Waddenzee.

Het is echter nog onduidelijk bij welke hoeveelheden en duur het onttrekken van slib effecten heeft op het morfologisch en ecologisch functioneren van het ecosysteem Waddenzee. Rijkswaterstaat wil in meer detail weten welke gevolgen slibonttrekking heeft voor de morfologische en ecologische waarde van de Waddenzee, en in welke mate. Welke gevolgen zijn denkbaar als slib op grotere schaal wordt onttrokken?

## 1.2 Definitie slibonttrekking

Slibonttrekking wordt in dit rapport gedefinieerd als het zorgen dat slib uit het natuurlijke systeem wordt gehaald, hetzij door permanente bezinking (ook wel een slibvang genoemd), dan wel een andere vorm van onttrekking (bv. mechanische onttrekking).

## 1.3 Doelstelling

Deze studie richt zich met name op het Nederlandse deel van de Waddenzee, exclusief het Eems-Dollard estuarium, maar ervaringen in het Eems-Dollard estuarium kunnen wel een nuttige bijdrage leveren. De bevindingen worden vervolgens beschouwd in de context van de gehele trilaterale Waddenzee (inclusief het Eems-Dollard estuarium). De doelstellingen van dit deelproject zijn:

- Het in kaart brengen van effecten van slibonttrekkingen uit de Waddenzee op verschillende ruimtelijke schalen (d.w.z. de schaal van een bekken, Nederlandse Waddenzee en de trilaterale Waddenzee);
- Het ontwikkelen van een beoordelingskader voor de evaluatie van slibonttrekkingsscenario's; en
- Het creëren van inzicht in de limiet van onttrekking zonder de slibdynamiek of morfologie wezenlijk te beïnvloeden.

Hiervoor worden in dit rapport de volgende kennisvragen worden beantwoord:

1. Wat is de invloed van slibonttrekking op de slibdynamiek (slibconcentratie, slibbalans, bodemsamenstelling) en morfologie?
2. Wat zijn de ecologische effecten van slibonttrekking?
3. Welke mate van slibonttrekking heeft substantiële effecten op welke ruimtelijke en temporele schaal?

## 1.4 Hypotheses

Er bestaan al diverse literatuurstudies rond de slibbalans van de Waddenzee en er wordt in deze rapportage geen nieuwe data verkregen (d.w.z. er worden geen nieuwe metingen gedaan of modelsommen gedraaid op schaal van de Noordzee). De hypothesen voor deze studie richten zich daarom niet op het opstellen van een slibbalans voor de Waddenzee. Om het systeemeffect van slibonttrekkingen te kunnen inschatten is de belangrijkste vraag hoe slib onttrekken de slibbalans beïnvloedt, en of een slibtekort ontstaat door het onttrekken van slib. Hiervoor moet worden bekeken of een grotere slibvraag (door onttrekking) zal leiden tot een extra import (dus aanbod) of tot een vermindering van de vraag elders (b.v. minder sedimentatie op kwelders) bij gelijkblijvend aanbod,

Hypothese 1:

*Een slibonttrekking zorgt voor een slibtekort door een grotere slibvraag maar gelijkblijvend slibaanbod.*

Hypothese 2:

*Er is voldoende slib waardoor een slibonttrekking zorgt voor een groter slibaanbod.*

Hierin is de slibvraag gedefinieerd als de hoeveelheid slib die het systeem nodig heeft om in evenwicht te blijven (inclusief een eventuele onttrekking). Het slibaanbod is de hoeveelheid slib die beschikbaar is vanuit bronnen en die getransporteerd kan worden richting de Waddenzee.

## 1.5 Leeswijzer

Deze eerste verkenning naar de systeemeffecten van slibonttrekkingen wordt in dit rapport gepresenteerd. In hoofdstuk 2 wordt eerst een overzicht gegeven van beschikbare literatuur over slibdynamiek in de Waddenzee en historische slibonttrekkingen. Het effect van slibonttrekkingen op de slibdynamiek wordt nader geanalyseerd op basis van een slibbalans en resultaten van een 3D-slibtransportmodel in hoofdstuk 3. Hoofdstuk 4 geeft een beschouwing van ecologische effecten van slibonttrekking. De bevindingen uit deze analyses en een eerste aanzet voor een beoordelingskader rond slib onttrekken worden beschouwd in hoofdstuk 5. Tot slot worden de belangrijkste conclusies en benodigde vervolgstappen geschetst in hoofdstuk 6.

## 2 Literatuuroverzicht

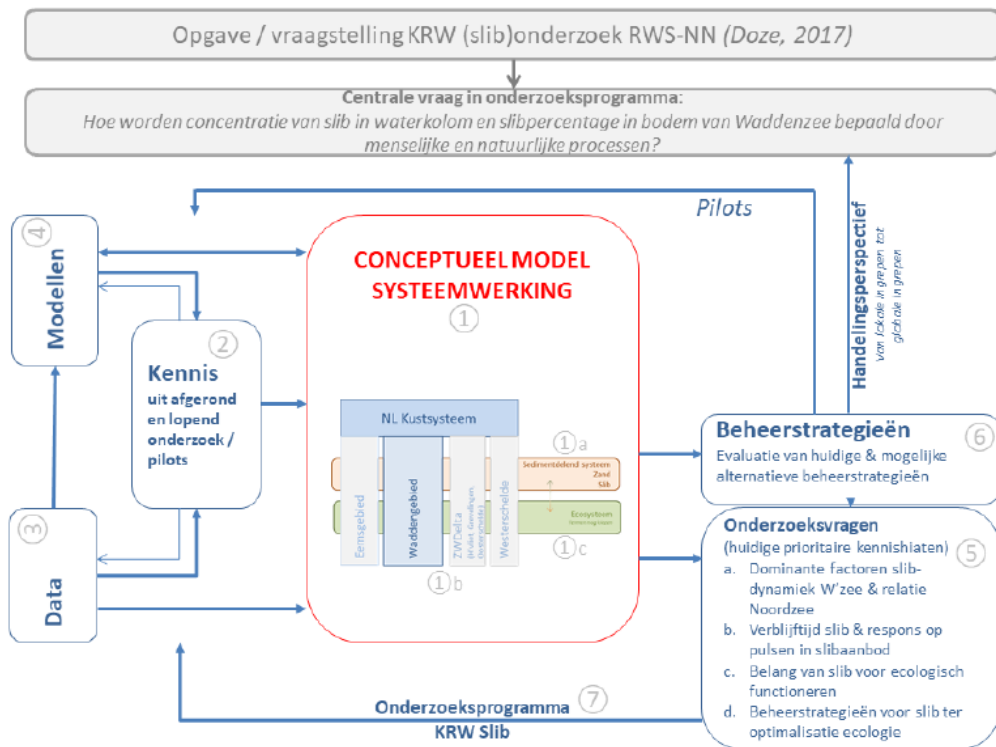
In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van beschikbare literatuur over de slibdynamiek van de Waddenzee en historische onttrekkingen. In paragraaf 2.1 wordt gestart vanuit een conceptueel model over slibdynamiek in de Waddenzee. Eerdere onderzoeken naar de omvang van het slibtransport langs de Nederlandse kust en in de Waddenzee worden samengevat in paragraaf 2.2. Tot slot worden historische slibonttrekkingen en lessen uit het programma Eems-Dollard 2050 besproken in paragraaf 2.3.

### 2.1 Conceptueel model slibdynamiek Waddenzee

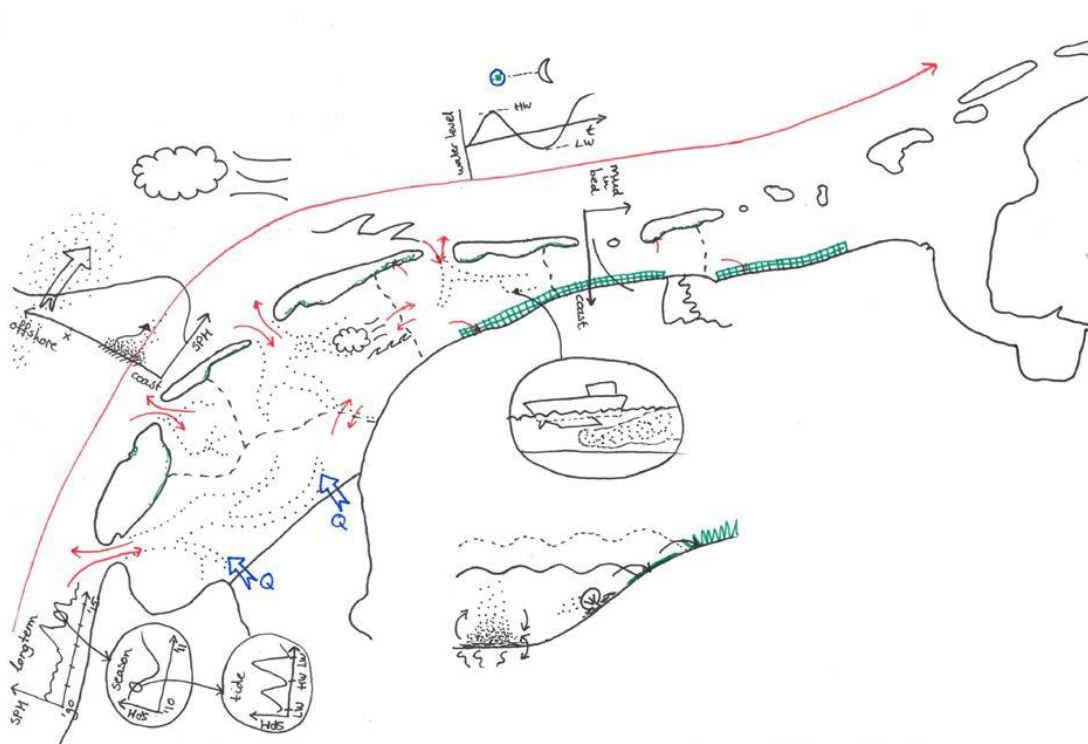
Een conceptueel model over de systeemwerking helpt om inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van ingrepen en deze in perspectief te plaatsen. Figuur 2.1 toont een voorbeeld van de werking van een dergelijk conceptueel model, zoals toegepast in het project KRW Slib. Herman et al. (2018) heeft in dat kader een aanzet gemaakt voor een conceptueel model voor de slibdynamiek in de Waddenzee, op basis van analyse van beschikbare gegevens en oudere modelberekeningen. Dat conceptueel model, schematisch weergegeven in Figuur 2.2 en Figuur 2.3, wordt als uitgangspunt gebruikt voor deze studie.

Op de korte tijdschaal (uren tot dagen) wordt de slibdynamiek gedomineerd door de hydrodynamica, uitgaande van een constante aanwezige hoeveelheid slib en slibeigenschappen. Op de middellange tijdschaal (weken tot enkele jaren) worden variaties in de hoeveelheid en eigenschappen van slib door fysische en biologische invloeden van belang, waardoor de complexiteit toeneemt. Op de lange tijdschaal (vele jaren) komt hier nog de interactie met morfologie bij.

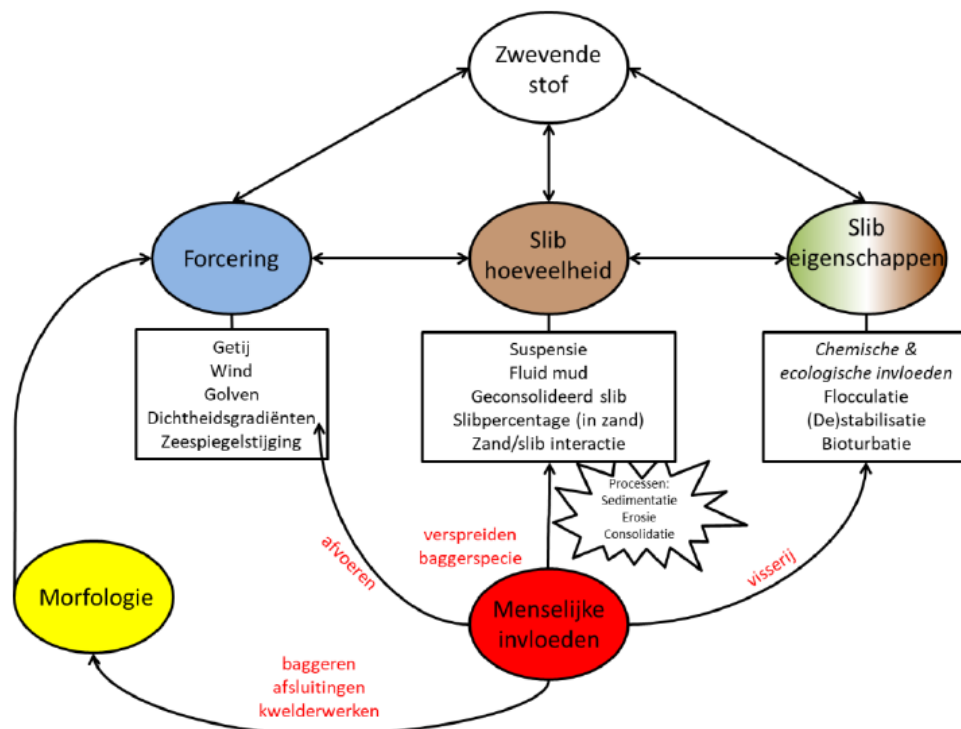
De slibconcentratie in de waterkolom en het slibgehalte in de bodem worden bepaald door de interactie van drie invloedsfactoren (hoeveelheid slib, slibeigenschappen en hydrodynamica, zie Figuur 2.3) op verschillende tijdschalen. De verblijftijd van slib in de Waddenzee bepaalt op welke tijdschaal de hoeveelheid slib wezenlijk varieert. Op basis van modelberekeningen van Smits et al. (2020) kan deze verblijftijd variëren tussen een half jaar (ondergrens) en 20 jaar (bovengrens), waarbij de lagere waardes (orde half jaar tot jaar) representatief zijn voor locaties nabij de zeegaten en hogere waardes (orde meerdere jaren tot decennium) voor laag-dynamische gebieden zoals de landwaarts gelegen kwelders. Om die reden moet een analyse van het effect van eventuele slibonttrekkingen uit de Waddenzee op de slibdynamiek en op de ecologie tenminste op een tijdschaal van meerdere jaren plaatsvinden. Voor de slibonttrekkingen moet worden beschouwd welk effect deze hebben op een of meer van de drie invloedsfactoren (hoeveelheid slib, slibeigenschappen en hydrodynamica).



Figuur 2.1 Denkmodel zoals toegepast in het KRW slijbproject. Het conceptueel model over de systeemwerking (1) staat centraal. Deze wordt ondersteund door kennis (2) op basis van data (3) en modellen (4). Uiteindelijk helpt dit conceptueel model om inzicht te verkrijgen in onderzoeksvragen (5) en beheerstrategieën (6).



Figuur 2.2 Schematische weergave van de belangrijkste processen die de slijbdynamiek in de Waddenzee beïnvloeden



Figuur 2.3 Schematisch, generiek diagram van de belangrijkste sturende factoren voor zwevend stof

## 2.2 Omvang van slibtransport in de Waddenzee

In literatuur is veel informatie beschikbaar over de slibbalans van de Waddenzee of zelfs van de gehele Nederlandse kust (o.a. Eisma, 1993; Van Kessel et al., 2010; Herman et al., 2018; Oost et al., 2018; Colina Alonso et al., 2021). Daarbij moet worden aangemerkt dat er voornamelijk veel literatuurstudies beschikbaar zijn, maar dat de informatie veelal is gebaseerd op oude of verouderde metingen. Het meest recent is informatie verzameld in het rapport 'Where Mud Matters' voor Programma naar een Rijke Waddenzee (Oost et al., 2021), waarop onderstaande informatie grotendeels is gebaseerd. De informatie wordt gepresenteerd beginnend bij de macroschaal, dat is de schaal die reikt van de gehele Nederlandse kustlijn tot de gehele trilaterale Waddenzee, en vervolgens in meer detail op de schaal van de Nederlandse Waddenzee.

Het is belangrijk om hierbij onderscheid te maken tussen bruto en netto transport. Het bruto slibtransport tijdens eb en vloed is typisch een orde groter dan het netto transport per getij. Dit betekent dat vrij kleine veranderingen in eb- en vloedconcentraties en -transporten al tot een sterke verandering in het netto transport kunnen leiden.

### 2.2.1 Sedimenttransport langs de Hollandse kust

Slib wordt aangevoerd vanuit het Kanaal, afkomstig van geërodeerd materiaal vanaf de Franse klifkust en Belgische zandstranden (Irion and Zöllmer, 1999; Fettweis en Van den Eynde, 2003) en mogelijk een beperkte hoeveelheid via westwaartse deflectie van de East Anglia Plume. Dit slib stroomt vanuit de Noordzee langs de Belgische kust en Hollandse kust noordwaarts. Aangezien het erg lastig is om het slibtransport langs de Nederlandse kust direct te meten (vanwege het relatief kleine getijgemiddelde netto transport ten opzichte van de bruto transporten), zijn schattingen voor het slibtransport vrijwel uitsluitend bepaald op basis van waargenomen SPM-concentraties en hydrodynamische modelresultaten. Deze schattingen voor het jaarlijkse transport langs de kust lopen nogal uiteen met relatief hoge waarden ter hoogte van Den Helder van ongeveer 19,8 (De Kok, 1994) à 22 miljoen ton slib per jaar (Van der Hout et al., 2015; McManus en Prandle, 1997), gebaseerd op relatief oude

metingen. Recentere berekeningen voor het jaarlijks transport voor de kust van Noordwijk komen op 10 (Nauw & Ridderinkhof, 2009) tot 14,3 miljoen ton per jaar (op basis van een combinatie berekeningen van Fettweis en Van den Eynde (2003) en De Kok (2004)). Deze getallen liggen in lijn met de door Cronin en Blaas (2015) berekende 10 miljoen ton per jaar gemiddeld tussen 2003 en 2011 bij Noordwijk.

De bandbreedte in de omvang van het slibtransport langs de Hollandse kust is vrij groot (ruwweg 10-20 miljoen ton/jaar). Een belangrijke factor die van invloed is op deze getallen is de afstand dwars op de kust waarover het transport wordt bepaald. In de meeste studies werd een afstand tot 70 km zeewaarts gehanteerd. De hoogste SPM-gehalten worden echter gevonden tussen 0,5 en 3 km uit de kust. Volgens De Kok (1994) zou ongeveer 5 km voldoende moeten zijn om het slibtransport te bepalen. Uit modelberekeningen van het jaarlijkse transport langs de kust door Cronin en Blaas (2015) bleek ongeveer 90% van het transport binnen de eerste 30 km uit de kust plaats te vinden. Daarnaast is de jaar-tot-jaar variatie in het slibtransport relatief groot, voornamelijk ten gevolge van meteorologische condities. In diezelfde modelberekeningen van Cronin en Blaas (2015) varieert het jaarlijkse transport bij Callantsoog tussen 2003 en 2011 tussen een minimum van 10 miljoen ton/jaar (2010) en een maximum van 19 miljoen ton/jaar (2011). De bandbreedte van 10-20 miljoen ton per jaar lijkt dus een afdoende beschrijving voor de natuurlijke variabiliteit, waarbij een gemiddelde waarde van ongeveer 15 miljoen ton per jaar kan worden gehanteerd.

Behalve sterke variaties in de tijd zijn er ook ruimtelijke variaties in de slibflux langs de Hollandse kust. Dit heeft behalve met bronnen en putten zoals rivierafvoer, de havens van Rotterdam en IJmuiden en netto sedimentatiegebieden als de zuidwestelijke Voordelta en de Waddenzee ook de maken met kustdwarse aan- en afvoer van slib die wordt beïnvloed door de breedte van de transportzone en het lokale netto transport van het water in de kustzone. Zo neemt volgens Tabel 3.1 uit Cronin en Blaas (2015) het berekende resttransport van slib in een strook van 30 km uit de kust toe van 9 miljoen ton per jaar bij Noordwijk tot 15 miljoen ton per jaar bij Callantsoog. Dit komt doordat het netto getijtransport (van water) toeneemt, wat bij gelijkblijvende concentratie zorgt voor een toename van het netto slibtransport. Merk op dat bruto eb- en vloedtransporten langs de kust met orde 100 miljoen ton per jaar een stuk groter zijn dan het netto slibtransport, waardoor zoals eerder beschreven een kleine verschuiving in de bruto transporten een groot netto verschil kan betekenen.

### 2.2.2 Uitwisseling tussen Noordzee en Waddenzee

De uitwisseling tussen de Noordzee en de Waddenzee leidt tot transport van fijn sediment richting de Waddenzee als resultaat van (1) een netto landwaartse, maar jaarlijks variërende windgedreven reststroming (Buijsman en Ridderinkhof, 2007), (2) de relatief luwe condities in de Waddenzee ten opzichte van de Noordzee, die zorgen voor hogere sedimentconcentraties tijdens vloed dan tijdens eb (horizontale asymmetrie of *settling lag*; Nauw et al., 2014) en (3) overige asymmetrieëffecten (zoals *scour lag* en getijasymmetrie) en gravitatiecirculatie. Tijdens stormen kan golfgedreven resuspensie van slib (afhankelijk van de precieze stormkarakteristieken) leiden tot sedimentatie op kwelders, herverdeling van slib binnen de Waddenzee of export van slib naar de Noordzee. Daardoor kunnen slibtransporten door de zeegaten van jaar tot jaar sterk verschillen. Het gaat hierbij om netto transporten, die het resultaat zijn van grote (bruto) import- en exportfluxen. Een kleine verschuiving in deze bruto transporten kan een groot effect hebben op het netto transport, en kan deze zelfs doen omkeren (d.w.z. export i.p.v. import). De jaarlijkse bruto import (tijdens vloed) vanuit de Noordzee naar de Waddenzee wordt op basis van modelberekeningen geschat op tenminste 50 miljoen ton (Smits et al., 2020). Slechts een klein deel hiervan sedimenteert in de Waddenzee, het overgrote deel stroomt tijdens eb weer terug naar de Noordzee. Extra sedimentatie of onttrekking van slib in de Waddenzee kan in principe dus makkelijk worden opgevangen door de grote bruto import. Onttrekking zal wel de (eb)concentratie verlagen en daarmee slibexport, die na verloop van tijd ook de vloedconcentratie en daarmee de bruto import kan verlagen. In welke mate dit gebeurt als functie van de (extra) onttrokken slibflux is één van de hoofdvragen van deze studie.

De slibimport door het Marsdiep wordt op basis van een lange tijdreeks aan ADCP-metingen geschat op 7 tot 11 miljoen ton per jaar (Nauw et al, 2014), maar modelberekeningen komen aanzienlijk lager uit met ongeveer 1 miljoen ton per jaar (Sassi et al., 2015). Het grote verschil wordt veroorzaakt door temporele en ruimtelijke beperkingen van de ADCP-scheepsmetingen (Sassi et al., 2015; 2016). Een tussengelegen waarde lijkt daarom realistischer. Modelresultaten uit KRW slib (Smits et al., 2020) waarin meteorologische condities uit verschillende jaren werden gebruikt, komen op 1,6-1,9 miljoen ton/jaar.

Voor de andere zeegaten zijn minder metingen en modelresultaten beschikbaar. Algemeen wordt aangenomen dat het Eierlandse Gat zand exporteert (o.a. Sassi et al., 2015; Elias, 2019; Wang et al., 2018), maar over slibtransport is voor het Eierlandse Gat weinig tot niets bekend. Op basis van de modelresultaten uit KRW slib (Smits et al., 2020) lijken de zeegaten van de westelijke Waddenzee (Marsdiep, Eierlandse Gat en Vlie) importerend, het Borndiep (Amelander Zeegat) exporterend en het Friesche Zeegat afhankelijk van de meteorologische condities importerend of exporterend (zie Tabel 2.1). Netto importeert de Nederlandse Waddenzee 0,9-2,5 miljoen ton slib per jaar (ongeveer 1,8-5,0 miljoen m<sup>3</sup>/jaar).

Tabel 2.1 Modelberekeningen van cumulatief slibtransport in miljoen ton per jaar door zeegaten en over wantijen uit KRW Slib, waarin meteorologische condities uit verschillende jaren werden gebruikt (Smits et al., 2020). Positief naar binnen (zeegaten) of naar het oosten (wantijen).

Cumulatief slibtransport door zeegaten en over wantijen (in miljoen ton/jaar).		
Zeegat/wantij	Meteo 2017	Meteo 2016
Marsdiep	+1,6	+1,9
Eierlandse Gat	+0,6	+0,4
Vlie	+1,9	+1,8
Borndiep	-2,3	-1,6
Friesche Zeegat	-0,5	+0,1
Wantij Terschelling*	+4,2	+3,2
Wantij Ameland*	+1,7	+0,8
Wantij Schiermonnikoog	+0,7	+0,4
Via zoetwaterafvoer	+0,3	+0,3
<b>TOTAAL de Waddenzee in</b>	<b>+0,9</b>	<b>+2,5</b>

\* Niet gebruikt in het totaal, want interne transporten

Samenvattend bestaat de uitwisseling tussen de Noordzee en de Waddenzee uit:

- Lange termijn netto sedimentimport en sedimentatie in de Waddenzee, waarmee slib vanuit de Noordzee wordt vastgelegd; en
- Resuspensie van slib in de Waddenzee tijdens stormcondities of bij gematigde maar aanhoudende zuidwestelijke wind, waarbij sediment vanuit de Waddenzee naar de Noordzee kan transporteren (afhankelijk van de precieze meteorologische condities), waarbij de Waddenzee dus een tijdelijke bron van slib vormt voor de Noordzee

### 2.2.3

#### Slibsedimentatie in de Nederlandse en trilaterale Waddenzee

De belangrijkste locaties waar historische slibsedimentatie heeft plaatsgevonden zijn de kwelders, verlaten geulen en gebaggerde vaargeulen en havenbassins Eisma, 1993). Daarnaast heeft ook veel slibsedimentatie plaatsgevonden in de Lauwerszee (voor de afsluiting). Lokaal kunnen deze jaarlijkse volumes oplopen van ongeveer 0,5 miljoen m<sup>3</sup> tot enkele miljoenen m<sup>3</sup> (Oost et al., 2018), wat een substantiële hoeveelheid is ten opzichte van het totale sedimentatievolume in de Nederlandse Waddenzee. In de westelijke Waddenzee heeft een vrijwel lineaire opvulling met slib plaatsgevonden sinds de afsluiting van de

Zuiderzee, vooral in verlaten geulen en platen nabij de vastelandskust. In de Oostelijke Waddenzee werd een plotselinge slibimport waargenomen sinds 1970 na de afsluiting van de Lauwerszee. Volumeveranderingen van het Groninger Wad zijn veel kleiner in vergelijking met de andere bekkens (Colina Alonso et al., 2021).

Oost et al. (2018) schatten de gemiddelde slibsedimentatie in de Nederlandse Waddenzee op 0,7 tot 4,1 miljoen ton per jaar, waarbij werd aangenomen dat slib alleen een bijdrage levert aan sedimentatievolumes voor slibgehalten boven 15%. De bijdrage van slib op de morfologische ontwikkeling van de Waddenzee werd ingeschat op 8 tot 37% van het totale sedimentatievolume. Colina Alonso (2020) heeft deze analyse verder aangescherpt door middel van een grootschalige sedimentbalans van de Nederlandse Waddenzee in de afgelopen 80 jaar, gebaseerd op volumeveranderingen en uitgesplitst naar schattingen voor zowel zand als slib. Voor de gehele Waddenzee is de volumebijdrage van slib in de morfologische ontwikkeling 21-42% (met 32% als meest betrouwbare schatting). Dat percentage ligt dus veel hoger dan het gemiddelde bodemslibgehalte. Op basis van een droge dichtheid van slib van  $700 \text{ kg/m}^3$  komen Oost et al. (2021) op een slibsedimentatie in de Nederlandse Waddenzee van 1,2 miljoen ton/jaar exclusief de kwelders.

De vastlegging van slib op kwelders ontbreekt in de traditionele aanpak voor een sedimentbalans, omdat deze kwelders buiten de klassieke grenzen van de Vaklodingen data liggen. Echter, kwelders bevatten bovengemiddeld veel slib, omdat dit typisch locaties zijn met lage hydrodynamische energie en beperkte golfslag. Esselink et al. (2017) heeft een onderzoek uitgevoerd naar gepubliceerde en ongepubliceerde studies naar de verticale groeisnelheid van kwelders in de trilaterale Waddenzee. Oost et al. (2021) bevat een overzicht van resultaten vanuit verschillende studies en komt op een totaal van 1,9 miljoen ton per jaar voor de trilaterale Waddenzee. De slibsedimentatie op de kwelders van de Nederlandse Waddenzee bedraagt 0,39 tot 1,17 miljoen  $\text{m}^3$ /jaar (Cleveringa et al., 2018). Uitgaande van een initiële dichtheid van  $500 \text{ kg/m}^3$  bedroeg de hiervoor benodigde sedimentinvang in de kwelders 0,2 tot 0,6 ton/jaar. Uiteindelijk zal het meeste slib dat blijft liggen overigens compacteren tot een dichtheid van ongeveer  $1200 \text{ kg/m}^3$ , waardoor de laagdikte afneemt.

Het oostwaartse transport van de Nederlandse naar de Duitse Waddenzee is moeilijk te kwantificeren. Daarom gebruiken Oost et al. (2021) een balans van de Nederlandse Waddenzee, startend met 10,0-14,3 miljoen ton/jaar langs de Hollandse Kust en rekening houdend met slibbronnen en -putten in de Nederlandse Waddenzee (-1,6 miljoen ton/jaar sedimentatie; +0,4 miljoen ton/jaar aanvoer vanuit de Afsluitdijk; -0,6 à -0,2 miljoen ton/jaar vastlegging op kwelders). Dit resulteert in een oostwaarts slibtransport van 8,2-12,9 miljoen ton/jaar.

Het totale aanbod van slib naar de trilaterale Waddenzee (via Marsdiep, aangevuld met landwaarts aanbod en zijinstroom vanuit de Noordzee) bedraagt 12,1-16,5 miljoen ton per jaar. Het merendeel van dit aanbod komt terecht op de hogere intergetijdengebieden langs de vastelandskust in de trilaterale Waddenzee, in de kwelders en in afgeschermd baaien, die allemaal slibputten vormen. Een andere putterm wordt gevormd door slibonttrekkingen, waarbij slib wordt gebaggerd en aan land wordt gebracht. De totale slibvraag van de trilaterale Waddenzee (bestaande uit depositie en onttrekking) is 10,8-11,3 miljoen ton per jaar. Het slibaanbod wordt dus qua orde grootte vergelijkbaar ingeschat met de slibvraag. Vermoedelijk kan de slibvraag vanuit metingen nauwkeuriger worden ingeschat dan het slibaanbod. Vanwege massabehoud passen vraag en aanbod zich per definitie aan zodat ze op evenwicht aan elkaar gelijk zijn. De kernvraag is of een grotere slibvraag (door onttrekking) zal leiden tot een extra import (dus aanbod) of tot een vermindering van de vraag elders (b.v. minder sedimentatie op kwelders) bij gelijkblijvend aanbod. Deze slibbalans, oftewel de verhouding tussen slibvraag en slibaanbod, wordt verder uitgewerkt in Paragraaf 3.1.



## 2.3 Historische slibonttrekkingen en lessen uit ED2050

### 2.3.1 Historische slibonttrekkingen

Dijkerma (1987) en RIKZ (2005) geven een overzicht van het kwelderareaal in de Nederlandse Waddenzee vanaf 1600. Door bedijkingen is dit areaal sterk afgenomen van meer dan 100 km<sup>2</sup> in 1600 tot minder dan 20 km<sup>2</sup> in 1987 (vastelandskwelders). Kwelders werden sneller bedijkt dan dat nieuwe kwelders zich vormden. Dijkeman (1987) concludeert dat hierdoor het systeem uit evenwicht geraakt en dat grootschalige nieuwe kwelderwerken zowel ongewenst zijn (vanwege een verdere verstoring van het evenwicht) als niet effectief (omdat er onvoldoende sediment beschikbaar is om deze kwelderwerken te voeden).

Deze historische ontwikkelingen hebben twee tegenovergestelde effecten gehad:

1. Door de kwelderwerken heeft lokaal veel extra slibaanwas plaatsgevonden;
2. Door de bedijkingen is netto veel kwelderareaal verloren gegaan en is daardoor de natuurlijke slibaanwas verminderd.

Het is niet evident welke van deze effecten de overhand heeft gehad, maar dit is wel een belangrijke vraag in het perspectief van de huidige vraag over het effect van slibonttrekkingen. Als het eerste effect dominant is geweest is het totale slibvolume nu door de historische kwelderwerken en bedijkingen groter dan dit zonder deze werken was geweest en heeft dus extra slibaanvoer plaatsgevonden. Als het tweede effect dominant is geweest hebben deze werken alleen maar geleid tot een andere lokale verdeling van het slibvolume zonder dat dit is toegenomen (en mogelijk zelfs afgenomen).

In de periode tussen 1960 en 2010 bedraagt de opslibbing van de kwelders ca. 1.5 cm/jaar in Friesland en 1.1 cm/jaar in Groningen (WOK, 2010). Dit resulteert in een netto aanslibbing van voornamelijk slibrijk sediment van orde 1 miljoen m<sup>3</sup> per jaar. Cleveringa et al. (2018) berekenen op basis van een meer gedetailleerde analyse 0,4 tot 1,2 miljoen m<sup>3</sup>.

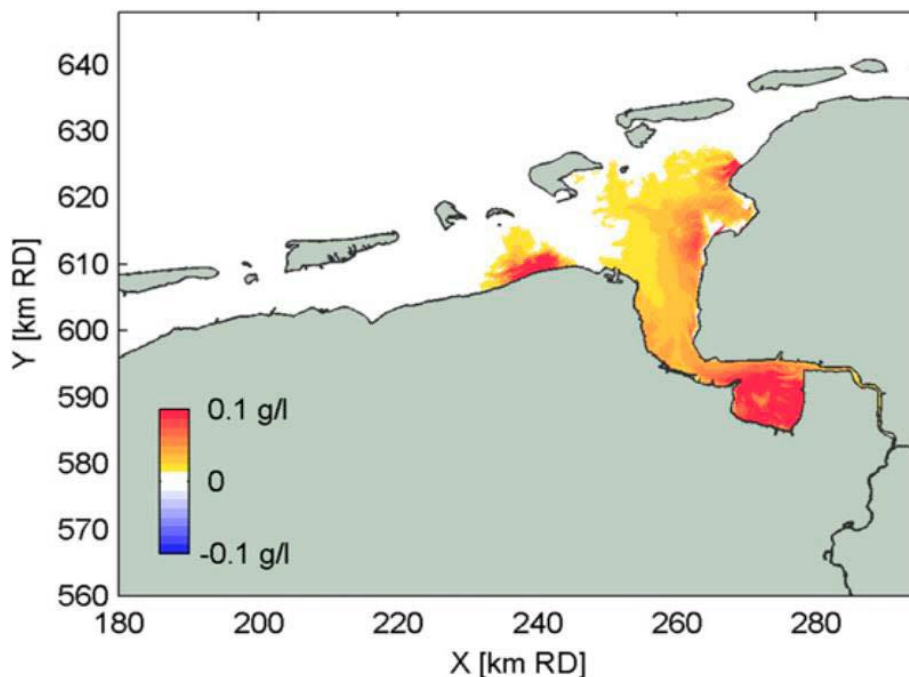
Historische slibonttrekkingen hebben plaatsgevonden in het Waddengebied sinds eind 19<sup>e</sup> eeuw, waarbij slib aan land werd gebracht en zo permanent uit het systeem werd gehaald. Vanaf de 20<sup>e</sup> eeuw is de omvang van deze onttrekkingen toegenomen voor baggerwerkzaamheden rond de aanleg en onderhoud van havenbassins en vaargeulen, met name in de estuaria van de Eems, Weser en Elbe (Oost et al., 2021). Naar schatting is in de afgelopen 100 jaar 370 miljoen m<sup>3</sup> slib aan land gebracht langs de Eems (Van Maren et al., 2016). Sinds 1924 wordt daar structureel 2 miljoen m<sup>3</sup>/jaar onttrokken, wat tussen 1960 en 1993 tijdelijk opgehoogd was naar 3,6 miljoen m<sup>3</sup>/jaar (en sindsdien weer is teruggebracht). Dit is qua omvang vergelijkbaar met de netto sedimentatie in de westelijke Nederlandse Waddenzee en heeft dus een significant effect op de slibbalans. Voor de Weser en de Elbe zijn deze cijfers niet bekend.

Gebaggerd sediment uit de Eems en Elbe (en waarschijnlijk ook uit de Weser) werd gedeeltelijk gebruikt voor landophogingen en ter verbetering van de kwaliteit van landbouwgronden. Tussen 1960 en 1994 werd 5,1 miljoen m<sup>3</sup>/jaar gebaggerd uit de haven en vaarweg bij Emden en aan land gebracht. Sediment werd ook hergebruikt om kwelderwerken op te hogen, zoals in de buurt van de Rysumer Nacken tussen 1949 en 1995. Tegenwoordig is het hergebruik van gebaggerd materiaal op land sterk afgenomen in de Elbe en Weser estuaria, afgezonderd van verontreinigd materiaal dat op land geborgen wordt (Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe 1996; BIOCONSULT and NLWKN 2012: BIOCONSULT, Schuchardt and Scholle GbR 2018). In de beneden-Eemsvier is regelmatig onderhoudsbaggerwerk nodig sinds de laatste grote verdieping in 1994, waarmee 2,5 miljoen m<sup>3</sup> fijn sediment per jaar wordt onttrokken en aan land gebracht (Vroom et al., 2022).

### 2.3.2 Systeemeffecten van slibonttrekkingen

Oost et al. (2021) berekende dat slibonttrekkingen 16% vormen van de totale jaarlijkse slibvraag in de Waddenzee en Eems (ten opzichte van de totale aanvoer gaat het om ongeveer 11%) en deze slibonttrekkingen hebben dus een significant effect op de slibdynamiek. Het onttrekken van slib zorgt voor een verlaging van de slibconcentratie in de waterkolom in het nabijgelegen estuarium, zoals aangetoond met numerieke modellering door Van Maren et al. (2016) (Figuur 2.4). Afhankelijk van de schaal van de onttrekking kan deze ook een grootschaliger effect hebben op benedenstroomse gebieden, aangezien er minder slib beschikbaar is voor natuurlijke sedimentatie in oostelijke delen van de trilaterale Waddenzee. De invloed van grootschalige onttrekkingen kan langzaam doorwerken op een veel langere tijdschaal (tot meerdere decennia), doordat de sedimentvoorraad in de Waddenzee zeer groot is. Over de gevolgen van dergelijke onttrekkingen voor de morfologische en ecologische ontwikkeling van de Waddenzee is op dit moment nog weinig bekend, evenmin als de bijbehorende responstijd.

Op basis van langjarig onderzoek uitgevoerd voor de Kaderrichtlijn Water (zoals beschreven in Van Maren et al. (2016)) is binnen een MIRT verkenning uitgevoerd in 2015 aanbevolen om minimaal 1 miljoen ton droge stof slib te onttrekken (Lenselink et al, 2015) en zo nodig op te schalen naar 3 miljoen ton per jaar in 2050 (MIM, 2015). Dit gebeurt in eerste instantie middels aanleg van extra bezinkplaatsen in de vorm van land-water overgangszones (0,1 miljoen ton/jaar) en middels onttrekking uit het systeem door baggerslib op het land te verwerken (0,9 miljoen ton/jaar).



Figuur 2.4 Invloed van slibonttrekkingen uit havens en vaarwegen op de slibconcentratie in de waterkolom in het Eems estuarium (afkomstig uit Van Maren et al., 2016). Concentratieverschil (in g/l) tussen berekening zonder en met slibonttrekking, d.w.z. een positieve waarde betekent een concentratieverlaging t.g.v. slibonttrekking.

De slibbalans (paragraaf 2.2.3) geeft aan dat het verschil tussen de netto aanvoer van slib en de jaarlijkse sedimentatie (inclusief onttrekkingen) klein is. Bij een toename van onttrekkingen (of sedimentatiesnelheden) zal de beschikbaarheid van slib op langere termijn limiterend worden op de schaal van de trilaterale Waddenzee. Op korte termijn zal dit naar verwachting nog niet te merken zijn, omdat de bruto slibtransporten 1 à 2 ordes van grootte hoger liggen dan de netto transporten.

Onduidelijk is vooralsnog wat de cumulatieve effecten zijn van meerdere slibonttrekkingslocaties, wat het effect is van de verwachte toename in slibsedimentatie vanwege zeespiegelstijging en de combinatie van deze twee factoren. In de Nederlandse Waddenzee zou een (te) grote onttrekking kunnen leiden tot een lokale toename van erosie, een afname van de sedimentatie of tot een grootschalige concentratieverlaging (met bijbehorend effect op grootschalige slibtransporten). Op lange termijn zouden potentiële tekorten benedenstrooms merkbaar kunnen worden, dat wil zeggen in het uiterste noordoosten van de trilaterale Waddenzee, maar in eerste instantie wordt dit tekort (tijdelijk) opgevangen vanuit buffers. Er bestaat nog veel onduidelijkheid over de omvang van deze buffers en op welke tijdschaal ze kunnen worden gemobiliseerd. Daarom is van belang dat slib wordt beschouwd als integraal onderdeel van duurzaam langetermijnsedimentbeheer en dat mogelijke ingrepen waarbij slib wordt onttrokken vooraf worden geëvalueerd op de schaal van de trilaterale Waddenzee. Voor het kwantificeren van lokale en grootschalige effecten van sedimentbeheer zijn langetermijnwaarnemingen van sedimentconcentraties in de waterkolom en slibgehalten in de bodem van groot belang.

### **2.3.3 Aan land brengen van slib binnen ED2050**

In het ED2050-deelprogramma Nuttig Toepassen Slib wordt gezocht naar kostenefficiënte oplossingen die de regionale economie versterken, waaronder slibonttrekkingen en het aan land brengen van slib (Haarman, 2020). In pilotprojecten zijn verschillende toepassingen verkend, waaronder het toepassen van Waddenslib als zandgrondverbetering (Vries & Smeulders, 2020), het rijpen van klei voor dijkversterkingen (Van Loon & Schelfhout, 2020), het persen van bouwelementen (Besseling & Volbeda, 2019) en het ophogen van landbouwgronden (De Vries, 2019). Voor deze pilotprojecten wordt door de betrokken partijen en verschillende overheden ook gewerkt aan opschalingsscenario's om te komen tot nuttige toepassingen voor minstens een miljoen ton slib per jaar uit de Eems-Dollard. Hierbij spelen ook diverse technische, juridische, financiële en maatschappelijke vraagstukken. Volgens Haarman (2020) is in de afgelopen jaren met pilots en de eerste aanzetten tot opschaling daarvan een breder draagvlak ontstaan voor slibtoepassingen, bij zowel publieke als private partijen. Ook groeit het besef groeit dat slib een rol kan spelen bij andere opgaven, zoals bodemdaling, zeespiegelstijging en nationaal beleid richting een volledig circulair grondstoffengebruik in 2050.

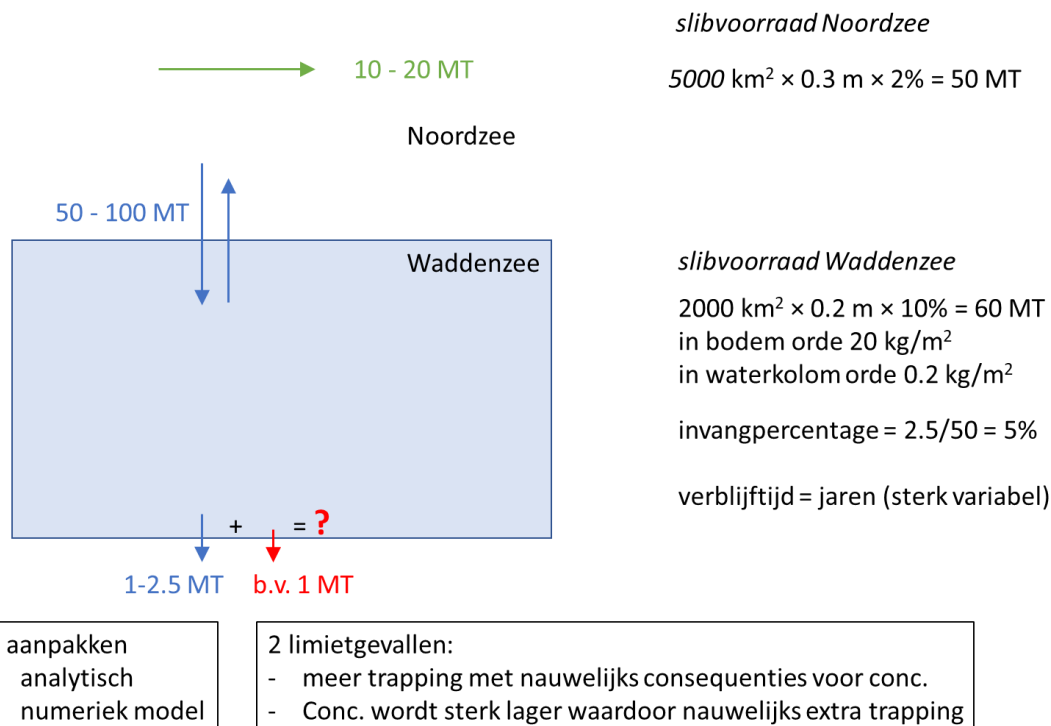
## 3 Invloed slibonttrekking op slibconcentratie en bodemsamenstelling

Dit hoofdstuk beoogt de invloed van slibonttrekkingen op de slibdynamiek van de Waddenzee in kaart te brengen. Eerst wordt in paragraaf 3.1 de slibbalans van de Nederlandse Waddenzee besproken. In paragraaf 3.2 wordt vervolgens met een analytische aanpak een eerste ruwe inschatting gegeven van de gevolgen van een slibonttrekking op de slibconcentratie. Dit wordt in paragraaf 3.3 verder uitgewerkt met behulp van bestaande en nieuwe modelberekeningen met het numerieke 3D-slibtransportmodel van de Nederlandse Waddenzee. De bevindingen uit de verschillende methodes worden bij elkaar gebracht en besproken in hoofdstuk 5.

### 3.1 Slibbalans

Figuur 3.1 toont de globale en geschematiseerde slibbalans van de (Nederlandse) Waddenzee. De hierin genoemde getallen zijn niet nieuw, maar afkomstig van eerdere metingen en modelstudies zoals besproken in de literatuurstudie. Hierbij passen de volgende opmerkingen:

- De bruto eb- en vloedfluxen zijn een tot twee ordes groter dan de netto flux, dus de aanvoer van slib is niet snel gelimiteerd door de transportcapaciteit;
- De fluxen zijn sterk variabel in de tijd en afhankelijk van getij, wind en golven, zoutgradiënten, seizoensdynamiek, etc.
- Op lange tijdschaal zijn slibfluxen, bronnen en putten met elkaar in evenwicht vanwege massabehoud. Op korte tijdschaal hoeft dit niet zo te zijn vanwege tijdelijke opslag in de bodem of concentratievariaties in de waterkolom. Een slibtekort kan zich dus mogelijk pas na verloop van tijd manifesteren wanneer lokale buffers zijn uitgeput.
- Bronnen en putten van slib hebben invloed op het netto transport. Extra sedimentatie of onttrekking kan in principe worden opgevangen door een vergroting van de netto aanvoer, b.v. door een sterkere vloeddominantie van het transport: ebconcentraties nemen t.g.v. sedimentatie sterker af dan vloedconcentraties.
- Een kleine verandering van het verloop van de slibconcentratie over het getij kan leiden tot een grote verandering in het resttransport
- Niettemin kunnen grote veranderingen optreden bij sterke onttrekkingen. Als gedachtenexperiment wordt besproken wat er gebeurt indien al het slib dat de Waddenzee bij vloed binnenstroomt wordt afgevangen. De concentratie bij eb zakt dan tot nul en hierdoor neemt de beschikbaarheid van slib in de kustzone af. De slibconcentratie in het bij vloed aangevoerde water neemt daardoor ook af en daarmee de bruto aanvoer.
- Dit bepaalt de absolute bovengrens voor slibonttrekking; de realistische bovengrens is in de praktijk een stuk lager omdat hiervoor een vereiste is dat de bruto aanvoer van slib (en daarmee de concentratie en beschikbaarheid van slib in de Waddenzee) slechts beperkt afneemt, tenzij de huidige beschikbaarheid als ongewenst groot wordt beschouwd. Of en zo ja in welke mate onttrekking acceptabel is, hangt sterk af van de afweging van positieve en negatieve effecten. Dit wordt in Hoofdstuk 5 besproken.
- In het huidige hoofdstuk wordt de invloed van slibonttrekking op de slibconcentratie en bodemsamenstelling gekwantificeerd d.m.v. een eenvoudig en sterk geschematiseerd analytisch model (paragraaf 3.2) en berekeningen met een numeriek model voor slibtransport (paragraaf 3.3).



*Figuur 3.1 Geschematiseerde slibbalans Waddenzee met orde-groottes voor bruto en netto slibfluxen en voorraden (slibbuffers) in de bodem. In groen de nettokustlangse flux in de Noordzee, in blauw de bruto uitwisselingsflux tussen de Noordzee en Waddenzee alsmede de netto depositieflux in de Waddenzee en in rood de extra term t.g.v. een beoogde slibonttrekking.*

### 3.2 Analytisch spoor

De slibconcentratie in de Waddenzee wordt beïnvloed door de volgende termen:

- Aanvoer vanaf zee bij vloed en aanvoer van land
- Afvoer naar zee bij eb
- Sedimentatie in de Waddenzee
- Resuspensie in de Waddenzee
- Eventuele onttrekkingen

Opmerkelijk is dat hoewel de slibconcentratie in de Waddenzee hoger is dan in de Noordzee en de uitwisseling tussen beide systemen groot is, er toch netto slibtransport optreedt van de Noordzee naar de Waddenzee, d.w.z. tegen de concentratiegradiënt in. Dit is mogelijk door diverse transportmechanismen die elders worden besproken (paragraaf 2.2.2). Het is niet mogelijk om deze in een eenvoudige analytische aanpak allemaal te beschouwen, daarvoor is het numerieke model bedoeld. Maar dit betekent ook dat dat in de eenvoudige analytische balans de uitwisseling niet met een diffusie-term kan worden benaderd (tenzij een negatieve diffusiecoëfficiënt zou worden gebruikt).

In plaats daarvan wordt gesteld dat de netto uitwisseling van slib schaalt met het concentratieverschil tussen de Noordzee en Waddenzee t.o.v. het concentratieverschil waarbij import en export precies aan elkaar gelijk zijn (oftewel het verschil in de evenwichtsconcentraties). Dan moet er ook sprake zijn van evenwicht tussen sedimentatie en resuspensie (waarbij de kleine term voor aanvoer vanaf land wordt verwaarloosd). In formulevorm wordt de uitdrukking voor de uitwisseling dan:

Aanvoer Noordzee – Afvoer Noordzee - Onttrekking = Sedimentatie – Resuspensie:

$$V_{\text{getij}}\{(C_{\text{sea}} - C_{\text{wad}}) - (C_{\text{sea,eq}} - C_{\text{wad,eq}})\} - F_o \quad (\text{vergl. 1})$$

$$= w_s C_{\text{wad}} AT - M \tau_e AT$$

Met: A het areaal van de Waddenzee,  $V_{\text{getij}}$  het getijvolume, C de slibconcentratie, T de getijperiode,  $w_s$  de valsnelheid van slib, M de erosieconstante en  $\tau_e$  de getij- en gebiedsgemiddelde exces- bodemschuifspanning.  $F_o$  is de onttrekkingsflux in de Waddenzee is plus een mogelijke extra onttrekking. In de huidige situatie bedraagt  $F_o$  ca. 1 – 2.5 MT. Indien aan- en afvoer precies met elkaar in evenwicht zijn geldt  $C_{\text{wad}} = C_{\text{wad,eq}}$  en  $F_o = 0$ . Er geldt daarom  $C_{\text{wad,eq}} = M \tau_e / w_s$ .

Vergelijking (1) kan daarmee worden herschreven tot:

$$(C_{\text{wad,eq}} - C_{\text{wad}}) = \frac{F_o}{w_s AT + V_{\text{getij}}} \quad (\text{vergl. 2})$$

Hierbij is de aanname dat de Noordzee en Waddenzee ideaal gemengd zijn, d.w.z. dat bij vloed het water (met slib) vanuit de Noordzee volledig doormengt met het water in de Waddenzee en dat bij eb het water vanuit de Waddenzee volledig doormengt met het water uit de Noordzee. In werkelijkheid wordt het getijvolume slechts gedeeltelijk doorgemengd, hetgeen de uitwisseling beperkt en de invloed van een onttrekking op de slibconcentratieverandering vergroot.

Vergelijking (2) lijkt sterk op de uitdrukking voor de concentratieverlaging t.g.v. een slibonttrekking zoals afgeleid door Van Maren et al. (2016). In de noemer van het rechterlid wordt het uitwisselingsvolume hierin niet gegeven door het getijvolume  $V_{\text{getij}}$  maar door een uitwisselingsvolume  $DAT/L$  met D een diffusiecoëfficiënt, A een doorstroomoppervlak, T de getijperiode en L de lengte van het getijbekken. Hiernaast ontbreekt de term  $w_s AT$  in de noemer doordat de analyse van Van Maren et al. (2016) uitgaan van evenwicht en nalevering vanuit de bodem op de korte termijn niet beschouwt.

Volgens vergl. 2 is de afname van de slibconcentratie in de Waddenzee t.g.v. slibonttrekking evenredig is met de grootte van de slibonttrekking. De verhouding tussen beide wordt gegeven door  $1/(w_s AT + V_{\text{getij}})$  met  $V_{\text{getij}} = 3 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  en  $w_s AT = 10^{10} \text{ m}^3$  (bij benadering). Zie Tabel 3.1 voor de effecten op de slibconcentratie, zowel op de schaal van de Waddenzee als op de schaal van een kombergingsgebied, waarbij het Marsdiep en Borndiep als voorbeeld zijn genomen. Voor beide bekkens geldt respectievelijk  $V_{\text{getij}} = 1 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  en  $5 \cdot 10^8 \text{ m}^3$  en  $A = 7 \cdot 10^8 \text{ m}^2$  en  $7 \cdot 10^8 \text{ m}^2$ . Op korte termijn wordt de concentratieverandering beperkt door de term  $w_s AT$  in de noemer, dit komt door nalevering uit de slibbuffer in de bodem van de Waddenzee. Op lange termijn stelt zich een nieuw evenwicht in qua bodemsamenstelling, levert de slibbuffer niet meer na en moet de onttrekking volledig worden gecompenseerd door extra import. Hierdoor is het langetermijneffect op de slibconcentratie groter dan het effect op de korte termijn.

Hierbij wordt opgemerkt dat het bovenstaande geldt voor een morfostatische analyse, want als ook rekening wordt gehouden met morfologische veranderingen kan voortschrijdende erosie voor een continue nalevering van slib vanuit de bodem zorgen. In dat geval is het concentratie-effect van de slibonttrekking kleiner maar in plaats hiervan treedt dan een morfologisch effect van erosie op. Ook hiervoor kan uiteindelijk evenwicht optreden, waarbij erosie van platen door b.v. een grotere erosiebestendigheid van diepere lagen stopt, maar de tijdschaal voor aanpassing van de bodemhoogte is vermoedelijk groter dan voor aanpassing van de bodemsamenstelling. De discussie in welke mate onttrekking via lokale

concentratieverlaging leidt tot extra aanvoer uit de wijde omgeving (met beperkt effect op de lokale erosie) of in welke mate tot extra erosie in de directe omgeving (met beperkt effect op de concentratie) is fundamenteel, maar de sterk vereenvoudigde analytische aanpak is hiervoor als onderbouwing niet geschikt.

Op basis van Tabel 3.1 wordt geconcludeerd dat een onttrekking tot 1 MT/jaar een nauwelijks waarneembaar effect heeft op de concentratie, maar een onttrekking van 10 MT/jaar heeft dit zeker wel. Dit is afhankelijk van de grootte van het kombergingsgebied, een slibonttrekking van 1 MT/jaar in het kombergingsgebied Borndiep heeft op lange termijn een concentratieverlaging van ca. 3 mg/l tot gevolg, hetgeen ca. 5% is van de achtergrondconcentratie. Op kombergingsniveau zijn de berekende concentratieveranderingen consistent met een eerdere analyse voor de Eems-Dollard (Van Maren et al., 2016), waarbij een wat andere aanpak is gevolgd (d.w.z. op basis van een diffusieve transportterm en zonder het kortetermijneffect van lokale nalevering vanuit de bodem).

Hierbij wordt nog opgemerkt dat voor kleine onttrekkingen de invloed op de slibconcentratie in de Noordzee verwaarloosbaar is, maar grote onttrekkingen is dit mogelijk niet zo in de zone grenzend aan de Waddenzee. Bij de in Tabel 3.1. genoemde concentratieverlaging t.o.v. de Noordzeeconcentratie moet een concentratieverlaging in de Noordzee nog worden opgeteld. Hierover doet het hier gepresenteerde sterk vereenvoudigde analytische balansmodel echter geen uitspraak. Ook wordt de berekende concentratieverlaging groter indien in plaats van het volledige getijvolume een gereduceerd getijvolume wordt gebruikt dat rekening houdt met onvolledige menging. De getallen in moeten daarom als ondergrens worden beschouwd.

*Tabel 3.1 Ondergrens voor concentratieverlaging als functie van slibonttrekking. Korte termijn: inclusief nalevering door slibbuffer in de bodem. Lange termijn: volledig gecompenseerd door extra import. Exclusief mogelijke concentratieverlaging in de Noordzee. Gebaseerd op volledige menging, effecten worden groter bij gereduceerde menging.*

Slibonttrekking (MT/jaar)	$\Delta C$ Waddenzee (mg/l)		$\Delta C$ Marsdiep (mg/l)		$\Delta C$ Borndiep (mg/l)	
	Korte termijn	Lange termijn	Korte termijn	Lange termijn	Korte termijn	Lange termijn
<b>0.1</b>	0	0	0	0.1	0.1	0.3
<b>1</b>	0.1	0.5	0.3	1.4	0.7	2.9
<b>10</b>	1	5	3	14	7	29

Om te bepalen onder welke omstandigheden een lokale slibonttrekking invloed heeft op de slibconcentratie (en dus wanneer de aanvoer van slib een beperkende factor wordt), wordt ter illustratie ook nog een analytische uitdrukking voor dispersief transport beschouwd naar een cirkelvormige put met straal  $r_0$  in een oneindig groot waterlichaam met diepte  $h$ , dispersiecoëfficiënt  $D$  en slibconcentratie  $C$  en valsnelheid  $w_s$ . Hierbij representeert de dispersiecoëfficiënt menging, waarbij de waarde van  $D$  afhangt van relevante mengingsprocessen. De put kan een echte slibput zijn of symbool staan voor een andere luwtezone waarin slib wordt vastgelegd. In de put treedt alleen sedimentatie op en geen resuspensie, daarbuiten is de bodemschuifspanning voldoende groot zodat geen (netto) sedimentatie optreedt. De uitdrukking voor de stationaire slibflux naar de put is volgens de wet van Fick:

$$F_0 = 2\pi r h D \frac{dC}{dr} = \text{constant}$$

Indien wordt aangenomen dat de horizontale slibflux resulteert in depositie (Depositie =  $w_s C$ ) dan kan  $F_0$  ook uitgerend worden via de verticale depositieflux in de put

$$F_0 = \pi r_0^2 w_s C_0$$

met  $C_0$  de slibconcentratie boven de put. Voor kleine putten is het aannemelijk dat  $C_0$  uniform is, maar voor grote putten treden ook concentratiegradiënten boven de put op. De analytische uitdrukkingen worden daarmee een stuk ingewikkelder en dit is de huidige schematische analyse secundair.

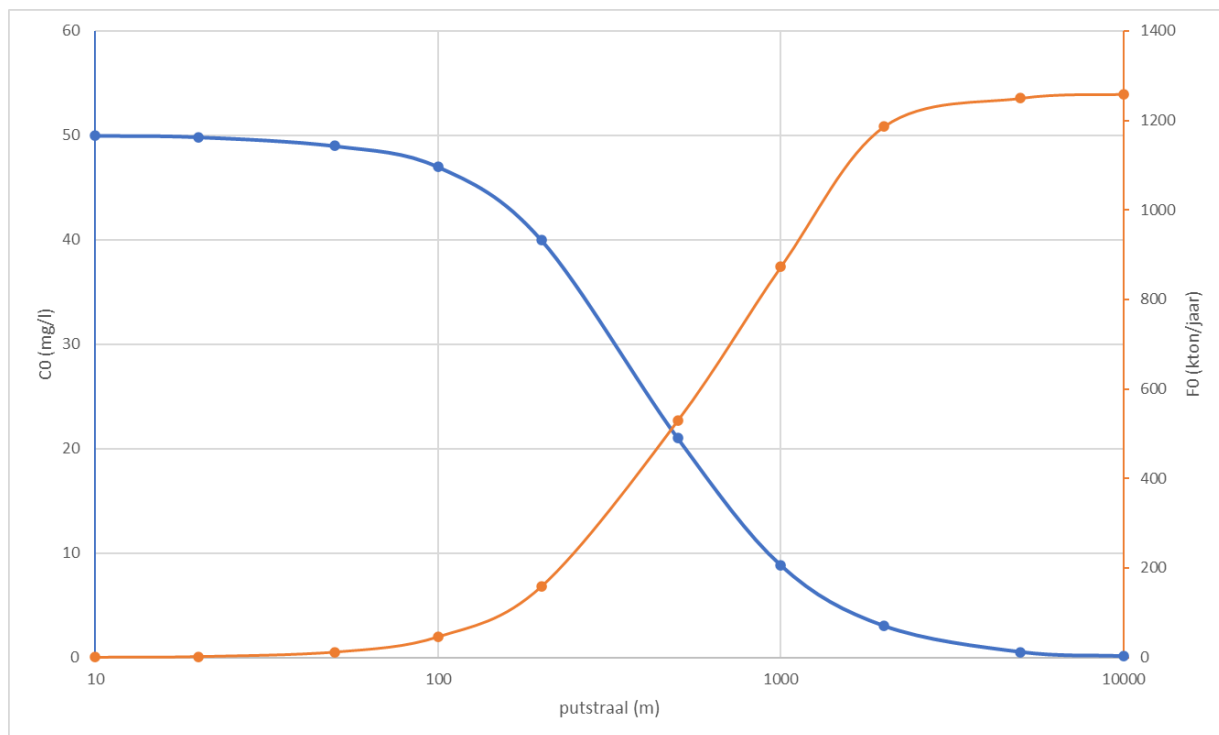
Door een combinatie en integratie van bovenstaande vergelijkingen wordt  $C_0$  gegeven door:

$$C_0 = \frac{C_r}{1 + (w_s r_0^2 / (2hD)) \ln(r/r_0)} \quad (\text{vergl. 3})$$

Met  $C_r$  de concentratie op afstand  $r$  van de put. Figuur 3.2 geeft  $C_0$  en  $F_0$  met voor de Waddenzee redelijk geachte waarden voor  $w_s$ ,  $h$ ,  $D$  en  $C$ . Hieruit blijkt dat tot een putstraal van ca. 100 m en een resulterende sedimentatieflux van ca. 100 kton/jaar de lokale slibconcentratie nauwelijks wordt beïnvloed:  $C_0 \approx C_r$ . In dit geval is de lokale invangsnelheid de dominante factor en is het vergroten van de put een effectieve manier om de invang te vergroten. Voor een putstraal groter dan ca. 100 m gaat dit niet langer op en wordt slibtransport naar de put steeds meer de beperkende factor. Door sedimentatie in de put wordt de lokale slibconcentratie sterk verlaagd en is er een limiet voor de maximale hoeveelheid slib die kan worden onttrokken. Voor een putstraal groter dan 1000 m leidt een verdere vergroting van de put voornamelijk tot een lagere slibconcentratie en nauwelijks tot meer sedimentatie. In dit voorbeeld kan maximaal ca. 1,25 Mton/jaar worden onttrokken.

Merk op dat het berekende effect volgens vergelijking 3 een stuk groter is dan volgens vergelijking 2 door de veel sterkere (advectieve) getijuitwisseling in vergelijking 2 zodat transportbeperking pas optreedt voor grotere onttrekkingen. Met een numeriek 3D model waarmee transporten veel realistischer worden berekend kan dit effect veel nauwkeuriger worden berekend, zie paragraaf 3.3. De functie van deze sterk versimpelde analytische modellen is om het probleem te schetsen en snel gevoeligheden in kaart te brengen.





Figuur 3.2 Concentratie  $C_0$  en sedimentatiesnelheid in diepe put  $F_0$  als functie van putstraal  $r_0$ .  $w_s = 1$  mm/s;  $h = 5$  m;  $D = 250$  m<sup>2</sup>/s en  $C_{100km} = 50$  mg/l.

### 3.3 Numeriek spoor: 3D slibtransportmodel

Slibonttrekkingen kunnen worden onderscheiden in maatregelen met invloed op de accommodatieruimte (terugkoppeling via aanpassing van hydrodynamica) en maatregelen zonder effect op de accommodatieruimte. Voor die eerste categorie wordt gebruik gemaakt van bestaand werk. In het kader van KRW slib de invloed van grootschalige ingrepen waarbij slib wordt ingevangen langs de randen van de Waddenzee met modelscenario's onderzocht (Smits et al., 2020). Deze scenario's worden hier nader bestudeerd, waarin meer aandacht wordt gegeven aan de analyse van de effecten die deze ingrepen hebben op het systeem (de slibdynamiek van de Waddenzee). Daarnaast worden hier aanvullende modelscenario's gepresenteerd die zijn opgezet om de invloed van grootschalige onttrekkingen zonder invloed op de hydrodynamica te bestuderen.

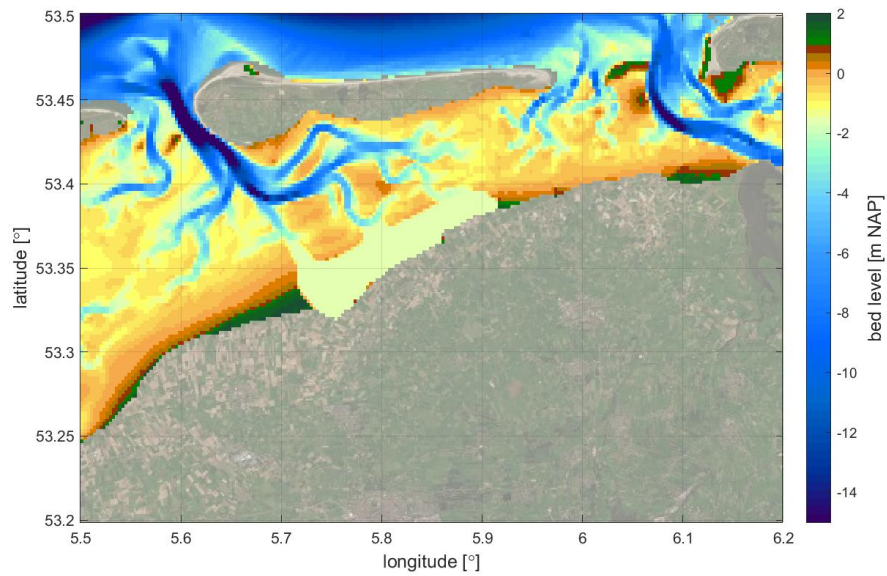
#### 3.3.1 Aanpak

De drie modelscenario's uit KRW slib (Smits et al., 2020) zijn:

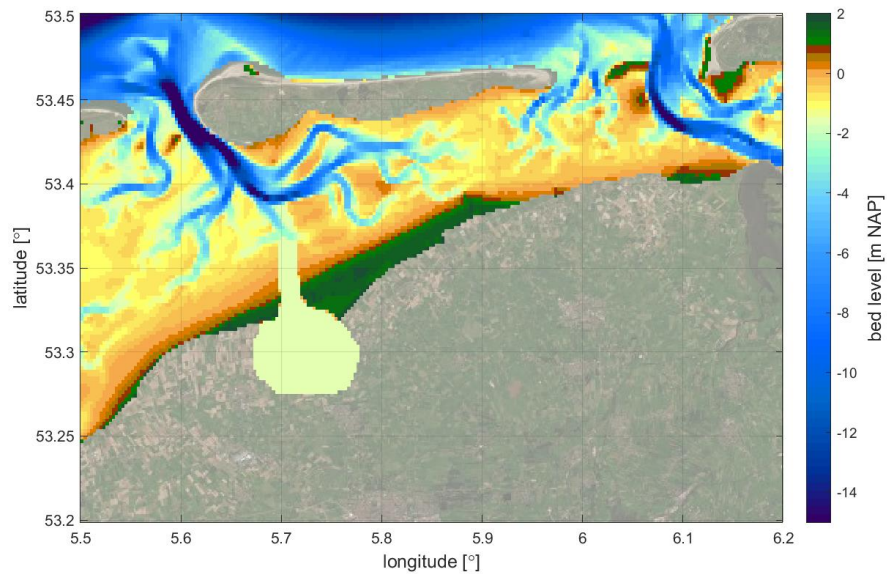
1. Het afgraven van kweldergebied Noord-Friesland Buitendijks tussen Zwarte Haan en Holwerd tot 0,5 m onder gemiddeld laagwater;
2. Het verbinden van binnendijks gebied nabij Zwarte Haan met de Waddenzee, via een toegangseul die aansluit op de bestaande getijdegeul. Het binnendijkse gebied wordt afgegraven tot 0,5 m onder gemiddeld laagwater;
3. Het verbinden van binnendijks gebied ten zuiden van Harlingen met de Waddenzee, via een toegangseul die aansluit op de bestaande getijdegeul. Het binnendijkse gebied wordt afgegraven tot 0,5 m onder gemiddeld laagwater.

De modelopzet van deze scenario's is in meer detail beschreven door Smits et al. (2020). De drie scenario's hebben vergelijkbare omvang van het slibsedimentatiegebied, waarbij verwacht werd dat deze de slibhuishouding in de Waddenzee significant beïnvloedt. Echter verhouden de maatregelen zich verschillend tot het kombergingsvolume van het bekken waarin ze gelegen zijn. Het getijprisma van het Marsdiep is namelijk ongeveer 2,3 keer zo

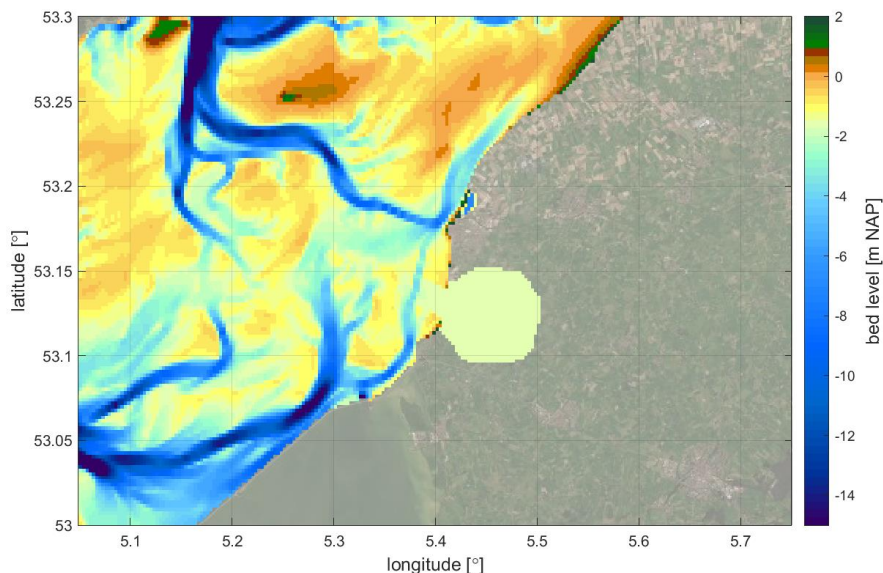
groot als dat van het Borndiep (Duran-Matute, 2014). Verder worden morfologische veranderingen in het model niet berekend, waardoor de berekende slibsedimentatie enkel representatief is op korte termijn (naar schatting ongeveer een jaar).



*Figuur 3.3 Bodemligging voor KRW slib modelscenario 1: afgraving kwelders en wadplaat bij Noord-Friesland Buitendijks, inclusief drie verbindingseulen met de aanwezige getijgeulen.*



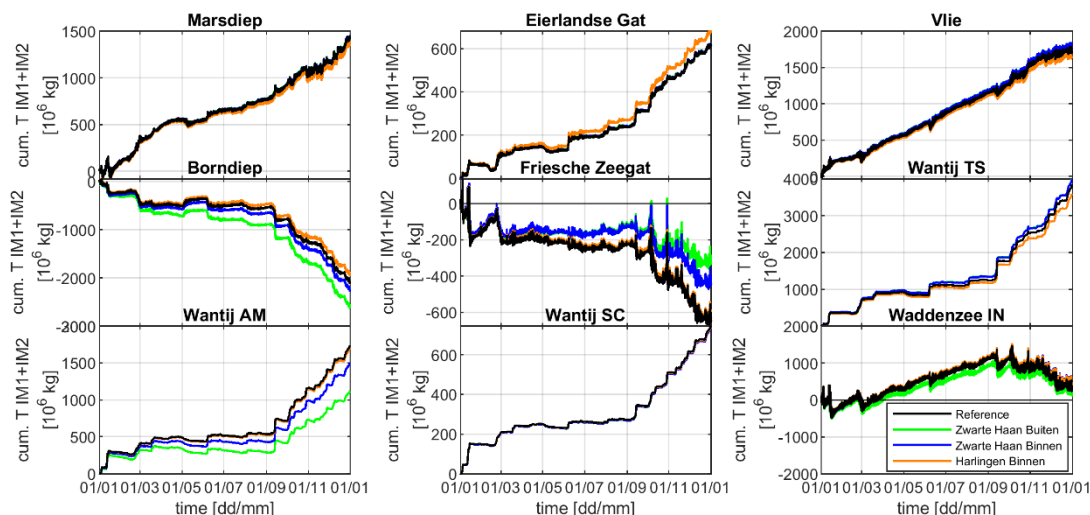
*Figuur 3.4 Bodemligging voor KRW slib modelscenario 2: afgraving binnendijks gebied bij Zwarte Haan inclusief verbindingsegul naar de aanwezige getijgeul.*



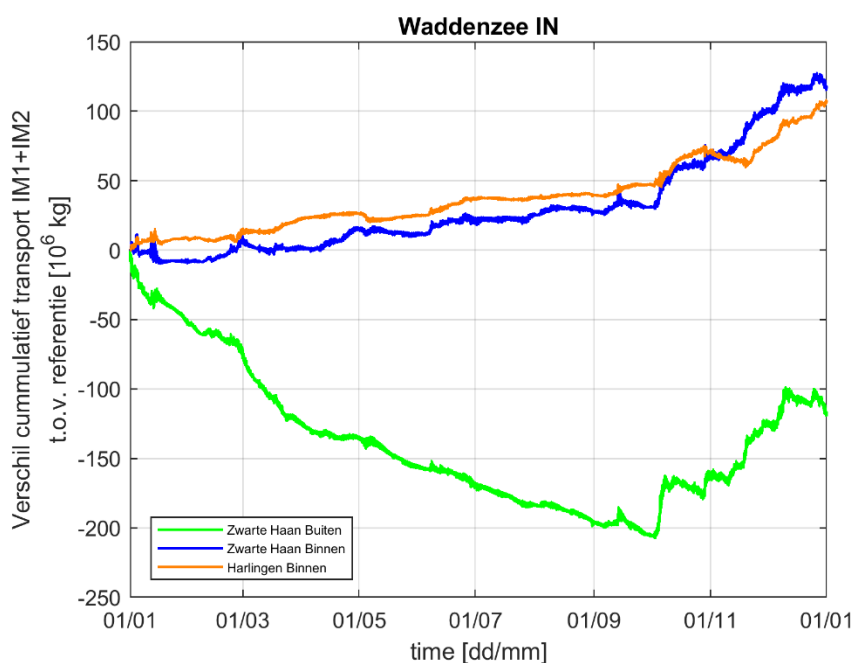
*Figuur 3.5 Bodemligging voor KRW slib modelscenario 3: afgraving binnendijs gebied bij Harlingen inclusief verbindingsgeul naar de aanwezige getijgeul.*

De modelscenario's uit KRW slib zijn deels al geanalyseerd door Smits et al. (2020), waarbij het directe effect op de waterbeweging en op de slibdynamiek is bekeken. De effectieve slibonttrekking was voor alle drie de scenario's vergelijkbaar (orde grootte 800 miljoen kg per jaar). Het jaargemiddelde SPM in de Waddenzee nam voor alle drie de scenario's af met vergelijkbare waarden (maximale afnames liepen op tot tientallen mg/L jaargemiddeld). Ook bleek dat de slibvangen over een redelijk groot gebied een effect teweeg brachten en dat de effecten dus niet beperkt bleven tot het eigen kombergingsgebied. Dit kwam ook naar voren uit de residuele transporten over de wantijen en door de zeegaten (Figuur 3.6). De binnendijkse scenario's leidden tot een toename van de totale netto slibimport in de Waddenzee en het buitendijkse scenario tot een afname (Figuur 3.7). Opvallende punten per scenario:

1. In de afgegraven kwelder bij Noord-Friesland Buitendijks sedimenteerde binnen één jaar 820 miljoen kilo slib in de slibvang. Dit leidde tot toename van slibexport door het Borndiep (vanwege toegenomen kombergingsvolume), toegenomen slibimport door het Friesche Zeegat (gevolg van voorgaande), toegenomen transport over het wantij van Terschelling (in lijn met verwachting; aanzuigende werking) en afgenomen transport over het wantij van Ameland (in lijn met verwachting; afgenomen slibaanbod). In totaal zorgde dit voor een afname van de slibimport in de Waddenzee (wat overigens een inspeleffect van het model bleek te zijn).
2. In de binnendijkse slibvang bij Zwarte Haan sedimenteerde 780 miljoen kg slib, wat leidde tot vergelijkbare effecten op de transporten door zeegaten en over wantijen als de buitendijkse slibvang (kwalitatief dezelfde effecten op Borndiep, Friesche Zeegat en wantijen Terschelling en Ameland), maar in totaal nam de slibimport in de Waddenzee voor dit scenario wel toe.
3. In de binnendijkse slibvang bij Harlingen sedimenteerde 840 miljoen kg slib, wat zorgde voor verminderde import in het Marsdiep en het Vlie en een toename van import in het Eierlandse gat (beide niet goed begrepen), afname van transport over het wantij bij Terschelling en verminderde export door het Borndiep (beide in lijn met de verwachting van een extra slibvang in de Westelijke Waddenzee). In totaal leidde dit tot een toename van slibimport in de Waddenzee.



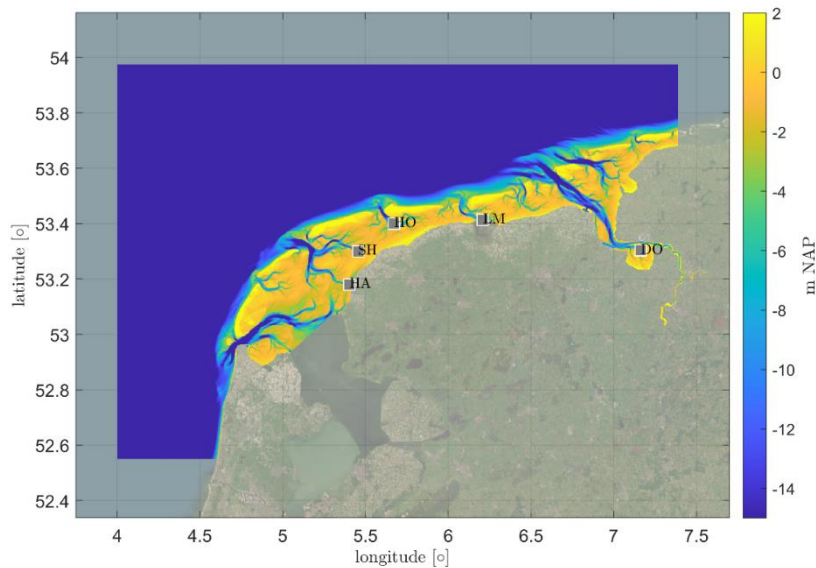
Figuur 3.6 Residuele slijbtransporten voor modelscenario's uit KRW slijb bij verschillende zeegaten en wantijen (zie subtitels), afkomstig uit Smits et al. (2020).



Figuur 3.7 Verschil in cumulatief slijbimport in de Waddenzee voor de drie modelscenario's uit KRW slijb t.o.v. de referentiesimulatie, afkomstig uit Smits et al. (2020).

Hetzelfde slijbtransportmodel is ingezet om de invloed te onderzoeken van meerdere grootschalige onttrekkingen te onderzoeken (zonder de hydrodynamica te beïnvloeden). Om dit te realiseren zijn vijf onttrekkingen toegevoegd in het model. Deze zijn aangebracht in de vaargeulen nabij de locaties Zwarte Haan, Lauwersmeer, Holwerd, Harlingen en in de Dollard. De exacte locaties zijn weergegeven in Figuur 3.8. Op de aangegeven locaties wordt sediment onttrokken uit de waterkolom, zonder daarbij water uit het model te onttrekken of de overige scalaire eigenschappen te beïnvloeden. De onttrekkingen zijn geïmplementeerd met een gekoppelde in- en uitlaat. Het debiet per onttrekking is  $320 \text{ m}^3/\text{s}$ , hiermee wordt ongeveer  $\sim 1$  miljoen  $\text{m}^3$  slijb per jaar uit het model getrokken. De werkelijke onttrokken slijbvolumes zijn afhankelijk van de effectiviteit van de onttrekking, bepaald door de lokale slijbconcentraties en mate van doorspoeling. De effectiviteit kan worden verhoogd door de

locatie van de retourstroom elders in het model te plaatsen, echter, genereert dit onrealistische stromingen en daarmee transportprocessen. Daarom is er voor gekozen om de in- en uitlaat op de zelfde locaties in het modeldomein te plaatsen.



*Figuur 3.8* Locatie van de onttrekkingspunten: Harlingen (HA), Zwarte Haan (SH), Holwerd (HO), Lauwersmeer (LM), Dollard (DO).

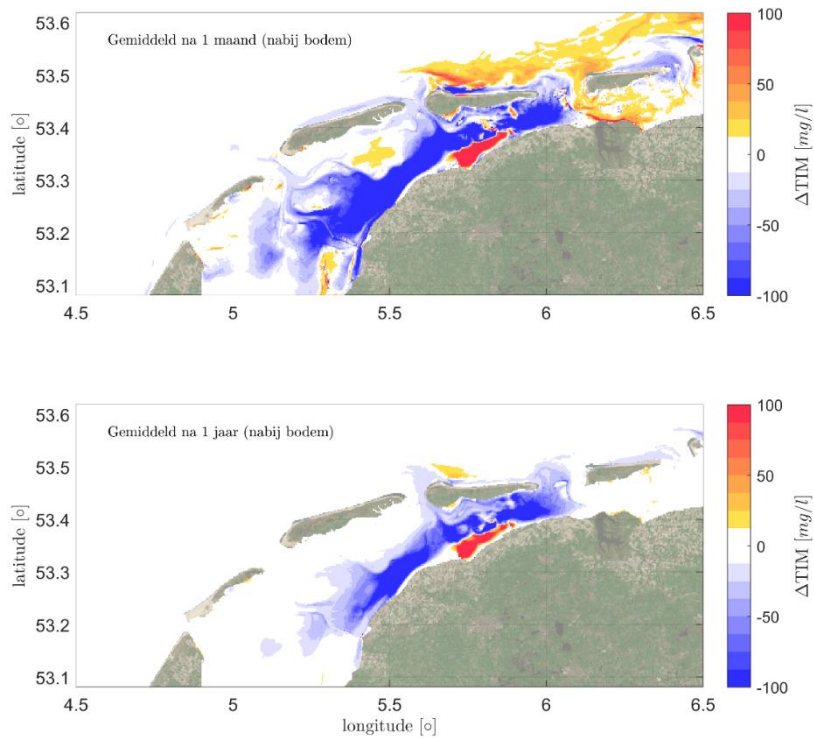
Deze modelscenario's worden hier nader geanalyseerd vanuit een andere vraagstelling, namelijk wat het systeemeffect is van een dergelijke slibvang. Als aanvulling op de analyses uit KRW slib wordt onderzocht:

- Sedimentconcentratie in de waterkolom:
  - o Hoe verandert de sedimentconcentratie op korte (ongeveer een springtij-doodtij cyclus) en lange termijn (enkele jaren tot een decennium)?
  - o Hoe groot is de ruimtelijke invloed van de slibvang (op verschillende tijdschalen)?
- Bodemslib:
  - o Hoe groot is de aanslibbing in de slibvang in een jaar (oftewel hoe groot is de effectieve onttrekking)?
  - o Wat is het effect van de slibvang op het bodemslibgehalte in de Waddenzee? Hoe groot is de ruimtelijke invloed (op verschillende tijdschalen)?
- Slibbalans: wat is de invloed van de slibvangen op de slibbalans op schaal van de Waddenzee? Hoe verandert bijvoorbeeld de slibimport de Waddenzee in en de oostwaartse slibflux naar Duitsland?

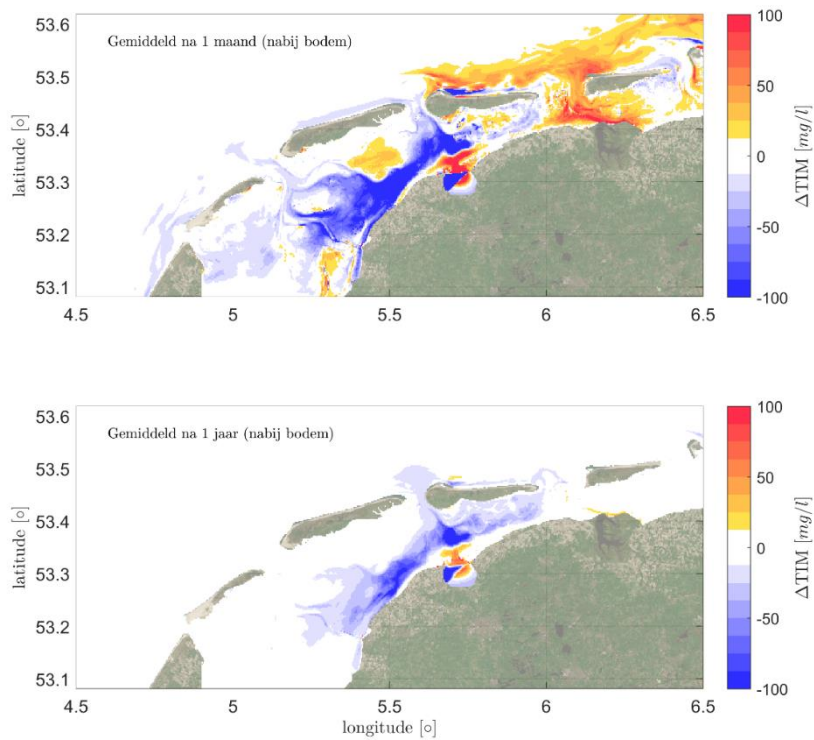
### 3.3.2 Slibconcentraties

Om de impact op de slibconcentraties voor de verschillende scenario's te visualiseren is het verschil in de gemiddelde (nabij bodem) sedimentconcentratie t.o.v. de referentie weergegeven na één maand en één jaar, zie Figuur 3.9 tot en met Figuur 3.11. De drie scenario's waarbij de hydrodynamica wordt beïnvloed vertonen initieel een toename (tot circa +100 mg/l) in de sedimentconcentraties in het oostelijk deel van de Waddenzee. Dat de toename in de sedimentconcentraties alleen een initieel effect is komt ook naar voren in de maand gemiddelde concentraties. Een afname in de sedimentconcentraties (> -100 mg/l) is zichtbaar in het westelijk deel van de Waddenzee en met name nabij de slibvangen. De afnames in de sedimentconcentraties zijn het gevolg van de slibvangen. Deze zorgen voor een afname van

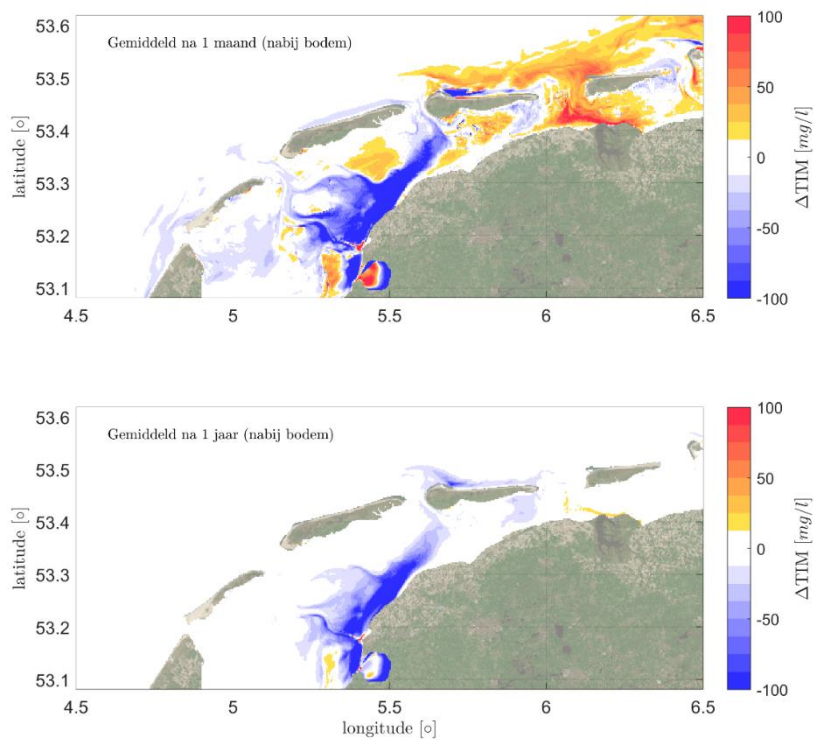
het sedimentaanbod. De jaargemiddelde waarden laten een consistent beeld zien met afgenomen sedimentconcentraties rondom de slibvangen. Modelscenario Zwarte Haan Buiten heeft de grootste invloed op de sedimentconcentraties (niet de grootste slibonttrekking). Voor het scenario Harlingen Binnen zijn de slibconcentraties voornamelijk afgenomen noordoostelijk van de binnendijkse slibvang.



*Figuur 3.9 Vershil in de gemiddelde nabij bodem sedimentconcentraties tussen modelscenario Zwarte Haan Buiten t.o.v. het referentiescenario.*



*Figuur 3.10 Verschil in de gemiddelde nabij bodem sedimentconcentraties tussen modelscenario Zwarte Haan Binnen t.o.v. het referentiescenario.*

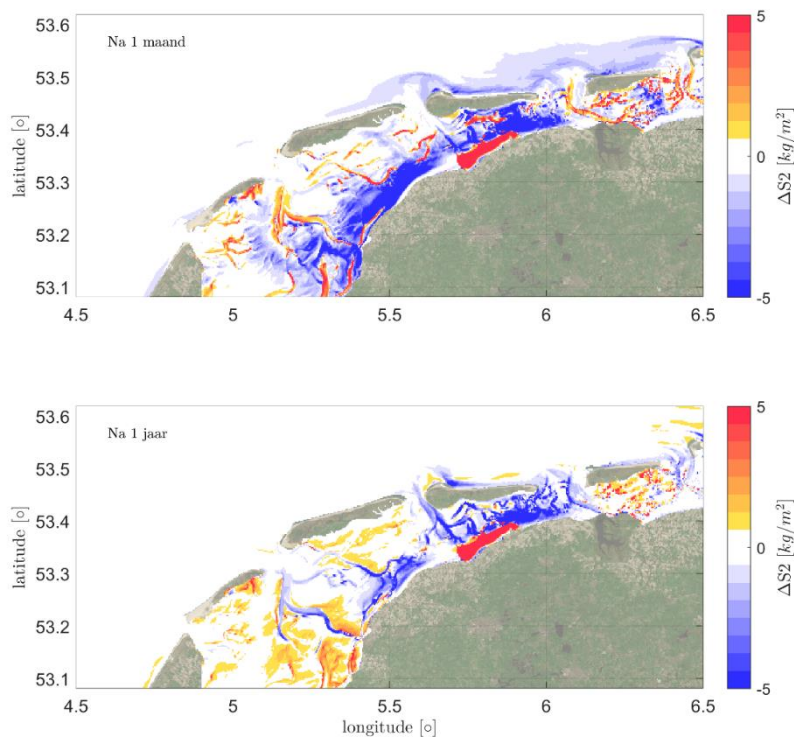


*Figuur 3.11 Verschil in de gemiddelde nabij bodem sedimentconcentraties tussen modelscenario Harlingen Binnen t.o.v. het referentiescenario.*

### 3.3.3 Verandering bodem slibmassa

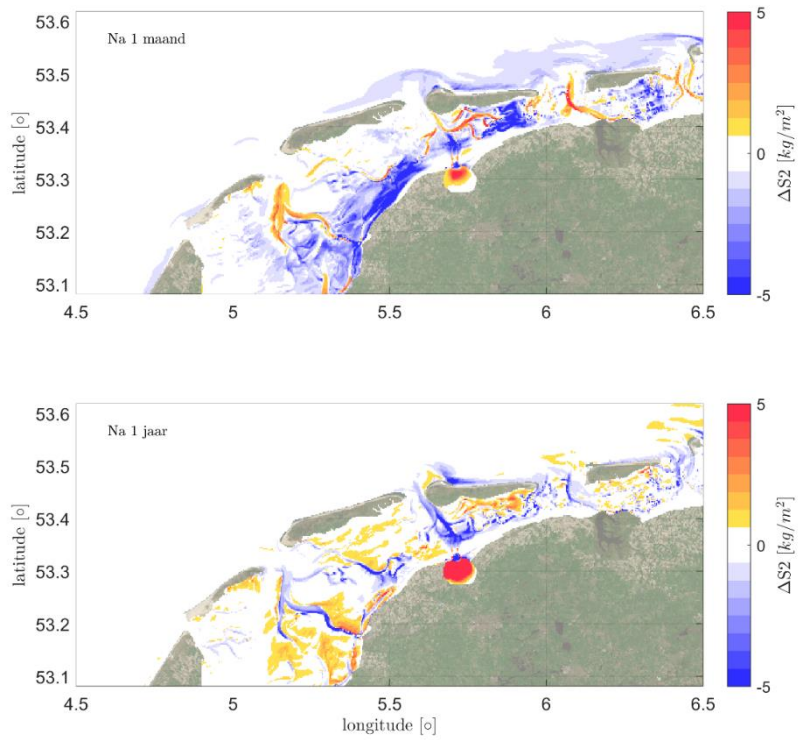
De in de bodem beschikbare slibmassa is op de zelfde tijdschalen bekeken als de sedimentconcentraties in de waterkolom. De resultaten hiervan zijn weergegeven in Figuur 3.12 tot Figuur 3.14. Uit de figuren blijkt dat initieel de slibmassa afneemt in de omgeving van de slibvangen, met name op de platen en nabij de wantijen. Daarnaast is een toename van het beschikbare slib zichtbaar in de geulen. Na één jaar is de gehele initiële afname van de slibmassa nabij de slibvangen niet eenduidig terug te zien. Dit geldt met name voor het modelscenario Harlingen en Zwarte Haan Binnen. Voor het model scenario Zwarte Haan Buiten is nog wel een gehele afname van het beschikbare sediment zichtbaar, met name oostelijk van de slibvang. Voor de andere twee scenario's is zichtbaar dat de slibmassa in de geulen afneemt en een toename van de slibmassa op de platen.

Echter, de beschikbare slibmassa fluctueert gedurende het jaar, zie ook Figuur A.5 tot en met Figuur A.7, met name als gevolg van golfgedreven resuspensie, aangedreven door windcondities (Smits et al., 2020). In de zomermaanden wordt netto slib vastgelegd op de platen en in de wintermaanden wordt netto slib gemobiliseerd vanaf de platen (Figuur 3.15). Voor de slibvangen valt in Figuur 3.16 op dat de binnendijkse slibvangen met name in de wintermaanden slib invangen (als het slib vanaf de platen gemobiliseerd is), terwijl de buitendijkse slibvang gedurende het gehele jaar slib invangt (met een licht afnemende trend naarmate de slibvang opvult).

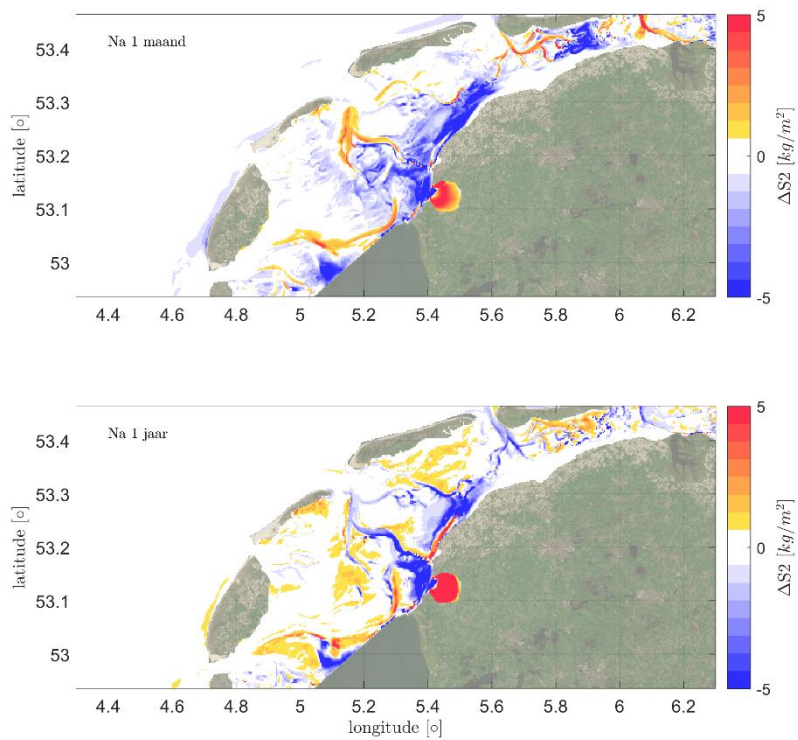


Figuur 3.12 Verschil in slibmassa (buffer laag) tussen het modelscenario Zwarte Haan Buiten en de referentiesimulatie. Positieve waarden betekenen een toename in slibmassa t.o.v. de referentie.

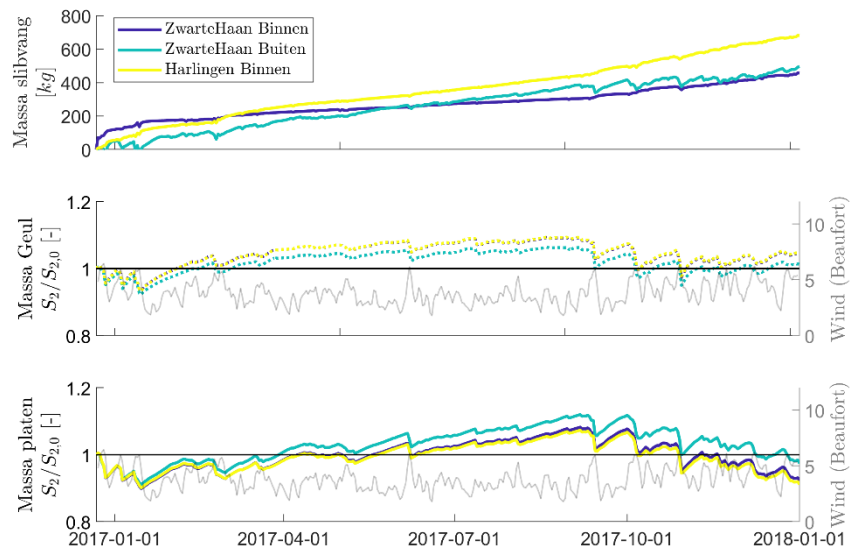




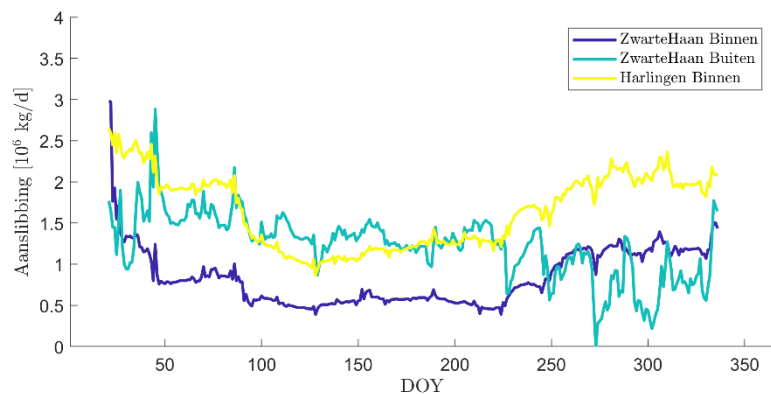
*Figuur 3.13* Verschil in slibmassa (buffer laag) tussen het modelscenario Zwarte Haan Binnen en de referentiesimulatie. Positieve waarden betekenen een toename in slibmassa t.o.v. de referentie.



*Figuur 3.14* Verschil in slibmassa (buffer laag) tussen het modelscenario Harlingen Binnen en de referentiesimulatie. Positieve waarden betekenen een toename in slibmassa t.o.v. de referentie



Figuur 3.15 Cumulatieve aanslibbing gedurende het jaar in de slibvangen (bovenste paneel), in de geulen (middelste paneel) en op de platen (onderste paneel). Ter indicatie is ook de windkracht (Bft) aangegeven. De donkerblauwe lijn toont de slibvang Zwarte Haan Binnen, de lichtblauwe lijn toont Zwarte Haan Buiten en de gele lijn toont Harlingen Binnen.



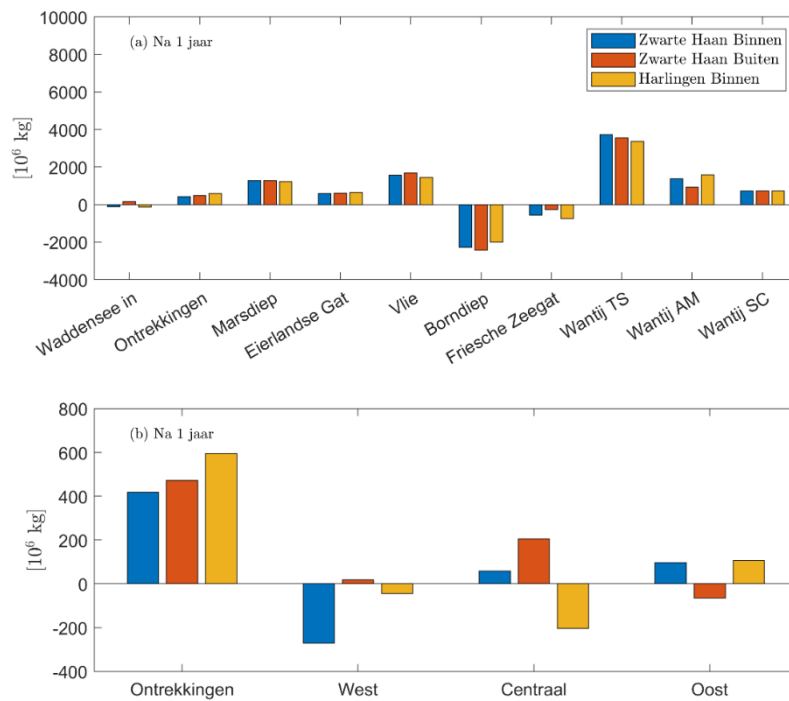
Figuur 3.16 Gemiddelde aanslibbing per dag voor de verschillende slibvangen als functie van de dag in het jaar (Day Of Year, DOY). De donkerblauwe lijn toont de slibvang Zwarte Haan Binnen, de lichtblauwe lijn toont Zwarte Haan Buiten en de gele lijn toont Harlingen Binnen.

### 3.3.4 Slibbalans Waddenzee

Om de invloed van de slibonttrekking op slibbalans van de Waddenzee en de oostwaartse sedimentflux (richting de Duitse Waddenzee) nader te onderzoeken zijn de sedimentfluxen door de zeegaten en over de wantijen weergegeven in Figuur 3.17a. Daarnaast is een individuele slibbalans opgesteld voor het westelijke, centrale en oostelijke deel van de Waddenzee (Figuur 3.17a). Voor de drie modelscenario's waarbij de hydrodynamica is aangepast valt te zien dat de sedimentbalans na een jaar bijna sluitend is. De twee binnendijkse slibvangen zorgen voor een netto import terwijl de buitendijkse slibvang resulteert in een netto export. De twee binnendijkse slibvangen zorgen in het model voor een netto import terwijl de buitendijkse slibvang resulteert in een netto export. Het is de vraag of dit laatste realistisch is, omdat ook een buitendijkse slibvang zorgt voor een toename van accommodatieruimte. De sedimentflux over het wantij van Schiermonnikoog is nauwelijks beïnvloed door de verschillende slibvangen. Dit duidt erop dat het sedimenttransport richting de Duitse Waddenzee niet beïnvloed wordt op korte termijn. De netto slibimport of -export in de verschillende delen van de Waddenzee verschilt wel tussen de drie scenario's:

- Voor het modelscenario Zwarte Haan Binnen is een netto export zichtbaar in het westelijk deel van de Waddenzee, voornamelijk veroorzaakt door een toegenomen transport over het wantij van Terschelling. De slibvang gaat dus ten koste van slibbeschikbaarheid in het westelijk gelezen kombergingsgebied Vlie. Daarnaast is de onttrekking aanmerkelijk groter dan de netto slibimport in het centrale gedeelte van de Waddenzee, dus ook in de rest van het kombergingsgebied Borndiep (buiten de slibvang) is minder slib beschikbaar. In het oostelijke deel van de Waddenzee vindt wat slibimport plaats om het afgenomen transport over het wantij van Ameland gedeeltelijk op te vangen.
- Voor het modelscenario Zwarte Haan Buiten is een substantiële slibimport zichtbaar in het centrale deel. Dit komt deels door een afname van het sedimenttransport over het wantij van Ameland en deels door een toegenomen import door het Vlie. De afname van het sedimenttransport over het wantij van Ameland zorgt voor een netto export voor de oostelijke Waddenzee.
- Het modelscenario Harlingen Binnen resulteert voor de westelijke Waddenzee in een kleine netto sedimentexport (richting de slibvang), doordat de extra slibvraag niet (volledig) opgevangen wordt door toegenomen transport door de zeegaten. Dit gaat ook ten koste van de sedimentbeschikbaarheid in het centrale deel van de Waddenzee (slibexport). Het slibaanbod lijkt in de oostelijke Waddenzee weer aangevuld te zijn, daar was sprake van een lichte sedimentimport.

Concluderend was er voor met name de buitendijkse slibvang sprake van een aanzuigende werking richting het betreffende kombergingsgebied. Hierdoor ontstaat een toegenomen slibtransport over het westelijk gelegen 'bovenstroomse' wantij en een afname van slibtransport over het oostelijk gelegen 'benedenstroomse' wantij. Dit gaat deels ten koste van slibimport in andere kombergingsgebieden (verlaging import of toename export). Voor de binnendijkse slibvangen was deze aanzuigende werking kleiner, waardoor deze slibvangen vooral ten koste gingen van de lokale slibbeschikbaarheid in het eigen kombergingsgebied en het transport over het oostelijk gelegen wantij zelfs toenam. Dit past bij de bevinding dat de binnendijkse slibvangen vooral tijdens de wintermaanden slib invingen ten gevolge van golfgedreven resuspensie op de platen (paragraaf 3.3.3). Het is nog onduidelijk in hoeverre deze resultaten rond binnendijkse en buitendijkse slibvangen algemeen geldig zijn of enkel van toepassing zijn op deze specifieke scenario's.



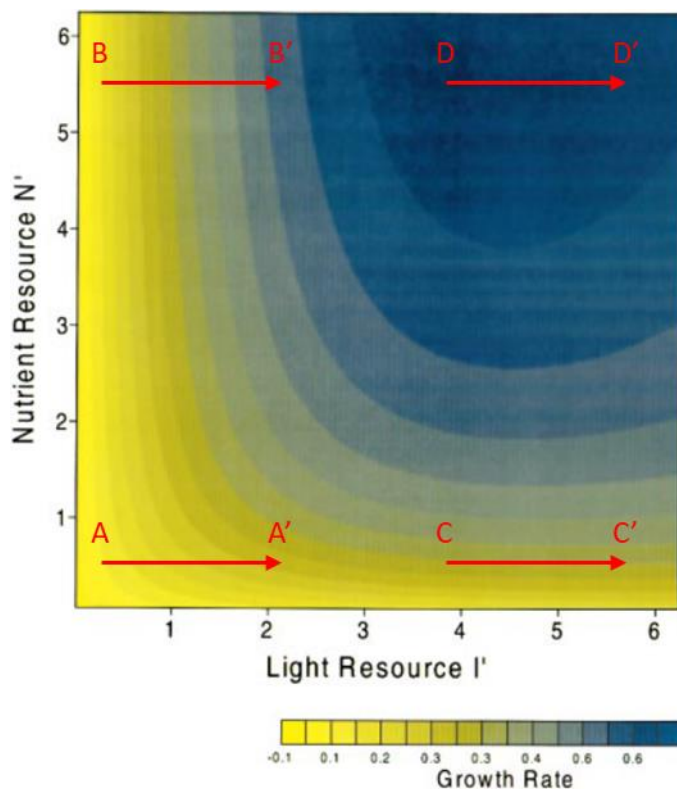
*Figuur 3.17 a) Slibbalans Waddenzee, slibonttrekkingen, slibtransporten door zeegaten en over wantijden. b) Individuele slibbalans voor westelijke deel van de Waddenzee (tot aan Wantij Terschelling), centrale deel Waddenzee (tussen Wantij Terschelling en Wantij Ameland) en het Oostelijk deel van de Waddenzee (Oost van Wantij Ameland), allen inclusief de slibvang. Positieve waarden zijn import en negatieve waarden zijn export.*

## 4 Ecologische effecten van slibonttrekking

Slib speelt een cruciale rol in meerdere ecologische processen. Daardoor kan verwacht worden dat slibonttrekking leidt tot ecologische veranderingen. In dit hoofdstuk besteden we aandacht aan effecten op primaire productie via beïnvloeding van het lichtklimaat, effecten op stabiliteit van het sediment via microfytobenthos, effecten op kweldervorming en slibinvang in kwelders, en effecten op verspreiding en voorkomen van bodemdieren op de platen in de Waddenzee. Daarbij wordt voor de meeste potentiële effecten nu een eerste grove inschatting gemaakt. Alleen voor de effecten op bodemdieren is een kwantitatieve statistische benadering op basis van bestaande data gehanteerd. In de discussie gaan we in op de noodzaak (of niet) van een meer kwantitatieve uitwerking van de andere aspecten.

### 4.1 Effecten op primaire productie via beïnvloeding van het lichtklimaat

Het water van de Waddenzee bevat relatief veel gesuspendeerd slib, dat concentraties heeft van ongeveer 1-100 mg/l, met enkele uitschieters tijdens stormen (Herman et al. 2018). Met deze concentraties aan zwevend stof is het water van de Waddenzee tamelijk troebel. Secchi diepte varieert van 0,5 tot 3 m in het Marsdiep, maar is lager op andere plaatsen zoals Danziggat (Philippart et al. 2013). Die beperking van de lichtdoordringing in de waterkolom kan beperkend zijn voor de groei en productie van het fytoplankton. Meerdere publicaties beschrijven de primaire productie, vooral in de jaren 1980-2000, als voornamelijk lichtbeperkt. Andere studies wijzen echter op nutriëntenbeperking van de primaire productie. van Beusekom et al. (2019) geven een uitgebreide bespreking van deze literatuur. Samenvattend concluderen vooral oudere studies, uitgevoerd tijdens de piek van de eutrofiëring van de Waddenzee, dat de primaire productie in de eerste plaats lichtgelimiteerd is. Recentere studies, vanaf ongeveer 2000, vinden vooral een grote invloed van nutriëntenbeperking. van Beusekom et al. (2019) zelf concluderen na een uitgebreide studie over de gehele Waddenzee dat dit beeld het meest actueel is. Het is de toevoer van de nutriënten stikstof, fosfor en silicium die de jaarlijks gemiddelde biomassa van het fytoplankton (gemeten als chlorofyl a) en de jaarlijkse primaire productie bepaalt. Afname van biomassa en productie in de decennia na de piek van de eutrofiëring is causaal te linken aan de afname van de toevoer van nutriënten uit de rivieren. Sinds ongeveer 2000 tot 2010 zijn zowel biomassa als productie vrij stabiel in het Marsdiep (Jacobs et al. 2020) en is biomassa in andere kombergingen ook niet veel meer veranderd (van Beusekom et al. 2019).

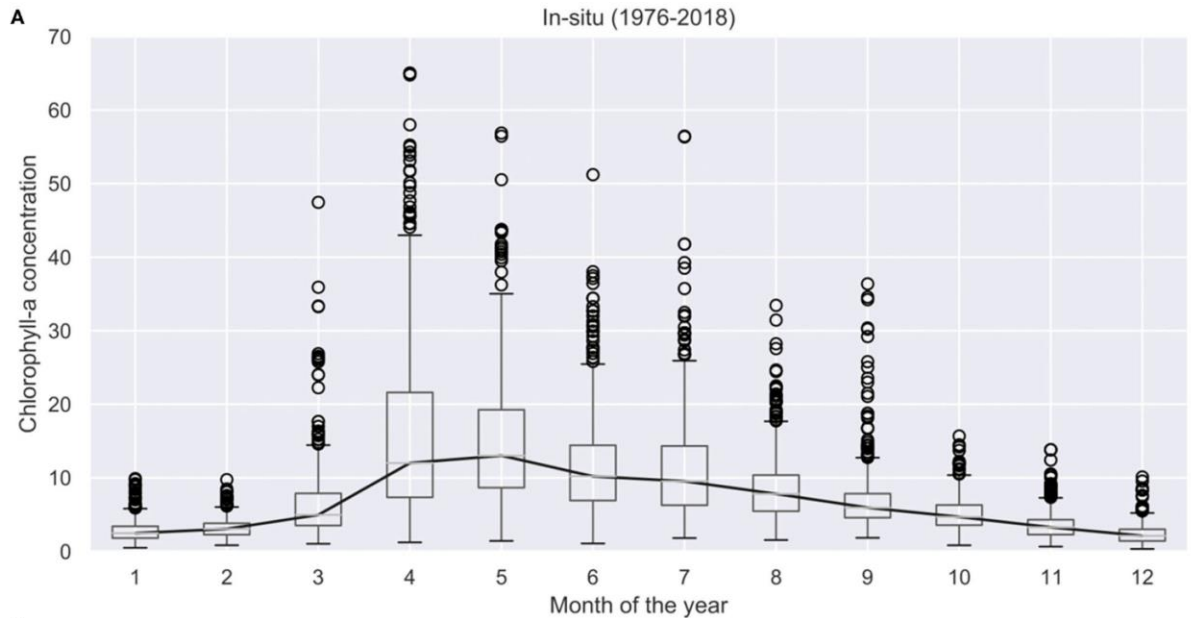


Figuur 4.1 Afhankelijkheid van de instantane groeisnelheid van het fytoplankton van de hulpbronnen licht en nutriënten. Beide hulpbronnen zijn non-dimensioneel gemaakt door te schalen op de halfwaarde-constante, d.i. de waarde die bij overvloedige voorradigheid van de andere hulpbron leidt tot de helft van de maximale productie. De pijlen geven veranderingen van lichtintensiteit weer bij verschillende licht- en nutriëntencondities – zie tekst voor bespreking. De basisfiguur is overgenomen uit Cloern (1999).

De interactie tussen nutriënten en licht bij het beperken van de primaire productie speelt zich af op tenminste twee verschillende tijdschalen. Op de korte tijdschaal (binnen een dag) is het effect van de ene factor afhankelijk van het niveau van de andere. Dit wordt getoond in het conceptuele model van Cloern (1999), zie Figuur 4.1. Waar licht reeds overvloedig aanwezig is (overgangen C->C' en D->D') heeft een verdere verhoging van de lichtintensiteit weinig effect op de primaire productie. Bij zeer hoge lichtintensiteiten kan het zelfs leiden tot foto-inhibitie en verlaging van de primaire productie. Waar licht relatief zwak is heeft een zelfde verhoging van de lichtintensiteit bij limiterende nutriënten (overgang A->A') een veel kleiner effect op primaire productie dan bij overvloedige nutriënten (overgang B->B'). De Waddenzee bevindt zich ergens tussen deze twee extremen. Licht is niet overvloedig aanwezig, en er is een gematigde tot sterke nutriëntenbeperking, afhankelijk van het seizoen. Verwacht kan worden dat de instantane primaire productie toeneemt als op een bepaalde plek en tijd de concentratie zwevende stof afneemt, en dat dit fenomeen het sterkst is in de lente, wanneer nutriënten nog volop voorradig zijn. Het effect is waarschijnlijk klein in de zomer. Dit beeld wordt bevestigd door de studie van de fotosynthetische parameters van het fytoplankton in het Marsdiep, waar jaarrond geen duidelijke statistische relatie met de lichtuitdoving kon worden gevonden (Jacobs et al. 2020).

Op de jaarlijkse tijdschaal volgen verschillende fasen elkaar op (Figuur 4.2). Na de winter, waarin de zonneshijn onvoldoende sterk is om groei van fytoplankton toe te laten, volgt een snelle groei in de lentebloei. Deze groei is uitsluitend lichtbeperkt. Hij gaat echter al snel (april-mei) over in een stationaire toestand met een lagere zomerbiomassa, waarin nutriëntenbeperking bepalend is voor de productie. Eventueel volgt in de herfst nog een kleine tweede bloei, waarna de groei opnieuw wordt beperkt door de lichtinstraling. Een

verbetering van het doorzicht van het water heeft in de winter weinig effect, omdat het licht te zwak blijft, en de dagen te kort, om groei toe te laten. Wel zal bij verbeterd doorzicht de lentebloei iets vroeger starten en tot snellere groei leiden. De periode van stationaire groei met nutriëntenbeperking zet dan iets eerder in, en blijft hoe dan ook het grootste deel van het jaar domineren. Daarom is de toename van de jaarlijkse productie bij een verhoging van het doorzicht eerder gering. Ze leidt tot een verlenging van de periode van nutriëntenbeperking en heeft over het jaar genomen slechts een geringe impact op de gemiddelde biomassa en productie. Uitgebreide verkenningen in meren hebben dit beeld bevestigd, met een verrassend lage bijdrage van doorzicht op de jaarlijkse productie (Lewis 2011).



Figuur 4.2 Typisch seizoenspatroon van fytoplankton in de Waddenzee, hier als statistische verdeling van observaties over veertig jaar. In de winter is het licht te zwak voor primaire productie, en is de groei van fytoplankton uiterst beperkt. Tijdens de lentebloei worden op korte tijd alle nutriënten uit de waterkolom opgebruikt tot ze sterk beperkende concentraties hebben bereikt. In de zomer is de biomassa relatief stationair en wordt de primaire productie aangedreven door recycling van nutriënten. Eventueel kan een tweede piek in het najaar volgen (zie verhoogde spreiding in september), wanneer de remineralisatie van nutriënten door de hoge temperatuur op een maximum is gekomen. Daarna vermindert de biomassa sterk naar de wintersituatie. Overgenomen uit Mészáros et al. (2021)

Concluderend verwachten we dat een daling van de concentratie zwevend stof een beperkt positief effect zal hebben op de primaire productie en de biomassa van het fytoplankton. Zelfs bij een forse toename van de lichtdoordringing, verwachten we niet dat het effect groter wordt dan ongeveer 5-10%, afgaande op modelberekeningen voor meren (Lewis 2011). De belangrijkste reden hiervoor is dat de limitering snel verschuift naar nutriëntenbeperking, die in de huidige toestand van de Waddenzee ook al de dominante factor is. Een precieze schatting van dit mogelijke effect zou kunnen worden berekend met ecosysteemmodellering, maar gezien de grote inspanning die daarvoor noodzakelijk is, en het verwachte geringe effect, heeft het onderwerp geen hoge prioriteit.

## 4.2 Effect van verhoogde lichtdoordringing en veranderde sedimentsamenstelling op microfytobenthos

Als slibonttrekking leidt tot verlaging van het slibgehalte in het sediment, of verlaging van de concentratie zwevende stof in de waterkolom, dan heeft dit mogelijk ook gevolgen voor de ontwikkeling van het microfytobenthos, de algen die bovenop sedimenten groeien.

In de Waddenzee is microfytobenthos in zijn ruimtelijke verspreiding beperkt tot de getijdenplaten. Sublitoraal is te weinig lichtdoordringing, geïntegreerd over een getijcyclus, om ontwikkeling van microfytobenthos mogelijk te maken. Dat is een contrast met de Oosterschelde, waar het water helderder is en waar wel sublitoraal microfytobenthos wordt gedetecteerd (van der Wal et al. 2010). In de MWTL metingen is de (geometrisch) gemiddelde concentratie van zwevende stof in alle Waddenzeestations gelijk aan  $44 \text{ g.m}^{-3}$ , terwijl dat in de Oosterschelde gelijk is aan  $6.7 \text{ g.m}^{-3}$ . Het verschil is aanzienlijk, maar het is niet helemaal duidelijk uit deze vergelijking bij welke concentratie de overgang kan worden verwacht. Niettemin is duidelijk dat een sterke vermindering van concentraties nodig is om in de range van de Oosterschelde te komen. Wellicht zullen effecten op sublitorale ontwikkeling van microfytobenthos bij slibvang alleen lokaal optreden als de concentratie van zwevende stof daar sterk daalt. Overigens kan worden verwacht dat dergelijke effecten een positief effect zullen uitoefenen op het voedselweb en de biodiversiteit, gezien het grote belang van microfytobenthos als voedselbron voor bodemdieren (Herman et al. 2000, Christianen et al. 2017).

Op de getijdenplaten is er een positieve correlatie tussen slibgehalte van het sediment en voorkomen van microfytobenthos (van der Wal et al. 2010). Waar slibonttrekking zou leiden tot een verlaging van het slibgehalte in het sediment van getijdenplaten, kan worden verwacht dat dit ook zal leiden tot een vermindering van de biomassa van microfytobenthos. De overgang vindt vooral plaats waar een slibrijke plaat (slibgehalte  $>30\%$ ) overgaat in een zandige (slibgehalte  $<10\%$ ) plaat. Dit zou te wijten kunnen zijn aan bistabiel gedrag van het microfytobenthos/slib systeem (Van De Koppel et al. 2001). Verlies van microfytobenthos op de platen kan leiden tot het verminderen van de biomassa aan bodemdieren. De relatie is echter waarschijnlijk impliciet in de statistische correlaties tussen het voorkomen van bodemdieren en het slibgehalte van het sediment. Het zou dubbelop zijn om de vermindering van microfytobenthos ook nog afzonderlijk in rekening te brengen als ecologisch effect, omdat andere effecten dan die op bodemdieren niet waarschijnlijk zijn. Morfodynamisch zou het wel kunnen leiden tot verschillend gedrag, omdat een slibrijke plaat gestabiliseerd (in het groeiseizoen) door microfytobenthos, zich anders gedraagt dan een zandige plaat met weinig stabilisering door algen.

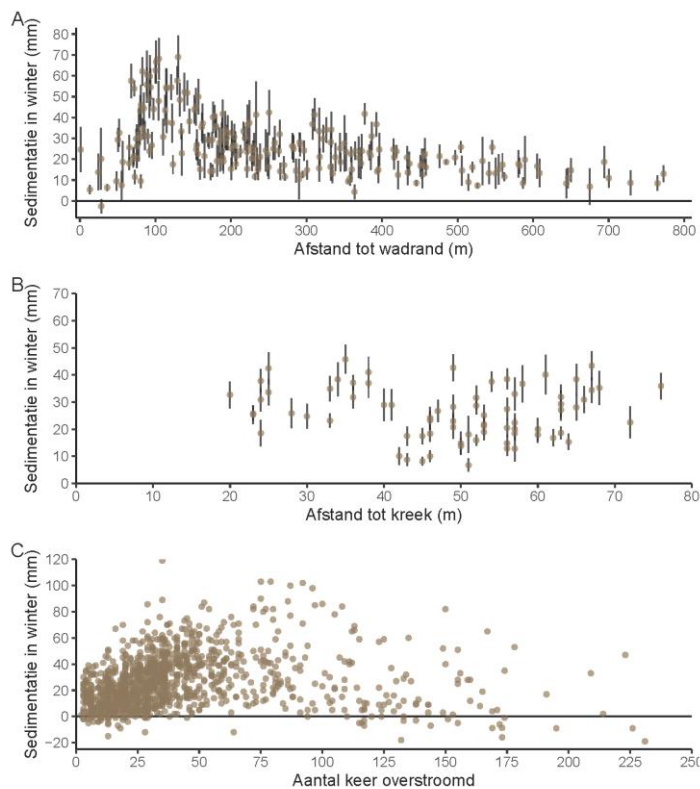
## 4.3 Effect van verlaging van concentraties zwevende stof op kwelders

Zoals beschreven in paragraaf 2.2.3, levert slibsedimentatie op de kwelders een belangrijke bijdrage (orde 20%) aan de totale slibsedimentatie in de Waddenzee, en is daarmee een significante factor in de slibdynamiek. Er is over slibsedimentatie in de Waddenzee veel informatie beschikbaar uit systematische monitoring. Een samenvatting nodig voor het opstellen van een balans wordt geleverd door Cleveringa (2018). Een overzicht van de belangrijkste factoren die sedimentatie en compactie op de kwelders bepalen wordt gegeven door Elschot et al. (2020). Netto maaiveldverhoging, waarin zowel bruto sedimentatie als compactie zijn verwerkt, varieert voor de kwelders in de Waddenzee tussen enkele mm per jaar voor de eilandkwelders, en enkele cm per jaar voor de door kwelderwerken beïnvloede kwelders langs de vastelandskust. Op dit ogenblik kunnen zo goed als alle kwelders de zeespiegelstijging ruim bijhouden. Soms is er wel een tekort aan sedimentatie op de hoge kwelder die ver van de kwelderrand ligt, omdat er transportbeperking is voor het sediment. Dichterbij de kwelderrand kan de kwelder de zeespiegelstijging wel volgen, waardoor het



kwelderplatform als het ware kantelt en er, bij onvoldoende drainage, vernatting en degeneratie van de hogere kwelderdelen kan optreden (Elschot et al. 2017).

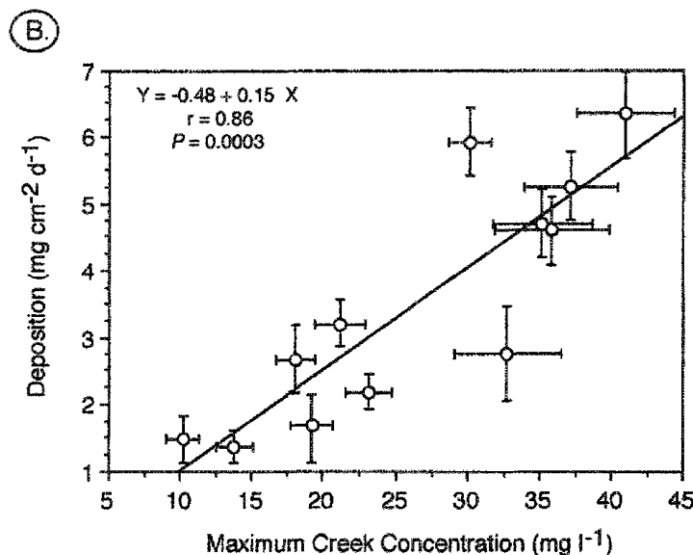
Sedimentatie en compactie in kwelders wordt bepaald door geografische factoren zoals afstand van een monitoringpunt van de kwelderrand en hoogteafhankelijke overspoelingsfrequentie, samenstelling en vooral hoogte van de vegetatie, begrazingsbeheer en kwelderwerken (Elschot et al. 2020). Op de lage kwelder en pionierzone (overspoelingsfrequentie > 75/jaar) neemt de netto sedimentatie af met toenemende overspoelingsfrequentie. Wellicht zijn hier golfimpact, schaarste van de vegetatiebedekking en wisselende staat van onderhoud van de kwelderwerken verantwoordelijk voor het frequent optreden van erosie en daardoor relatief lage sedimentatiesnelheid. Voor hogergelegen delen van de kwelder neemt de netto sedimentatiesnelheid lineair toe met de overspoelingsfrequentie. Binnen dit gebied speelt afstand tot de kwelderrand een rol, wellicht omdat bij grote afstanden het transport van slib tot het punt, zelfs bij overspoeling, beperkt is. Beweiding speelt vooral een rol door het bevorderen van compactie van het sediment, en in beperkte mate door het kort houden van de vegetatie. Beweiding heeft geen grote systematische invloed op de bruto sedimentatie, die vooral in de winter plaatsvindt (Elschot et al. 2020).



*Figuur 4.3 De relatie tussen sedimentatie in de winter en A) de afstand tot de wadrand; B) de afstand tot de kreek; C) het aantal overstromingen per jaar. In A en B geven de punten de gemiddelden aan en de lijnen de standaarddeviatie. Data uit het Wageningse SEB meetnet. Figuur overgenomen uit Elschot et al. (2020).*

De studies gaan niet rechtstreeks in op het effect van een verlaagde concentratie zwevende stof op sedimentatie in de kwelders. In eerste instantie mag worden verwacht dat voor de zones waar erosie dominant is (>75 overspoelingen per jaar), deze concentratie slechts een beperkte rol zal spelen. Die voorspelling wordt ook ondersteund door de observaties rond de slibmotor (Baptist et al. 2019). Tijdens periodes van verhoogde concentraties zwevende stof door het storten van havenslib, was er verhoogde bruto sedimentatie op de getijdenplaat en de pionierszone van de kwelder, maar de sterke hydrodynamische krachten erodeerden dit slib even snel als het gekomen was. Het belangrijkste resultaat van toegenomen concentraties zwevende stof was een toename in de variabiliteit van de maaiveldhoogte.

Voor de hoger gelegen zone van de kwelder lijkt het logisch aan te nemen dat, per locatie, de sedimentatiesnelheid ongeveer evenredig zal dalen met een dalende concentratie zwevende stof. Een dergelijke relatie wordt bijvoorbeeld beschreven door Leonard (1997) – zie Figuur 4.4. Het is echter belangrijk op te merken dat in deze studie de concentratie zwevende stof werd gemeten in de kreek en niet op de rand van het systeem. Dat laatste werd wel gedaan in een uitgebreide studie op basis van natuurlijke fluctuaties op tijdschalen tussen een uur en meer dan een decennium (Murphy and Voulgaris 2006). In deze studie werd de sedimentatie op kwelders meer bepaald door waterstanden (springtij-doottij cyclus, jaarlijkse cyclus, stormopzet vooral in herfst en winter) dan door de seizoensvariatie in concentratie zwevende stof aan de rand van het systeem.



Figuur 4.4 Gemiddelde (+/- standaarddeviatie) van sedimentafzetting en sedimentconcentratie in de geulen voor verschillende bemonsteringsperiodes in een kwelder in North Carolina, USA. Overgenomen uit Leonard (1997).

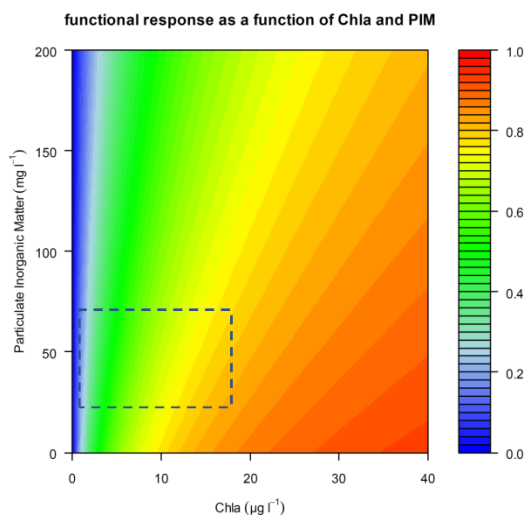
Beide studies, en bij uitbreiding alle studies die de relatie proberen vastleggen aan de hand van natuurlijke variaties in allerlei factoren, hebben beperkt zeggingskracht voor situaties waarin de concentraties door menselijk ingrijpen worden veranderd. Bij natuurlijke variatie is er immers covariatie tussen allerlei factoren die over een seizoen of met speciale omstandigheden veranderen. Dat verschilt van een experiment waarin een enkele factor wordt gevarieerd.

Het experiment met de slibmotor zou hier nuttig kunnen zijn, maar kan slechts weinig rechtstreekse informatie aanleveren. Op de hogere kwelder werd een substantiële hoeveelheid sediment afgezet, die met de verhoogde concentratie zwevende stof te maken zou kunnen hebben, maar de causale link kon niet worden gelegd door de ingewikkelde transportprocessen ter plaatse. Meer informatie en metingen over dit soort processen op langere termijn zijn nodig om hierover duidelijker uitsluitel te geven (Baptist et al. 2019). Bij gebrek aan experimentele data met een duidelijk patroon, is de aanname van een lineaire relatie tussen concentraties zwevend stof aan de randen en sedimentatie op midden- en hoge kwelder, een aannemelijke eerste-orde benadering.

Concluderend stellen wij dat er mogelijke effecten van een verminderde concentratie zwevend stof op sedimentatiesnelheden in de kwelders kunnen ontstaan. We kunnen dergelijke effecten moeilijk kwantificeren, maar nemen als eerste-orde schatting aan dat ze evenredig zijn met de vermindering van de concentratie. Nadere exploratie door middel van een model dat de groei van kwelders tezamen met de sedimentatie beschouwt, zou meer uitsluitel kunnen geven. Alternatief zou in detail een vergelijking kunnen worden gemaakt tussen geobserveerde sedimentatiesnelheden over lange periodes in de kwelders, met geobserveerde concentraties zwevend stof in de geulen. De data voor een dergelijke analyse zijn in principe beschikbaar, maar een analyse van de correlatie heeft voor zover wij weten nog niet plaatsgevonden. De noodzaak voor een doorgedreven analyse hangt af van de voorspelde ruimtelijke impact van een slibvang. In de Waddenzee zou een vermindering van sedimentatiesnelheden op de eilandkwelders al snel leiden tot het niet meer bijhouden van de huidige zeespiegelstijging. Bij de meeste vastelandskwelders lijkt er echter een brede marge te zijn, mede afhankelijk van het beheer van de kwelderwerken.

#### 4.4 Effecten van verlaagde concentratie zwevend stof op filtrerende organismen

Door een verlaging van de concentratie zwevende stof in de waterkolom wordt het filtreren door *filter feeders* in principe beïnvloed. Bij de bodemdieren betreft dit vooral schelpdieren. Een uitgebreid literatuuroverzicht en kritische bespreking, gericht op het inschatten van het effect van verhoging van het slibgehalte op schelpdieren, is gegeven door Wijsman et al. (2012). Over het algemeen geldt dat hogere concentraties anorganisch zwevend stof leiden tot verminderde voedselopname en tragere groei. De dieren moeten immers energie besteden aan het uifilteren en vervolgens afscheiden en verwijderen van oneetbaar materiaal. Die energie kunnen ze niet besteden om voedsel te verzamelen of om te groeien. Estuariene soorten als de mossel of de kokkel zijn echter zeer goed aangepast aan hoge en wisselende concentraties zwevende stof, zodat het effect op hun metabolisme uiteindelijk niet zeer groot is, zolang de omstandigheden binnen normale ranges blijven. Een voorbeeld wordt getoond in Figuur 4.5. De relatieve voedselopname wordt in normale omstandigheden vooral bepaald door de voedselconcentratie (hier weergegeven als chlorofyl, een maat voor biomassa van algen), en slechts in beperkte mate beïnvloed door de concentratie zwevende stof. Een verlaging van zwevende stofconcentratie zal dus in principe leiden tot een verbetering van de groeiomstandigheden voor *filter feeders*, maar verwacht wordt dat het effect meestal beperkt zal zijn.



Figuur 4.5 Geschaalde functionele respons, een relatieve maat voor de voedselopname, voor mosselen als een functie van concentratie chlorofyl a (x-as) en zwevende stof (y-as). De range van min of meer 'normale' Waddenzee-condities is benaderend weergegeven met de gebroken lijn. Gebaseerd op Wijsman et al. (2012), met eigen toevoeging van de range.

Vergelijkbaar met het positieve effect op bodemdieren, zou een verlaging van de concentratie zwevend stof in de waterkolom ook een positief effect kunnen hebben op voedselinname door filterend zooplankton. De respons van zooplankton op concentraties zwevende stof verschilt tussen verschillende groepen zooplankton, en zelfs binnen een enkele groep zoals copepoden tussen verschillende soorten (Arendt et al. 2011). Zeer hoge concentraties zwevend stof werken negatief op de voedselinname, maar daar staat tegenover dat veel estuarien zooplankton tenminste gedeeltelijk afhankelijk is van detritus als voedselbron, en dat de concentratie daarvan stijgt met de concentratie zwevend stof (Heip et al. 1995). Verhoogde concentraties zwevend stof kunnen ook de predatie op zooplankton door zichtjagers beperken (Arendt et al. 2011).

Concluderend verwachten we een variërende invloed van het verlagen van concentraties zwevende stof op filterende organismen in de bodem en de waterkolom. Over het algemeen zijn de effecten positief in de zin dat de organismen sneller meer voedsel kunnen opnemen, al kunnen er ook licht negatieve gevolgen zijn die verband houden met de beschikbaarheid van detritus of predatie door zichtjagers. Estuariene filterende organismen zijn aangepast aan hoge en variabele concentraties zwevende stof, waardoor de effecten ervan op de voedselinname binnen de normale range van omstandigheden beperkt zijn.

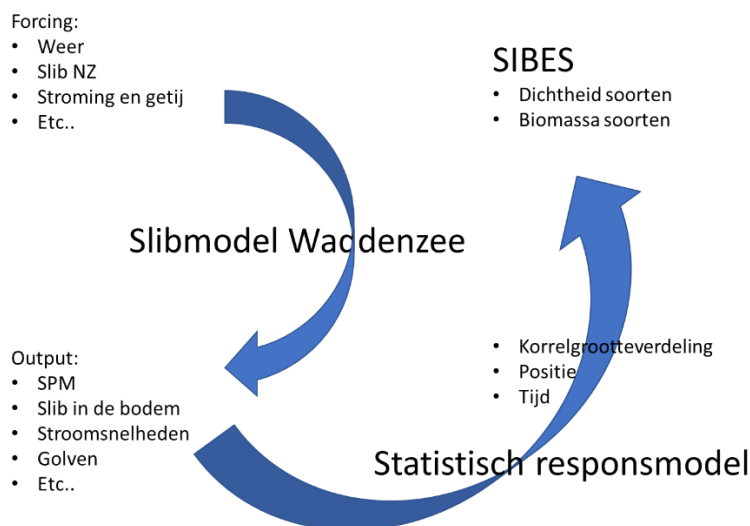
## 4.5 Effecten van verandering in korrelgroottesamenstelling van het sediment op bodemdieren

De korrelgrootteverdeling van het sediment, en in het bijzonder de fractie slib (<63 µm), is een belangrijke omgevingsvariabele die mede het voorkomen en de ruimtelijke verspreiding van bodemdieren bepaalt (Gray 1974). Gemeenschapskenmerken zoals totale biomassa of soortenrijkdom variëren met het slibgehalte van het sediment (Beukema 1976). Ook voor individuele soorten wordt heel vaak een uitgesproken respons op slibgehalte beschreven, waarbij de soort ofwel in voorkomen is beperkt tot een bepaald type sediment, of in aantallen en biomassa een duidelijke voorkeur heeft voor een bepaald slibgehalte (Ysebaert et al. 2002, Compton et al. 2009, Cozzoli et al. 2013).

Hoewel empirisch vaak een voorkeursverdeling van een soort voor een bepaald slibgehalte in het sediment wordt gevonden, blijft het onduidelijk of het slibgehalte een oorzaak of een indicator is voor de geschiktheid van het sediment. Organismen kunnen reageren op hydrodynamische condities (bv. sterkte van de getijstroom, golfimpact), die zelf bepalend zijn voor de samenstelling van het sediment. Er ontstaat dan een positieve correlatie die niet noodzakelijk op een oorzakelijk verband berust. Anderzijds is het mogelijk dat de organismen rechtstreeks op de sedimentsamenstelling reageren. Slibgehalte is immers gerelateerd aan belangrijke fysische eigenschappen van het sediment (bv. beweeglijkheid van de korrels, cohesiviteit, erodeerbaarheid, hydraulische weerstand,...) die voor een organisme van belang kunnen zijn omdat ze de stabiliteit van gangen, de mogelijkheden om water door het sediment te pompen, de waarschijnlijkheid van massa-erosie en verspoeling etc. mee bepalen. Daarnaast is slibgehalte ook gecorreleerd met biogeochemische sedimenteigenschappen, zoals organisch gehalte, nutriëntenrijkdom, groeisnelheid en biomassa van het microfytobenthos, zuurstof-, redox- en pH-condities, etc. Er kunnen dus tal van redenen zijn waarom organismen voorkeur hebben voor bepaalde slibgehaltenes.

In het geval van een slibvang die effect zou hebben op de concentratie zwevende stof en op de fractie slib in het sediment over een bepaalde zone, kan verwacht worden dat de invloed op de hydrodynamiek gering of afwezig is. In de mate dat organismen reageren op hydrodynamiek en positie (bv. diepte), ook al correleren die met slibgehalte, zou er geen effect van de slibvang te verwachten zijn. In de mate dat organismen reageren op het slib zelf, is dat effect wel te verwachten.

Om duidelijkheid te verschaffen over de reactie van dominante soorten op slibgehalte in de bodem is een analyse opgestart op basis van de SIBES dataset van de Waddenzee. De achterliggende logica van de analyse is om een uitspraak te kunnen doen over mogelijk effect van slibvang op benthische populaties op basis van statistische responsmodellen die de dichtheid en biomassa van dominante soorten voorspellen op basis van omgevingsvariabelen die uit het slibmodel voor de Waddenzee komen (Figuur 4.6).

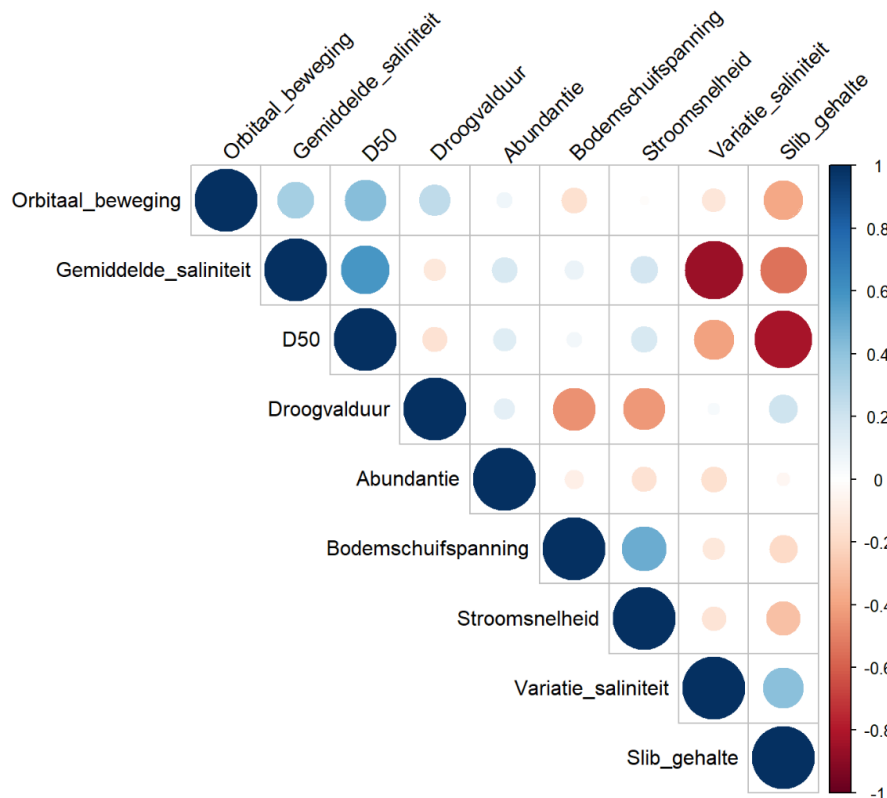


*Figuur 4.6 Schema van de analyse van bodemdiergegevens als basis voor een schatting van mogelijk effecten van een slibvang. Met behulp van het Delft3D slibmodel voor de Waddenzee wordt een relatie gelegd tussen externe forcing, initiële condities en eindcondities waarin behalve de fysische omstandigheden ook het SPM en bodemslibgehalte worden voorspeld. Dit wordt in relatie gebracht met de gegevens over benthische fauna en bodemsamenstelling in SIBES, waardoor statistische responsmodellen kunnen worden gebouwd. De responsmodellen laten toe om een verandering in omgevingscondities te vertalen in een verwachte verandering in soortsvorkomens.*

De statistische responsmodellen nemen als omgevingsvariabelen naast de korrelverdeling van het sediment ook een aantal hydrodynamische variabelen mee. Op die manier wordt gehoopt om de respons van de organismen op het slibgehalte 'zuiverder' in de modellen naar voren te brengen. Daarnaast zal door een vergelijking met andere vergelijkbare responsmodellen (bv. Cozzoli et al. (2013) voor Oosterschelde en Westerschelde) worden nagegaan of de respons van een soort coherent is tussen systemen. Een dergelijke benadering is ook uitgevoerd door Compton et al. (2009) voor drie soorten schelpdieren. Als de respons verschilt naargelang de slibbeschikbaarheid in de verschillende ecosystemen, is het waarschijnlijk dat de soort niet op slib zelf maar op een gecorreleerde factor reageert.

#### **4.5.1 Aanpak statistisch responsmodel**

Het statistische responsmodel is gebruikt om de abundantie van de top-10 biomassa aan soorten bodemdieren op het intertidale deel van de Nederlandse Waddenzee te voorspellen op basis van hydrodynamiek, saliniteit en sedimentsamenstelling. Hiervoor hebben we een generalized additive model (GAM) gebruikt. We modeleren abundantie van deze 10 soorten als functie van vijf omgevingsfactoren: 1) bodemschuifspanning (Pa), 2) droogvalduur (%), 3) gemiddelde saliniteit, 4) mediane korrelgrote ( $\mu\text{m}$ ) en 5) orbitaal beweging (m/s). We hebben deze subset aan variabelen gekozen, omdat er veel correlatie is onder de omgevingsfactoren en we co-lineariteit willen tegengaan, zie Figuur 4.7. Gegevens over hydrodynamiek en zoutgehalte zijn afkomstig uit een modeluitdraai van het Dutch Wadden Sea Model (DWSM) in Delft3D-Flexible Mesh (FM) (Van Weerdenburg & Zijl, 2019); gegevens over sediment samenstelling en soorten abundantie zijn afkomstig uit de SIBES dataset. Voor aanvullende technische informatie omtrent de data, generalized additive models, modelselectie en modelvalidatie, zie bijlage B.



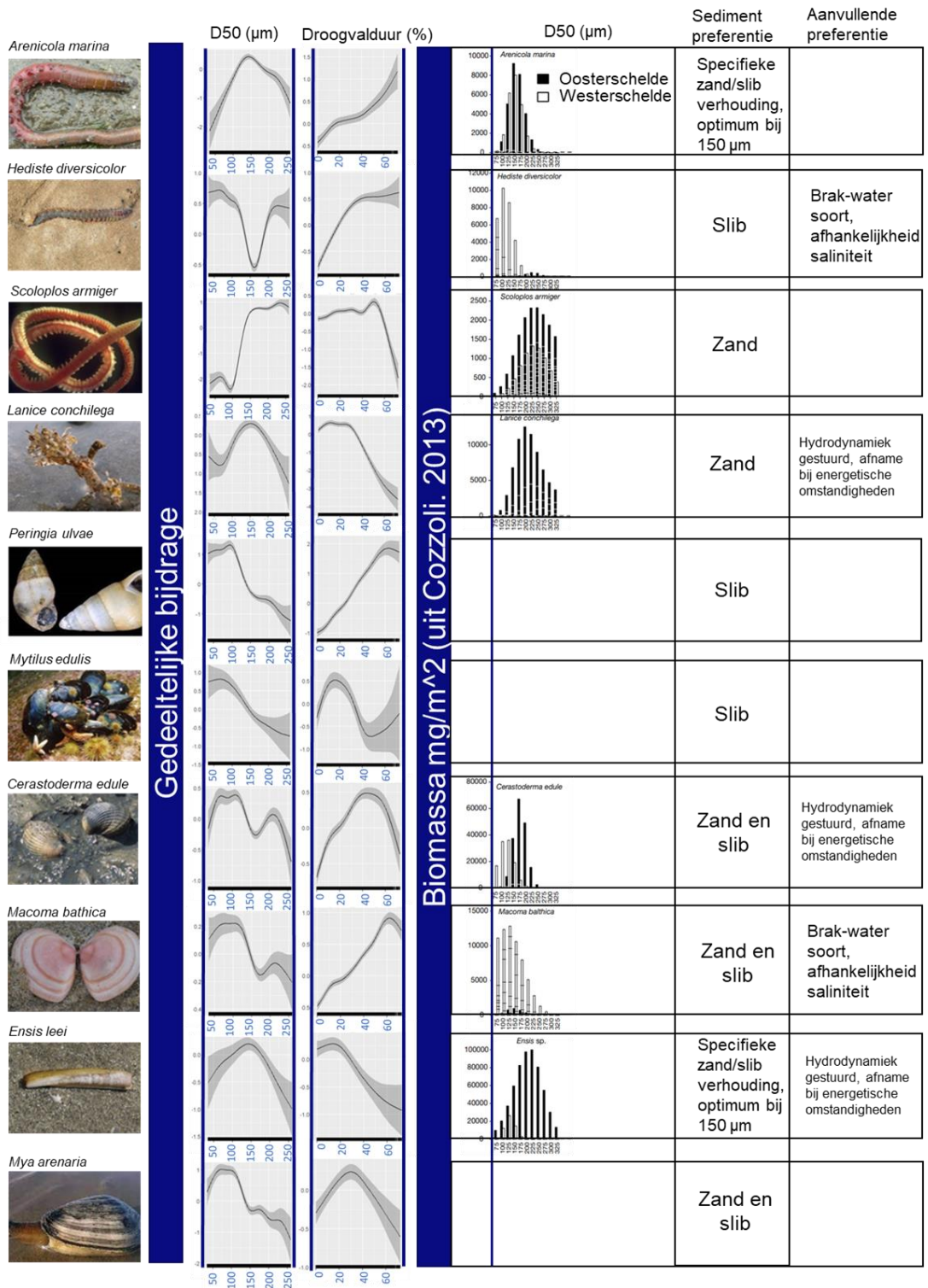
Figuur 4.7 Spearman correlatie<sup>1</sup> matrix omgevingsfactoren en abundantie van *Arenicola marina*. De grootte van de cirkel geeft de sterkte van de correlatie weer. De kleur blauw is indicatief voor een positieve correlatie (toename X = toename Y), een rode kleur geeft een negatieve correlatie weer (toename X = afname Y). De correlatie van een factor met zichzelf is altijd +1 (grote blauwe cirkels op de diagonaal, die daarmee de schaal weergeven). Er is een zeer sterke negatieve correlatie tussen gemiddeld zoutgehalte en de variatie in zoutgehalte, en tussen D50 en slibgehalte van het sediment.

#### 4.5.2 Resultaten

Abundantie is gemodelleerd als functie van de eerdergenoemde vijf omgevingsfactoren. Echter, hier zal alleen de afhankelijkheid van mediane korrelgrote en droogvalduur getoond worden, om een eerste orde inschatting te maken van effecten van slibonttrekking op bodemsoorten, zie Figuur 4.8. Voor een volledig overzicht van effecten van omgevingsfactoren op abundantie, zie bijlage C.

Bij de onderzochte soorten zijn er een aantal die een systeemafhankelijke voorkeur hebben voor bepaalde korrelgroottes. Bij deze soorten kan worden aangenomen dat niet de hydrodynamiek, maar de korrelgrootte zelf bepalend is voor hun voorkomen. Dit geldt voor de wadpier *Arenicola marina* misschien wel in de sterkste mate. De piek van het voorkomen van deze soort ligt rond een D50 van 150  $\mu\text{m}$  in Westerschelde, Oosterschelde en Waddenzee. De wadpier is voor zijn voedsel afhankelijk van slibgebonden organisch materiaal en microalgen, maar voor zijn ademhaling moet hij relatief grote debieten water door het sediment pompen. Te slibarm zand beperkt de voeding, te slibrijk zand verhindert de ademhaling.

<sup>1</sup> Spearman correlatie is een maat voor de sterkte van correlatie tussen twee niet-normaal verdeelde variabelen



Figuur 4.8 Voorspelde gedeeltelijke bijdrage van mediane korrelgrootte en droogvalduur op de 10 hoogste biomassa soorten in de Waddenzee volgens het statistische responsmodel. Ter vergelijking zijn in deze tabel ook voorspelde biomassa als functie van mediane korrelgrootte in de Wester- en Oosterschelde afgebeeld (overgenomen uit Cozzoli et al. (2013)).



Het wadslakje *Peringia ulvae* werd door Cozzoli niet meegenomen in de analyse, maar heeft in de Waddenzee een beperkte verspreiding op slibrijk sediment. Deze respons wordt bepaald door de mogelijkheden van de soort om zich voort te bewegen, en is waarschijnlijk ook rechtstreeks door het slibgehalte bepaald.

De veelkleurige duizendpoot *Hediste diversicolor* heeft in de Waddenzee een merkwaardige respons op slibgehalte. De soort wordt over het algemeen in slibrijk sediment gevonden maar is als brakwatersoort ook afhankelijk van zoutgehalte. In de Waddenzee komen niet veel zandige sedimenten voor bij brakke omstandigheden, maar in die relatief zeldzame gevallen kan de soort toch waargenomen worden. Over het algemeen echter verwacht men dat de soort gevoelig is voor een afname van slibgehalte van het sediment.

De strandgaper *Mya arenaria* is ondanks zijn naam ('arenaria' betekent 'uit het zand', en de Nederlandse naam vermeldt ook het strand) gebonden aan slibrijke sedimenten. De soort kon door beperkte voorkomens niet in Westerschelde en Oosterschelde worden gemodelleerd, maar is ook daar, net als in de Waddenzee, gebonden aan stabiele slibrijke sedimenten. De grote volwassen dieren (tot 15 cm) kunnen zich niet meer verticaal verplaatsen in het sediment, en zijn daardoor in hun voorkomen beperkt tot stabiele sedimenten met beperkte erosie en depositie. Dergelijke stabiliteit vereist voldoende cohesiviteit en dus slibgehalte. Jongere dieren hebben een bredere verspreiding dan de volwassenen en zijn minder strikt aan sedimentstabiliteit gebonden.

De wapenworm *Scoloplos armiger* heeft een uitgesproken en systeemonafhankelijke voorkeur voor zandige sedimenten. Dit is een zeer beweeglijke soort, die zich veel gemakkelijker verplaatst in zandige sedimenten

In tegenstelling tot de genoemde soorten die rechtstreeks op het slibgehalte van het sediment reageren, zijn hydrodynamische omstandigheden waarschijnlijk het meest bepalend voor de schelpdieren kokkel (*Cerastoderma edule*), nonnetje (*Macoma balthica*) en Amerikaanse zwaardschede (*Ensis leei*). In verschillende systemen worden zij bij andere slibgehalten teruggevonden, afhankelijk van de slibvoorradijgheid in het systeem. De soorten hebben verschillende voorkeuren voor overspoelingsduur en verdelen de niche ook op die basis. Bij het nonnetje, een brakwatersoort, speelt daarnaast ook het zoutgehalte een rol. De voorkeur van de mossel (*Mytilus edulis*) voor slibgehalte is onduidelijk. De soort is afhankelijk van de stabiliteit van het sediment omdat de banken zich slechts vormen op plaatsen waar de mossels stabiel kunnen blijven liggen, tegen golfslag en stroming in. In de Waddenzee zijn dat vooral slibbige sedimenten, maar het is waarschijnlijk dat vooral de hydrodynamische omstandigheden bepalend zijn (Brinkman et al. 2002). De verwachting is dat deze soorten relatief onafhankelijk zijn van (beperkte) veranderingen in slibgehalte van het sediment.

Bij de gemodelleerde scenario's aan slibonttrekking kunnen we ervanuit gaan dat zandige locaties niet zullen veranderen in slibrijke locaties. Soorten met een voorkeur voor zandige locaties met weinig slib (bv. *Scoloplos armiger*, *Lanice conchilega*) zullen door slibonttrekking niet negatief worden beïnvloed. Als het slibgehalte van sommige zanden zou verminderen, zou dat voor deze soorten zelfs tot uitbreiding van hun areaal kunnen leiden. Hun huidige verspreiding in slibarme zanden zal wellicht niet veranderen.

Voor soorten met een duidelijke voorkeur zeer slibrijke sedimenten (bv. *Hediste diversicolor*, *Peringia ulvae*, *Mya arenaria*) worden evenmin grote veranderingen verwacht. Bij beperkte slibonttrekking kan niet worden verwacht dat de slibrijke sedimenten op de wantijen en dichtbij de landkust in slibarme zanden zullen worden veranderd. Wel zou slibonttrekking kunnen leiden tot een (beperkte) inkrimping van hun areaal.

Schelpdieren die vooral hydrodynamisch worden gestuurd, zullen wellicht ook geen grote veranderingen ondergaan omdat zij relatief onafhankelijk zijn van slibgehalte als causale factor. Er is enige twijfel bij de mossel, omdat voor die soort de voorkeur voor slib uitgesproken is in de analyse voor de Waddenzee, en geen vergelijkingsmateriaal met andere systemen voorhanden is.

De grootste veranderingen in voorkomen van soorten zijn wellicht te verwachten voor soorten die sterk afhankelijk zijn van een intermediaire korrelgrootte (slibhoudend zand). De wadpier *Arenicola marina* springt hier het duidelijkst in het oog. De wadpier is een soort die door zijn vergraving een sterke invloed uitoefent op het sediment en daarmee op de rest van de gemeenschap (Volkenborn et al. 2009). Gemeenschappen die door wadpieren worden gedomineerd zijn vaak soortenrijk en hebben een hoge totale biomassa. De wadpier zelf is één van de belangrijkste soorten van de Waddenzee in termen van systeemgemiddelde biomassa. We verwachten dat het voorkomen van deze soort, en met de soort ook de rest van de gemeenschap, gevoelig zal zijn voor veranderingen in slibgehalte die waarschijnlijk kunnen voorkomen als gevolg van slibonttrekking. Daarbij is het van belang dat de modellen voor slibdynamiek betrouwbare voorspellingen opleveren voor het slibgehalte op de platen, omdat de wadpier vooral bij hoge droogvalduur wordt gevonden.

## 5 Discussie

De centrale vraag in dit rapport is of (bijkomende) slibonttrekking in de Waddenzee van invloed is op de slibdynamiek in Noordzee en Waddenzee, op slibconcentraties in water en bodem, en wat mogelijke gevolgen van slibonttrekking zouden kunnen zijn. Daarbij zijn de volgende, elkaar uitsluitende alternatieve hypothesen geformuleerd in Hoofdstuk 1.4: *Een slibonttrekking zorgt voor een slibtekort door een grotere slibvraag maar gelijkblijvend slibaanbod. Of, alternatief: Er is voldoende slib waardoor een slibonttrekking zorgt voor een groter slibaanbod.*

De tweede, alternatieve, hypothese is gebaseerd op de waarneming dat de bruto fluxen van slib in en uit de Waddenzee minstens een orde van grootte hoger liggen dan de netto fluxen. Op basis daarvan kan men veronderstellen dat indien de onttrekking laag is ten opzichte van de bruto fluxen, het onttrekken van een hoeveelheid slib aan die brutofluxen slechts een zeer beperkt effect zal hebben op de concentraties en dat slib *de facto* als onuitputbaar kan worden beschouwd voor de Waddenzee.

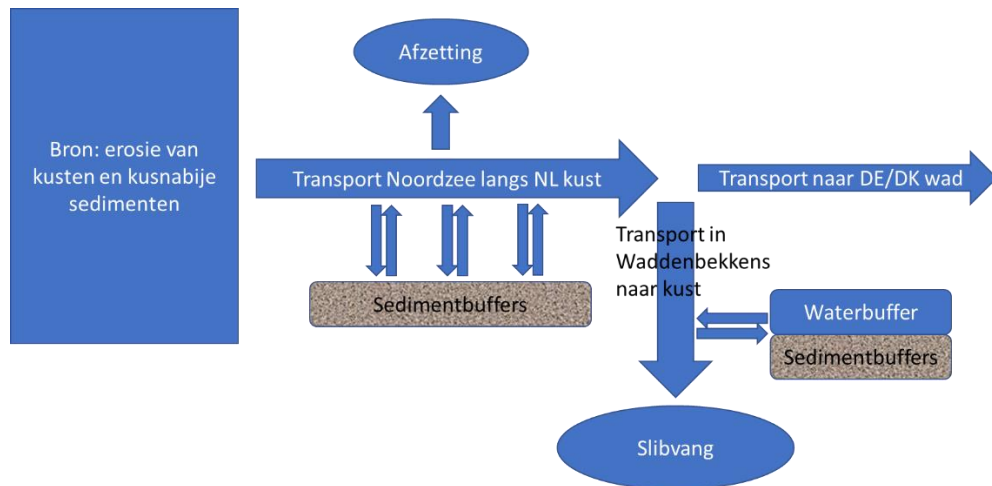
De eerste hypothese daarentegen, is gebaseerd op een beschouwing van de massabalans. De aanvoer van slib naar de Nederlandse kust, en verder naar de trilaterale Waddenzee, wordt bepaald door bronnen in het kanaal en in de Belgische en Engelse kustzone. Als die aanvoer niet afhankelijk is van de vraag in de Waddenzee, moet een verhoogde slibonttrekking een groter deel van een eindige bron opgebruiken, en daardoor aanleiding geven tot een verlaging van concentraties en een verlaging van de flux van slib voorbij de Nederlandse Waddenzee naar Duitsland en Denemarken. Omdat in de huidige situatie zowat alle slib in de kustlangse stroming ergens in de Trilaterale Waddenzee wordt afgezet of onttrokken, zal een extra slibonttrekking in de Nederlandse Waddenzee automatisch leiden tot een vermindering van de jaarlijkse transporten naar de Duitse en Deense delen van de Waddenzee.

Bij de evaluatie van deze hypothesen worden in dit rapport verschillende benaderingen gepresenteerd, die toelaten het belang van verschillende elementen tegenover elkaar af te wegen. Voor de helderheid van de discussie worden de verschillende elementen van het slibsysteem schematisch weergegeven in Figuur 5.1. Slibonttrekking kan – in principe – op ieder van deze elementen invloed uitoefenen.

Beperking van de hoeveelheid slib die de Waddenzee kan binnenkomen kan gebeuren door aanbodbeperking bij de bron, of door transportbeperking op de Noordzee. Aanbodbeperking bij de bron is te verwachten als de bron van slib niet afhankelijk is van de lokale concentratie, maar bepaald wordt door lokale (weersafhankelijke) externe factoren. Bij aanbodbeperking zal een verlaging van de concentratie, bv. als gevolg van slibonttrekking in de Waddenzee, geen aanleiding geven tot het verhogen van de inputflux vanuit de bron in het Noordzeesysteem. Transportbeperking in de Noordzee treedt op als het systeem niet in staat is meer dan een bepaalde hoeveelheid slib per eenheid van tijd te transporteren. Eventuele hogere influx bij de bron zal dan andere wegen zoeken, maar de flux is onafhankelijk van de bron.

Gegeven een bepaalde flux en concentratie van slib in de Noordzee ter hoogte van de Waddenzee, kunnen ook verschillende beperkingen gelden. Als de netto flux van slib naar de vastelandskust van de Waddenzee aanbodbeperkt is, dan zal die flux altijd evenredig zijn met de concentratie in de Noordzee. De hoeveelheid slib die in de Waddenzee kan worden ingevangen zal dan een zuivere functie zijn van de concentratie in de Noordzee. Slibonttrekking zal, gebaseerd op massabalansen, leiden tot een verlaging van de

concentratie in de Noordzee, wat een terugkoppeling geeft op de maximale grootte van de slibonttrekking. Uitbreiding van de slibvang in de Waddenzee zou dan in de limiet kunnen leiden tot het stilvallen van het resttransport naar de rest van de trilaterale Waddenzee, omdat de (theoretische) mogelijkheid zou bestaan om alle slib dat in de Noordzee langs de Waddenkust stroomt, af te vangen in de Nederlandse Waddenzee.



*Figuur 5.1 Schematische voorstelling van bronnen, transport en vastlegging van slib langs de Nederlandse kust, met nadruk op de Nederlandse Waddenzee. Voorgesteld zijn de bron van het slib dat langs de kust wordt getransporteerd, de transportprocessen in de Noordzee waarbij herhaaldelijke uitwisseling met buffers in het sediment en permanente afzetting van slib plaatsvinden, het transport door de bekkens van de Waddenzee (uitwisselend met water en sediment), afzetting in slibvang, en resttransport naar de rest van de trilaterale Waddenzee.*

Transportbeperking binnen in de bekkens van de Waddenzee zet een limiet op de totale hoeveelheid slib die langs de vastelandskust van de Nederlandse Waddenzee kan worden afgevangen. De slibvang langs die vastelandskust verlaagt lokaal de concentratie, tot die in de limiet gelijk wordt aan de concentratie in de Noordzee langs de Wadden, en de totale flux naar de slibvang wordt beperkt tot het (rest)transportvermogen van het systeem binnen de Waddenzee. Door een dergelijke beperking is het niet mogelijk om in de Nederlandse Waddenzee de totale flux uit de Noordzee in te vangen, en blijft een verminderd, maar substantieel resttransport naar de rest van de trilaterale Waddenzee bestaan. Er is dus op twee verschillende schalen sprake van een afweging van de basishypothese. In beide gevallen betreft het een afweging tussen aanbodbeperking en transportbeperking. In beide gevallen is ook sprake van buffers, waarin een hoeveelheid mobiel slib is opgeslagen. Omdat de waterkolom maar een beperkte hoeveelheid slib kan bevatten, zelfs bij hoge concentraties, vormt het bodemsediment de voornaamste buffer. Iedere ingreep in het slibstelsel zal door deze buffers worden gecompenseerd, zodat niet is te verwachten dat er op heel korte termijn grote veranderingen in concentratie en flux zullen optreden. De tijdschaal waarop veranderingen zich zullen manifesteren is van groot belang bij het opzetten van monitoringprogramma's.

## Beschouwing effecten slibonttrekking op slibdynamiek op basis van analytische balans

Een sterk vereenvoudigd analytisch model voorspelt een minimale invloed van slibonttrekking op de concentratie zwevende stof in de Waddenzee en de Noordzee. Zelfs als 10 MT/jaar wordt onttrokken, dat is zowat de totale flux van slib langs de Nederlandse kust, zou de concentratie met niet meer dan 5 mg/l dalen. Er zijn twee redenen waarom dit model deze resultaten oplevert. Ten eerste wordt aangenomen dat de concentratie slib in de zee onveranderlijk is. Er is dus een randvoorwaarde opgelegd die ervoor zorgt dat er, onafhankelijk van de onttrekking, altijd een bron van slib aanwezig blijft die in staat is de volledige onttrekking te compenseren. De tweede reden is dat het model veronderstelt dat menging van Noordzee- en Waddenwater onmiddellijk en volledig is. Daardoor kan ieder getij het water in de volledige Waddenzee verversen en blijven de concentraties in de Waddenzee zeer dicht bij de evenwichtsconcentraties zonder onttrekking. In termen van het schema in Figuur 5.1 is er dus geen sprake van aanbodbeperking op de Noordzee, maar van transportbeperking. Verder wordt aangenomen dat er geen transportbeperking is binnen de Waddenzee, maar uitsluitend aanbodbeperking. Tenslotte wordt ook aangenomen dat het transport binnen de bekkens van de Waddenzee zeer snel is. Het is van belang deze vereenvoudigingen kritisch te onderzoeken en te vergelijken met het meer gedetailleerde slibmodel.

De concentraties gesuspendeerd slib in de Noordzee zijn variabel, met een belangrijke meerjarige component (Herman et al., 2018). De flux van slib langs de Nederlandse kust wordt gevoed door erosie van sedimenten en kusten in de kanaalmond en voor de Belgische kust (Irion and Zöllmer, 1999; Fettweis en Van den Eynde, 2003), en misschien voor een deel ook de East Anglia kust. Deze bronnen zijn waarschijnlijk niet constant, maar worden niet beïnvloed door onttrekking in de Waddenzee. Het slib dat hier wordt geërodeerd heeft ook geen alternatieve bestemmingen, anders dan het noordwaarts resttransport in de Noordzee. Er is sprake van aanbodbeperking, in de zin dat het aanbod niet stijgt met de vraag. Er is dus geen 'oneindige' bron van slib, die de concentratie bij elke gewenste vraag constant houdt. Die situatie verschilt van de idealisering in het analytisch model. De transportcapaciteit voor slib langs de Nederlandse kust is op de meeste plaatsen groter dan het feitelijke transport (Hendriks et al. 2020), wat ook op aanbodbeperking wijst. In principe leidt slibonttrekking dus tot een afname van de concentraties en van de kustlangse flux in de Noordzee, tenminste stroomafwaarts van de plaats van onttrekking, maar door diffusieve menging wellicht ook stroomopwaarts.

Een belangrijke nuancering van deze stelling moet hier worden gemaakt, als gevolg van het belang van de sedimentbuffers in de transportprocessen langs de Nederlandse kust. Verwacht men op lange termijn een daling van flux en concentratie als gevolg van extra slibonttrekking, dan moet worden opgemerkt dat die afname niet onmiddellijk zal optreden. Tijdens het transport van slib langs de kust vormt de Noordzeebodem een belangrijke buffer. De residuele transportsnelheid van slib langs de Nederlandse kust is aanzienlijk lager dan de residuele transportsnelheid van water. Dat komt omdat slib herhaaldelijk in het sediment wordt afgezet, daar een tijd verblijft, en dan na resuspensie weer een stuk verder wordt getransporteerd. Op basis van tracers is door Laane et al. (1999) geschat dat de residuele transportsnelheid van slib een orde van grootte kleiner is dan die van water. Het gevolg is dat effecten op de concentratie in de Noordzee pas op een tijdschaal van jaren tot decennia zichtbaar zullen worden, maar zeker in de eerste jaren na de start van een substantiële slibonttrekking grotendeels onzichtbaar zullen blijven. Men moet bij het plannen en uitvoeren van slibonttrekking een oog houden voor effecten op de langere termijn.

### **Beschouwing effecten slibonttrekking op slibdynamiek met numeriek model**

De menging van Noordzee- en Waddenzeeewater, die in het versimpelde analytische model als onmiddellijk wordt voorgesteld, blijkt in het numerieke slibmodel veel kleiner te zijn en een belangrijke rol te spelen. De resultaten van het slibmodel tonen aan dat zowel op de korte termijn van 1 maand, als op de termijn van 1 jaar, een aanzienlijke verlaging optreedt van de slibconcentraties in water en bodem van het Waddenzeebekken rond de slibonttrekking. De afname in concentraties gesuspendeerd slib is substantieel, in de orde van tientallen procenten van de gemiddelde concentraties over een gebied van vele vierkante kilometers rond een onttrekking van orde 1 MT/jaar (Figuur 3.9 tot Figuur 3.14). Slib wordt gemobiliseerd uit buffers in de bodem, waarbij aanvankelijk (na 1 maand) een vermindering van slibgehalte in het sediment van de platen wordt voorspeld, met tijdelijke verhoging in de geulen. Na 1 jaar is dat patroon omgekeerd, wellicht omdat verhoogde import van slib eerst de platen van nieuw slib voorziet, terwijl de tijdelijke opslag in de geulen wordt uitgeput. Deze eerste resultaten behoeven verdere verfijning, onder meer in een meer gedetailleerde massabalans. Ze tonen voorlopig wel aan dat niet-verwaarloosbare veranderingen kunnen optreden over een aanzienlijk deel van de Waddenzee, als gevolg van een grote slibonttrekking. Ze tonen daarnaast ook aan dat transportbeperking van slib wel degelijk een rol speelt bij slibinvang. Hoewel slib snel en over vrij grote afstanden kan worden getransporteerd door het getij (het blijft immers lang in suspensie), lijkt de residuele snelheid ook in de Waddenzee eerder beperkt te zijn. Er komt als gevolg van een slibonttrekking een grotere influx vanuit de Noordzee op gang, maar deze vraagt tijd om zich te ontwikkelen en is niet in staat om de ontstane concentratiegradiënten op te heffen. Procesmatig verloopt het netto slibtransport in een Waddenzeebekken tegen de concentratiegradiënt in. Het is afhankelijk van processen als estuariene circulatie, tidal straining en settling/scour lag. Die processen zijn van belang op een tijdschaal van residueel transport, aanzienlijk langer dan de tijdschaal van het getij. Er is dus ook een theoretische basis voor het optreden van een transportbeperking. Wel is, voor de interpretatie van het slibmodel, van groot belang om te controleren of de relevante parameters (bv. kritische bodemschuifspanning voor depositie en resuspensie) voldoende fijn afgeregeld zijn. Variatie in deze parameters zou theoretisch een groot effect kunnen hebben op het residueel transport, maar afregeling tegenover waarnemingen in een min of meer evenwichtige situatie is niet zeker.

In de drie simulaties met slibvang zijn alleen aanpassingen aan de bathymetrie uitgevoerd, die kunnen leiden tot slibinvang. De omvang van de slibinvang is niet opgelegd. Het is opvallend dat de gerealiseerde slibinvang in het eerste jaar voor de drie scenario's zeer gelijkaardig is: 780, 820 en 840 miljoen kg gerealiseerde slibinvang is essentieel dezelfde waarde, ondanks de sterke verschillen in opzet van de slibvangen (binnendijks vs. buitendijks, verschillende locaties). Tezamen met de aanzienlijke verlagingen in concentraties gesuspendeerd slib in de waterkolom, suggereert dit dat er een limiet is voor de maximale slibinvang die aan de landkust van de Waddenzee te realiseren is. Het systeem lijkt niet in staat om meer dan 0,8 MT/jaar naar een enkele slibinvang bij de kust te transporteren, zelfs als condities worden gecreëerd waarin al het slib dat de kust bereikt wordt afgevangen. Het is een interessante vraag wat de limiet zou zijn indien over de gehele kust slib wordt afgevangen. Dit zou in een vervolgberekening moeten worden uitgezocht, want dit getal zou een belangrijke bovenste limiet kunnen betekenen voor slibonttrekking, als de hypothese van transportlimitering kan worden bevestigd.

Transportbeperking van slib in de Nederlandse Waddenzee, betekent dat er een maximale slibonttrekking bestaat die kleiner is dan de totale slibflux in de Noordzee langs de Nederlandse Waddenkust. Voor het resttransport naar de Duitse en Deense Waddenzee, betekent dit dat slibonttrekking in de Nederlandse Waddenzee weliswaar kan leiden tot een verkleind resttransport naar de trilaterale Waddenzee, maar niet tot het stilvallen van dit transport. Verhoogde slibonttrekking in de Nederlandse Waddenzee zou kunnen leiden tot een kwantitatieve discussie (blijft er genoeg slib over voor het meegroeivermogen van de hele trilaterale Waddenzee), maar niet tot een alles-of-niets discussie.

### **Bevindingen voor slibdynamiek**

De hypothese van transportbeperking voor slib in de Waddenzee heeft mogelijk belangrijke gevolgen voor het meegroeivermogen van de kwelders. Als deze hypothese wordt bevestigd in nader modelonderzoek, zou het betekenen dat de maximale sedimentatie op de kwelders niet zozeer wordt beperkt door de omvang van de slibstroom langs de Nederlandse kust, maar vooral door het transportvermogen in de Waddenzee. Als additionele slibvang langs de Waddenzeekust zou plaatsvinden, zou slibbeperking van het meegroeivermogen van de kwelders aanzienlijk eerder kunnen optreden dan op basis van de slibfluxen zou worden ingeschat. Er is dan immers binnen een bekken een 'competitie om slib', waarbij slib dat wordt ingevangen ten koste gaat van de slibflux naar de kwelders. Dat hoeft niet te leiden tot onaanvaardbare consequenties, maar het is wel een belangrijk punt om rekening mee te houden.

De resultaten van het slibmodel nuanceren dus in belangrijke mate de uitkomsten van het (te) eenvoudige analytische model. Zij suggereren dat transportbeperking binnen de Waddenzee een belangrijke factor is, die zorgt voor een uitstralend effect van een slibvang op de concentraties in water en bodem binnen de Waddenzee, en die tevens de maximaal mogelijke slibvang langs de Waddenzeekust beperkt. Daarnaast wijzen de beschouwingen over de flux van slib langs de Nederlandse kust op een aanbodbeperking, maar met een belangrijke vertragende buffer in het sediment. Tezamen zullen die op langere termijn (decenniumschaal) leiden tot een aanpassing van de flux naar de trilaterale Waddenzee als gevolg van een slibonttrekking die op lange termijn wordt volgehouden, maar niet tot het stilvallen van het resttransport naar Duitsland.

### **Historische slibonttrekkingen**

Slibonttrekking in de Waddenzee is natuurlijk geen nieuw fenomeen. Historisch is op verschillende manieren slib ingevangen. Reeds sinds 1600 zijn kwelderwerken gebruikt om slib in te vangen op hoge gelegen intergetijdegebieden. Hierdoor heeft lokaal veel extra slibaanwas plaatsgevonden, maar op grotere schaal vooral herverdeling van sediment doordat het kwelderareaal sterk afnam als gevolg van bedijkingen. In het Eems-Dollard estuarium is de historische omvang van netto slibvang afgeschat door van Maren et al. (2016) als 1-2 MT/jaar. In de Nederlandse Waddenzee buiten de Eems-Dollard zijn er twee belangrijke mechanismen geweest voor slibvang sinds de jaren dertig van de vorige eeuw. Afsluitingen hebben geleid tot degeneratie van geulen, die gedeeltelijk met slib of slibrijk zand zijn opgevuld. Daarnaast hebben de kwelderwerken een aanzienlijke rol gespeeld als slibvang. De afgesloten zijtakken (Zuiderzee en Lauwerszee) vormden belangrijke slibvangen die zijn weggevallen. Er zijn dus al aanzienlijke veranderingen opgetreden in de slibdynamiek van de Waddenzee.

In dit verband kunnen gegevens over zeegras in relatie tot de afsluiting van de Zuiderzee van belang zijn. In historische bronnen is heel goed gedocumenteerd dat grote zeegrasvelden in het Marsdiepbekken voorkwamen tot op een aanzienlijke diepte (2 m onder laagwater) (Giesen et al. 1990). Uit de lichtgevoeligheid van zeegras, dat groeit tot ongeveer een diepte waar 10% van het oppervlaktelicht doordringt, kan worden afgeleid dat in elk geval ter hoogte van de zeegrasvelden het water aanzienlijk helderder moet zijn geweest dan het nu is. Dit is de meest waarschijnlijke reden waarom het zeegras na de jaren 1930 niet is weergekeerd in dit deel van de Waddenzee (van der Heide et al. 2007). Deze gegevens suggereren dat de aanwezigheid van een slibvang leidde tot lagere concentraties in het bekken, zoals door het model aangegeven.

Ook de historische slibkaarten, geanalyseerd door Colina Alonso et al. (2021), tonen aan dat na de afsluiting van de Zuiderzee een aanzienlijke slibsedimentatie heeft plaatsgevonden in het Marsdiepbekken. Gedeeltelijk is die sedimentatie een gevolg van het hydrodynamisch onevenwicht door te omvangrijke geulen, maar wellicht speelde ook een rol dat slib voorradig was dat tevoren in de Zuiderzee sedimenteerde. In elk geval heeft slibsedimentatie voor

ongeveer een derde bijgedragen tot de morfologische adaptatie in het bekken, en blijft slib accumuleren in het bekken, terwijl dit voor zand veel minder of niet het geval is. De resultaten van het slibmodel suggereren dat de slibconcentraties die we in de huidige Waddenzee kennen, mede beïnvloed moeten zijn door de afsluitingen, die bestaande slibvangen hebben afgesloten en nieuwe hebben gecreëerd in de te ruime geulen.

Slibsedimentatie door aanpassingen van geulen aan afsluitingen is nog niet helemaal gestopt, maar kan door beheer nauwelijks worden aangepast. Dat is anders voor kwelderwerken. Het is, in principe, een optie om minder slib te laten sedimenteren op kwelderwerken, bv. door het stoppen van het onderhoud van de werken, en dit slib op een andere plaats en andere manier in te vangen. Zulke verschuivingen, indien ruimtelijk goed ingepland, zullen waarschijnlijk weinig gevolgen hebben voor de grootschalige slibdynamiek in de Waddenzee. Die situatie is zeer verschillend met wat verwacht kan worden als substantiële slibonttrekking zou worden geïnitieerd bovenop de slibvang die al door de kwelderwerken wordt uitgeoefend. Verwacht kan worden dat beide vormen van slibonttrekking met elkaar zullen interfereren. Dat kan gevolgen hebben voor het meegroeivermogen van de kwelders, dat bij sterke zeespiegelstijging onder druk komt te staan. Inboeten op de kwelderwerken kan gevolgen hebben voor de stabiliteit van de kwelders op de langere termijn. Deze overwegingen kunnen meegenomen worden in een slibbeheer van de Waddenzee.

### **Ecologische effecten van slibonttrekking**

Als slibonttrekking leidt tot verlagen van de slibconcentraties in water en bodem, dan zijn allerlei ecologische effecten te verwachten. Uit hoofdstuk 4 blijkt dat de effecten op primaire productie en filter feeders waarschijnlijk beperkt zijn, en eerder positief zullen uitvallen. Er zijn twee aandachtspunten bij de ecologische effecten: meegroeivermogen van de kwelders en habitatgeschiktheid voor benthos.

Het meegroeivermogen van de kwelders is in de huidige Waddenzee vooral beperkt voor de eilandkwelders. Als daar een verdere beperking van het slibaanbod optreedt, zouden op relatief korte termijn negatieve gevolgen kunnen worden verwacht. Op een iets langere tijdschaal kan ook het meegroeivermogen van de vastelandskwelders worden geraakt, tenminste als de transportbeperking voor slib in de Waddenzee door verder onderzoek wordt bevestigd. Er is nader onderzoek nodig naar de gevolgen van slibonttrekking voor het meegroeivermogen bij verschillende scenario's van zeespiegelstijging.

De habitatgeschiktheid voor benthos wordt niet voor alle soorten en op alle plaatsen op dezelfde manier beperkt door een vermindering van slibgehalte van de bodem. Verwacht wordt dat vermindering van slibgehalte weinig invloed zal hebben op zowel de zeer zandige als de zeer slibbige bodems. De zeer zandige bodems kunnen weinig veranderen, en de zeer slibbige bodems blijven zelfs bij een substantiële vermindering van het slibgehalte nog steeds geschikt voor dezelfde groep van soorten. De hoogste gevoeligheid situeert zich bij zandige bodems met een significante slibfractie: de bodems met een mediane korrelgrootte van ongeveer 150 micrometer. Dit is een zeer belangrijk habitatype in de Waddenzee. Het is het habitat waarin de wadpier, het nonnetje en andere belangrijke soorten dominant zijn. Het slibgehalte in deze bodems is eerder beperkt en daardoor zou het relatief snel kunnen veranderen als de slibdynamiek zich aanpast. Dat zou aanzienlijke ecologische verschuivingen met zich kunnen meebrengen. Nu de responscurves van belangrijke soorten goed in kaart zijn gebracht, is het van belang in vervolgonderzoek ruimtelijk te onderzoeken of en waar slibonttrekking zou leiden tot een vermindering van slibgehalte in dit cruciaal habitatype.



### **Naar een afwegingskader**

De Waddenzee is, ook in historisch opzicht, een variabel gebied dat verschillende menselijke invloeden heeft ondergaan. Dat geldt zeker ook voor slibonttrekking in de Nederlandse Waddenzee. Tegelijk heeft de Waddenzee een grote ecologische veerkracht, waardoor veranderingen niet altijd tot groot verlies hoeven te leiden. De inpolderingen en afsluitingen hebben een sterke, maar niet altijd goed gekwantificeerde, invloed uitgeoefend op het hele Waddensysteem, inclusief de ecologie. Er is geen zekerheid dat de huidige toestand van de Waddenzee in dat opzicht optimaal is. Toch moet, door de immense waarde van het gebied voor de wereldwijde natuur, met omzichtigheid omgesprongen worden met nieuwe ingrepen. Nieuwe slibonttrekkingen zullen invloed uitoefenen op de ecologie, vooral op het habitat voor bodemdieren en op de kwelders. Dat betreft cruciale natuurwaarden van de Waddenzee. De positieve effecten op primaire productie en filter feeders vormen onvoldoende tegengewicht om effecten op habitat uit te vlakken. Verder kan verhoogde slibonttrekking in de Nederlandse Waddenzee invloed uitoefenen op de slibflux naar de rest van de trilaterale Waddenzee, waardoor de afweging ook supranationaal moet worden gemaakt.

Het eerste belangrijke punt voor een afwegingskader, is de vraag in hoeverre een nieuw initiatief voor slibonttrekking leidt tot verminderde slibafzetting op de platen en kwelders in hetzelfde en naburige bekkens, en daarmee op habitatkwaliteit en meegroeivermogen. Het slibmodel suggereert dat een dergelijke invloed zeer wel mogelijk is, maar de grootte ervan zal afhangen van de mate van slibonttrekking. De gesimuleerde slibvangen waren zeer omvangrijk en zijn daarom niet noodzakelijk representatief voor kleinere ingrepen. Het is onwaarschijnlijk dat in de huidige toestand het volledige transportvermogen voor slib wordt geëxploiteerd, dus er zou een zekere ruimte voor slibvang kunnen bestaan die beperkt invloed uitoefent op kwelders en platen. Nader modelonderzoek is hiervoor nodig.

Het tweede belangrijke punt is de afweging van voor- en nadelen van slibonttrekking. Het bevorderen van lokaal meegroeivermogen op kwetsbare punten van de vastelandskust kan een aanzienlijk voordeel opleveren voor de veerkracht van het gebied. Het is eveneens goed denkbaar dat het stoppen met 'rondpompen' van slib bij baggerwerken tot aanzienlijke financiële en ecologische voordelen leidt. Die voordelen, evenals positieve gevolgen op helderheid en primaire productie, zullen moeten worden afgezet tegenover eventuele nadelige gevolgen op kwelders en habitatkwaliteit.

Een derde belangrijk punt betreft de trilaterale Waddenzee. Het is onwaarschijnlijk dat het transportvermogen in de Nederlandse Waddenzee voldoende groot is om de hele slibflux naar de trilaterale Waddenzee in Nederland af te vangen. Toch is de vraag wat de gevolgen zijn voor de Waddenzee buiten de landsgrenzen een belangrijk deel van het afwegingskader. De rol van slib in het Waddenecosysteem vermindert van de slibrijkere Nederlandse Waddenzee naar de Duitse en Deense Waddenzee toe. Het is mogelijk dat ecologische gevolgen van het verminderen van de transnationale flux daardoor eerder beperkt zullen zijn. Daar staat tegenover dat vrijwaren van het meegroeivermogen overal in de trilaterale Waddenzee van belang is. Nader overleg op het niveau van de trilaterale Waddenzee lijkt daarom aangewezen, als onderdeel van een afwegingskader voor slibonttrekkingen in Nederland.

In trilateraal verband speelt ook het historische perspectief een rol bij het maken van internationale afspraken over de hoeveelheid slib die mag worden vastgelegd om het bestaande evenwicht niet te verstoren. Hiervoor is van belang hoe groot historische slibafzettingen in de Nederlandse Waddenzee zijn geweest en hoe deze zich verhouden ten opzichte van historische slibafzettingen in de Duitse en Deense Waddenzee.

De duur van slibonttrekkingen speelt tenslotte ook een belangrijke rol. Een eenmalige onttrekking, zelfs van een substantiële hoeveelheid slib, kan waarschijnlijk relatief gemakkelijk gebufferd worden door sedimentbuffers in de Waddenzee en Noordzee. Een kleinere, maar systematisch volgehouden onttrekking zal op langere termijn effecten hebben op de concentraties en fluxen in de Noordzee, nadat de buffers in een nieuw evenwicht zijn getreden.

Bij elke beslissing over slibonttrekking hoort een monitoring over een lange periode van meer dan een decennium. Dit pleit voor een goed continu monitoringsysteem van slib in de Waddenzee, zeker als er verspreide slibonttrekkingen plaats zouden vinden. Grootschalige effecten kunnen vrij lang op zich laten wachten, waardoor het belangrijk is voorzichtig op te treden en voldoende tijd te reserveren om het systeem regelmatig opnieuw te evalueren. Het zou bijzonder onverstandig zijn om nu overal en zonder coördinatie op de trein van slibonttrekking te springen, te meer omdat in de Eems-Dollard al is besloten tot substantiële onttrekkingen, en dit wellicht ook een uitstralend effect op de rest van de Waddenzee zal hebben.

Met deze elementen in het afwegingskader, blijft het natuurlijk de vraag of een bepaalde slibonttrekking acceptabel is. Dat is een waarderingsvraag die afhangt van het relatieve belang dat aan de verschillende aspecten wordt toegekend, in wetgeving en in waardering door de burgers. Op die vraag wordt hier niet ingegaan. Doelstelling van het huidige rapport is om de elementen naar voren te brengen die kunnen helpen om de discussie in duidelijke termen te voeren.

## 6 Conclusie

### 6.1 Bevindingen

In deze studie is de gevoeligheid van het (eco)systeem Waddenzee voor een lokale slibonttrekking op verschillende manieren onderzocht. Als leidraad is daarbij de hypothese gesteld *dat een slibonttrekking zorgt voor slibtekort door een grotere slibvraag bij gelijkblijvend slibaanbod*. Als alternatieve hypothese is gesteld *dat er voldoende slib is, waardoor een slibonttrekking zorgt voor een groter slibaanbod*.

Uit de analytische modelbenaderingen blijkt dat het systeemeffect van een lokale slibonttrekking erg afhankelijk is van de transportbeperkingen binnen het betreffende Waddenzeebekken. Uit het numerieke model blijkt dat zowel op korte termijn (1 maand) als op middellange termijn (1 jaar) een aanzienlijke verlaging (>10%) kan optreden van slibconcentraties in water en bodem nabij een slibonttrekking. Slib kan worden gemobiliseerd vanuit buffers in de bodem, waarbij de verdeling van slib tussen geulen en platen kan verschuiven. Ook dit duidt op transportbeperking van slib binnen de Waddenzeebekken. Processen die een dergelijke transportbeperking kunnen ondervinden zijn o.a. estuariene circulatie, tidal straining en asymmetrieëffecten als settling/scour lag. Dit plaatst een beperking op de maximale slibonttrekking in de Nederlandse Waddenzee. Het beperkt tegelijk het maximale effect op de oostwaartse slibflux naar de trilaterale Waddenzee. Daarbij dient opgemerkt te worden dat als de transportlimitering kleiner blijkt te zijn dan we nu inschatten (en er dus meer slib ingevangen kan worden), het effect op de oostwaartse slibflux naar de Duitse Waddenzee in verhouding sterker zal zijn. Kwantificatie van die transportbeperking hebben we geïdentificeerd als belangrijkste kennisleemte, omdat deze op dit moment een grote mate van onzekerheid veroorzaakt voor de beleidsvorming. Dit aspect verdient daarom prioriteit in vervolgonderzoek op het onderwerp slib onttrekken.

Qua gevolgen voor de ecologie zijn de voordelen van een slibonttrekking vooral een stimulering van primaire productie en filter feeders. Echter wordt verwacht dat nutriëntenlimitering al snel de beperkende factor zal worden en het voordeel daardoor slechts beperkt effect zal hebben. Aan de andere kant zijn er zeker nadelen van slibonttrekking voor de ecologie, die te wijten zijn aan interne herverdeling van slib tussen kwelders, platen en de onttrekking. Daardoor kan het meegroeivermogen van de platen en kwelders worden aangetast en zou het slibgehalte van zandige platen met een beperkt slibgehalte verder kunnen verlagen, waarmee dit belangrijke habitatype voor benthos (bv. de wadpier, het nonnetje en andere belangrijke soorten) aanmerkelijk kan worden beïnvloed.

Resumerend zijn de effecten van slibonttrekkingen uit de Waddenzee in kaart gebracht op verschillende ruimtelijke schalen: per bekken, voor de Nederlandse Waddenzee en, in beperkte mate, ook de trilaterale Waddenzee. De beschouwing van verschillende aspecten (historische ontwikkeling, slibdynamiek, morfologie en ecologie) heeft het inzicht in de limiet van eventuele onttrekkingen vergroot, waarbij ook kennislücken zijn geïdentificeerd die meer aandacht behoeven in vervolgonderzoek. Tot slot is een aanzet gemaakt voor een afwegingskader voor de evaluatie van slibonttrekkingsscenario's, waarbij als belangrijke aandachtspunten zijn aangemerkt:

- In hoeverre een slibonttrekking leidt tot verminderde slibafzetting op de platen en kwelders in hetzelfde en naburige bekken;
- Afweging van mogelijke voordelen (zoals het bevorderen van meegroeivermogen langs de vastelandskust) en nadelen (zoals effecten op habitatgeschiktheid voor benthos) van slibonttrekking;

- De gevolgen van lokale slibonttrekking voor de trilaterale Waddenzee; en
- Het belang van de tijdsduur en frequentie van slibonttrekkingen voor het (langetermijn)effect.

Tot slot is voor goede beslissingen over slibonttrekkingen een continu monitoringssysteem van slib in de Waddenzee noodzakelijk. Een maatschappelijke afweging kan, op basis van de bovenstaande elementen, dieper ingaan op financiële, economische en sociaal-culturele aspecten van slibonttrekking.

## 6.2 Aanbevelingen

De belangrijkste onderwerpen voor vervolgwerk zijn:

- De mate waarin slibonttrekking zorgt voor een herverdeling van slibvraag en slibaanbod moet nader worden onderzocht. Hiervoor kan worden bekeken in hoeverre een slibonttrekking leidt tot verminderde slibafzetting op de platen en kwelders in hetzelfde en naburige bekkens.
- In dit rapport wordt gesteld dat effecten van slibonttrekking op schaal van de trilaterale Waddenzee op termijn van ongeveer een jaar relatief klein zijn. Onduidelijk is nog welke effecten op langere tijdschaal te verwachten zijn. Mogelijke gevolgen van lokale slibonttrekking op tijdschaal van jaren tot decennia en op ruimtelijke schaal van de trilaterale Waddenzee moeten dus nader worden uitgezocht.
- Dit rapport presenteert transportbeperking binnen de Waddenzee als mogelijk bepalende factor voor de hoeveelheid slib die kan worden ingevangen. Hoewel het modelonderzoek een eerste schatting geeft van de omvang van deze transportbeperking, moet deze omvang en de invloed van de belangrijkste processen in deze transportbeperking nader worden uitgezocht.
- Voor ecologische effecten op de habitatgeschiktheid van benthos zijn in deze studie de responscurves van belangrijke soorten in kaart gebracht. Voor vervolgonderzoek is het van belang om ruimtelijk te onderzoeken of en waar slibonttrekking zou leiden tot een vermindering van slibgehalte in dit cruciaal habitatype.

# Referenties

- Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, 1996. Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe - Zustand und Empfehlungen, 20 pp.
- Arendt, K. E., J. Dutz, S. H. Jónasdóttir, S. Jung-Madsen, J. Mortensen, E. F. Møller, and T. G. Nielsen. 2011. Effects of suspended sediments on copepods feeding in a glacial influenced sub-Arctic fjord. *Journal of Plankton Research* 33:1526-1537.
- Baptist, M. J., T. Gerkema, B. C. van Prooijen, D. S. van Maren, M. van Regteren, K. Schulz, I. Colosimo, J. Vroom, T. van Kessel, B. Grasmeyer, P. Willemsen, K. Elschot, A. V. de Groot, J. Cleveringa, E. M. M. van Eekelen, F. Schuurman, H. J. de Lange, and M. E. B. van Puijenbroek. 2019. Beneficial use of dredged sediment to enhance salt marsh development by applying a 'Mud Motor'. *Ecological Engineering* 127:312-323.
- Besseling, E. & E. Volbeda, 2019. Groningse slibblokken. Handboek voor de ontwikkeling van een mobiele fabriek die bouwblokken maakt van baggerslib. Netics B.V.
- Beukema, J. J. 1976. Biomass and species richness of the macro-benthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 10:236-261.
- Brinkman, A., N. Dankers, and M. van Stralen. 2002. An analysis of mussel bed habitats in the Dutch Wadden Sea. *Helgoland Marine Research* 56:59-75.
- BIOCONSULT, Schuchardt and Scholle GbR, 2018. Umwelt- und naturschutzfachliche Studie zum Sedimentmanagementkonzept für die bremischen Häfen, 116 pp.
- BIOCONSULT and NLWKN, 2012. Sediment Management Strategies in the Weser Estuary – Study in the framework of the Interreg IVB project TIDE. 56 pages. Bremen, Oldenburg.
- Buijsman, M. C., Ridderinkhof, H., 2007. Water transport at subtidal frequencies in the Marsdiep inlet. *J. Sea Res.*, doi: 10.1016/j.seares.2007.04.002.
- Christianen, M. J. A., J. J. Middelburg, S. J. Holthuijsen, J. Jouta, T. J. Compton, T. van der Heide, T. Piersma, J. S. Sinninghe Damsté, H. W. van der Veer, S. Schouten, and H. Olf. 2017. Benthic primary producers are key to sustain the Wadden Sea food web: stable carbon isotope analysis at landscape scale. *Ecology* 98:1498-1512.
- Cleveringa, J. 2018. Slibsedimentatie in de kwelders van de Waddenzee. Bijdrage aan de kwantificering van sinks voor slib in de Wadden i.h.k.v. KRW slib. Arcadis rapport 083755930 0.1, Zwolle.
- Cloern, J. E. 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. *Aquatic Ecology* 33:3-15.
- Colina Alonso, A., 2020. Evolutie van het bodemslib in de Waddenzee: Data analyse. Deltares report 11205229-001-ZKS-0003, 42 pp.
- Colina Alonso, A., Van Maren, D. S., Elias, E. P. L., Holthuijsen, S. J., & Wang, Z. B. (2021). The contribution of sand and mud to infilling of tidal basins in response to a closure dam. *Marine Geology*, 439, 106544.
- Compton, T. J., T. A. Troost, J. Drent, C. Kraan, P. Bocher, J. Leyrer, A. Dekinga, and T. Piersma. 2009. Repeatable sediment associations of burrowing bivalves across six European tidal flat systems. *Marine Ecology Progress Series* 382:87-98.
- Cozzoli, F., T. J. Bouma, T. Ysebaert, and a. Herman. 2013. Application of non-linear quantile regression to macrozoobenthic species distribution modelling: comparing two contrasting basins. *Marine Ecology Progress Series* 475:119-133.
- Cronin, K., R. Plieger, S. Gaytan Aguilar, J.R. de Lima Rego, M. Blaas (2013). MoS2-II: Deterministic Model Calibration: Updates of the ZUNO-DD Hydrodynamic and SPM model Deltares Report 1204561, Delft, March 2013.
- Cronin, K. and Blaas, M., 2015. Maasvlakte 2 and fine sediment fluxes towards the Wadden Sea. A model analysis of pre and post construction phases. Deltares report 1210059-000-ZKS-0005, 32 pp.
- De Kok, J., 1994. Numerical modelling of transport processes in coastal waters. Ph.D. thesis, University of Utrecht, Utrecht, pp. 1–155.

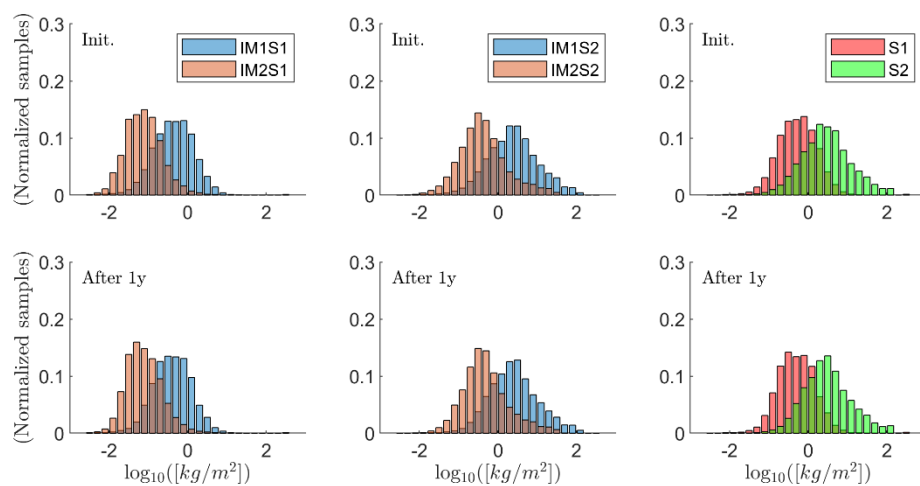
- De Kok, J.M. (2004). Silt transport along the Dutch coast. Sources, fluxes and concentrations. RIKZ report no. RIKZ/OS/2004.148w. The Netherlands.
- De Vries, H. & Smeulders, G., 2016. Waddenslib voor zandgrondverbetering. Eindrapportage van de pilot. RINGadvies/ De Biogeoloog.
- De Vries, H. 2019. Waddenslib voor zandgrondverbetering. RINGadvies, rapportage 2018.
- Dijkema K.S. (1987). Changes in salt marsh area in the Netherlands Wadden Sea after 1600. Chapter 4 from A.H.L. Huiskes, C.W.P.M. Blom en J. Rozema (eds.) *Vegetation between land and sea* ISBN 906193 6497,
- Eisma, D. (1993). Sedimentation in the Dutch-German Wadden Sea. *Mitteilungen des geologisch-paläontologischen Instituts der Universität Hamburg*, 74, 253-274.
- Elias, E. (2019). Een actuele sedimentbalans van de Waddenzee. Deltares rapport 11203683-001-ZKS-0002.
- Elschot, K., A. de Groot, K. Dijkema, C. Sonneveld, J. T. van der Wal, P. de Vries, A. G. Brinkman, W. van Duin, W. Molenaar, J. Krol, A. T. Kuiters, D. de Vries, R. M. A. Wegman, P. A. Slim, E. C. Koppenaar, and J. de Vlas. 2017. 4. Ontwikkeling kwelder Ameland-Oost. Pages 185-328 in J. de Vlas, editor. *Evaluatie bodemdalingsonderzoek 1986-2016*.
- Elschot, K., M. E. B. van Puijenbroek, D. D. G. Lagendijk, J.-T. van der Wal, and C. Sonneveld. 2020. Langetermijntonwikkeling van kwelders in de Waddenzee (1960-2018). *Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu. Wageningen Marine Research, Wageningen*.
- Esselink P., van Duin W.E., Bunje J., Cremer J., Folmer E.O., Frikke J., Glahn M., de Groot A.V., Hecker N., Hellwig U., Jensen K., Körber P., Petersen J. and Stock M., 2017. Salt marshes. In: *Wadden Sea Quality Status Report 2017: Eds.: Kloepper S. et al., Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Last updated 21.12.2017.*  
<https://qsr.waddenseaworldheritage.org/reports/salt-marshes>.
- Fettweis, M., and D. van den Eynde, 2003. The mud deposits and the high turbidity in the Belgian-Dutch coastal zone, southern bight of the North Sea. *Cont. Shelf Res.* 23: 669–691.
- Giesen, W. B. J. T., M. M. van Katwijk, and C. den Hartog. 1990. Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquatic Botany* 37:71-85.
- Gray, J. S. 1974. ANIMAL-SEDIMENT RELATIONSHIPS. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 12:223-261.
- Haarman, F. 2020. Op weg naar een rendabele slibconomie. *Landschap* 2020/3, 123-129.
- Heip, C. H. R., N. K. Goosen, P. M. J. Herman, J. Kromkamp, J. J. Middelburg, and K. Soetaert. 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. Pages 1-149 in A. D. Ansell, R. N. Gibson, and M. Barnes, editors. *Oceanography and Marine Biology - an Annual Review*, Vol 33.
- Hendriks, H. C. M., B. C. van Prooijen, S. G. J. Aarninkhof, and J. C. Winterwerp. 2020. How human activities affect the fine sediment distribution in the Dutch Coastal Zone seabed. *Geomorphology* 367:107314.
- Herman, P. M. J., J. J. Middelburg, J. Widdows, C. H. Lucas, and C. H. R. Heip. 2000. Stable isotopes as trophic tracers: combining field sampling and manipulative labelling of food resources for macrobenthos. *Marine Ecology Progress Series* 204:79-92.
- Herman, P.M.J., Van Kessel, T., Vroom, J., Dankers, P., Cleveringa, J., De Vries, B., Villars, N. 2018. Mud dynamics in the Wadden Sea: towards a conceptual model. Deltares rapport 11202177-000-ZKS-0011.
- Irion, G. and Zöllmer, V., 1999. Clay mineral associations in fine-grained surface sediments of the North Sea. *Journal of Sea Research* 41, S. 119–128.
- Jacobs, P., J. Kromkamp, S. Van Leeuwen, and C. Philippart. 2020. Planktonic primary production in the western Dutch Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 639:53-71.
- Laane, R. W. P. M., H. L. A. Sonneveldt, A. J. Van der Weyden, J. P. G. Loch, and G. Groeneveld. 1999. Trends in the spatial and temporal distribution of metals (Cd, Cu, Zn and Pb) and organic compounds (PCBs and PAHs) in Dutch coastal zone sediments from 1981 to 1996: a model case study for Cd and PCBs. *Journal of Sea Research* 41:1-17.
- Leonard, L. A. 1997. Controls of sediment transport and deposition in an incised mainland marsh basin, southeastern North Carolina. *Wetlands* 17:263-274.
- Lewis, W. M. 2011. Global primary production of lakes: 19th Baldi Memorial Lecture. *Inland Waters* 1:1-28.

- Lenselink, G, M. Taal, S. Hommes, A. Oost, D.S. van Maren, M. Baptist, J. Tamis, B. Brinkman. (2015) Ecologisch perspectief Eems-Dollard 2050, MIRT-onderzoek Eems-Dollard fase 2, Deltares, 1220103-002-VEB-0003.
- McManus, J.P. and Prandle, D., 1997. Development of a model to reproduce observed suspended sediment distributions in the southern North Sea using Principal Component Analysis and Multiple Linear Regression. *Continental Shelf Research* 17. 761-778.
- Mészáros, L., F. Meulen, G. Jongbloed, and G. Serafy. 2021. Climate Change Induced Trends and Uncertainties in Phytoplankton Spring Bloom Dynamics. *Frontiers in Marine Science* 8:669951.
- MIM (2015). Economie en ecologie Eems-Dollard in balans: Eindrapport MIRT-onderzoek. Report by Ministry I&M, and province Groningen.
- Murphy, S., and G. Voulgaris. 2006. Identifying the role of tides, rainfall and seasonality in marsh sedimentation using long-term suspended sediment concentration data. *Marine Geology* 227:31-50.
- Nauw, J.J. and Ridderinkhof, H., 2009 Slibtransport door het Marsdiep op basis van veerbootmetingen (project nr. RKW-1700), NIOZ report 2009-7.
- Nauw JJ, Merckelbach LM, Ridderinkhof H, van Aken HM, 2014. Long-term ferry-based observations of the suspended sediment fluxes through the Marsdiep inlet using acoustic Doppler current profilers. *J Sea Res* 87:17-29. doi:10.1016/j.seares.2013.11.013
- Oost, A.P., A.J.F. van der Spek, C. van Oeveren-Theeuwes & P.K. Tonnon (2018). The contribution of mud to the net yearly sediment volume in the Dutch Wadden Sea. A review based on literature. Deltares report 1220339-006.
- Oost, A., Colina Alonso, A., Esselink, P., Wang, Z.B., Van Kessel, T., Van Maren, B. , 2021. Where Mud Matters. Towards a mud balance for the trilateral Wadden Sea area: Mud supply, transport and deposition
- Philippart, C. J. M., M. S. Salama, J. C. Kromkamp, H. J. van der Woerd, A. F. Zuur, and G. C. Cadée. 2013. Four decades of variability in turbidity in the western Wadden Sea as derived from corrected Secchi disk readings. *Journal of Sea Research* 82:67-79.
- RIKZ (2005). Kwelders en schorren in de kaderrichtlijn water. Rapport RIKZ 2005.020.
- Sassi, M., Duran-Matute, M., van Kessel, T., and Gerkema, T., 2015. Variability of residual fluxes of suspended sediment in a multiple-inlet system: the Dutch Wadden Sea. *Ocean Dynamics* volume 65: 1321–1333
- Sassi, M., Gerkema, T., Duran-Matute, M., and Nauw, J., 2016. Residual water transport in the Marsdiep tidal inlet inferred from observations and a numerical model. *Journal of Marine Research* 74(1.21-42)
- Smits, B.P., Vroom, J., Van Weerdenburg, R., Cleveringa, J., Dankers, P., 2020. Analyse fysische processen Waddenzee. Inzet numeriek model voor analyse systeemwerking en gevoeligheidsscenario's. Deltares rapport 11205229-002-ZKS-0003.
- Van Beusekom, J. E. E., J. Carstensen, T. Dolch, A. Grage, R. Hofmeister, H. Lenhart, O. Kerimoglu, K. Kolbe, J. Pätsch, J. Rick, L. Rönn, and H. Ruitter. 2019. Wadden Sea Eutrophication: Long-Term Trends and Regional Differences. *Frontiers in Marine Science* 6.
- Van der Hout, C., Gerkema, T., Nauw, J.J. and H. Ridderinkhof, 2015. Observations of a narrow zone of high suspended particulate matter (SPM) concentrations along the Dutch coast. *Cont. Shelf Res.*, 95, 27-38.
- Van De Koppel, J., P. M. J. Herman, P. Thoolen, and C. H. R. Heip. 2001. Do alternate stable states occur in natural ecosystems? Evidence from a tidal flat. *Ecology* 82:3449-3461.
- Van Kessel, T., Friocourt, Y., Kuijper, K., Bruens, A., Tonnon P.K., Van Maren, D.S. 2010. Slibmodellering kwaliteitsaspecten. Deltares rapport 1200060-000-ZKS-0001.
- Van Loon-Steensma, J.M. en Schelfhout, H.A. 2020. Innovatieve dijkconcepten. *Landschap* 2020/3, 131-139.
- Van Maren, D.S., A.P. Oost, Z.B. Wang, P.C. Vos, 2016. The effect of land reclamations and sediment extraction on the suspended sediment concentration in the Ems Estuary. *Marine Geology* doi:10.1016/j.margeo.2016.03.007
- van der Heide, T., E. H. van Nes, G. W. Geerling, A. J. P. Smolders, T. J. Bouma, and M. M. van Katwijk. 2007. Positive Feedbacks in Seagrass Ecosystems: Implications for Success in Conservation and Restoration. *Ecosystems* 10:1311-1322.

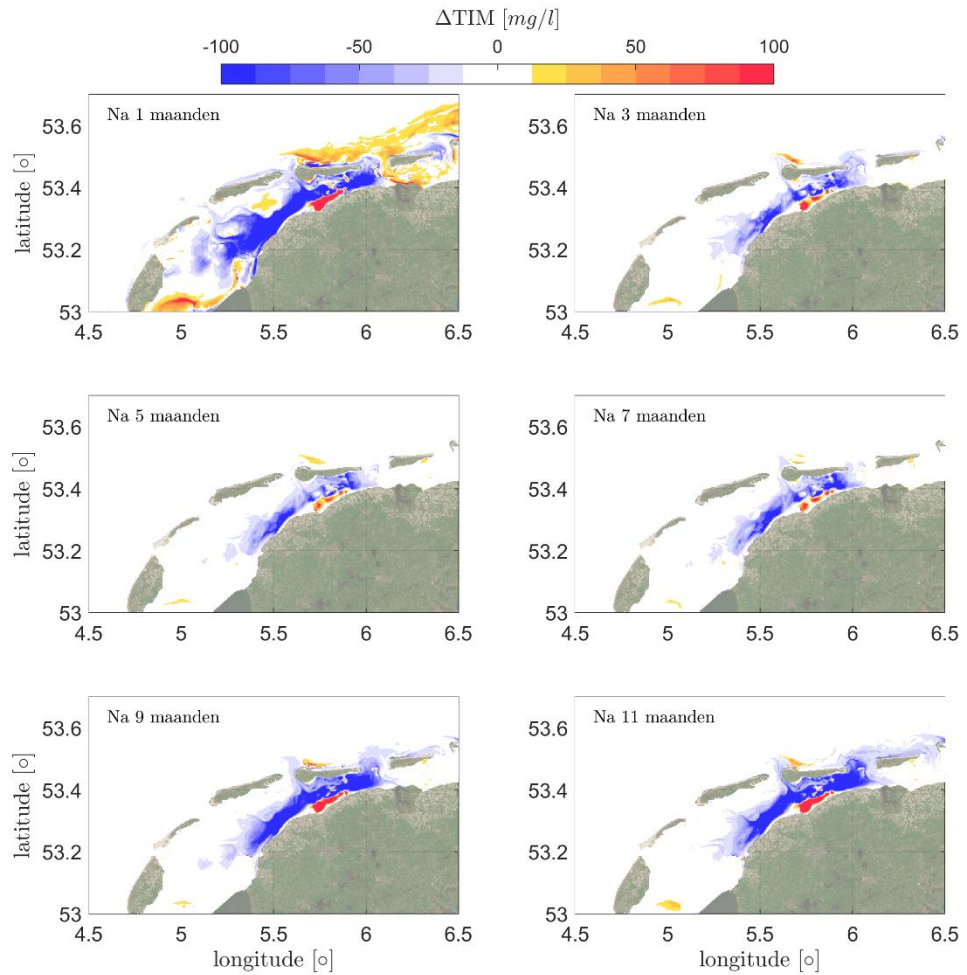
- Van der Wal, D., A. Wielemaker-van den Dool, and P. M. J. Herman. 2010. Spatial Synchrony in Intertidal Benthic Algal Biomass in Temperate Coastal and Estuarine Ecosystems. *Ecosystems* 13:338-351.
- Volkenborn, N., D. M. Robertson, and K. Reise. 2009. Sediment destabilizing and stabilizing bio-engineers on tidal flats: cascading effects of experimental exclusion. *Helgoland Marine Research* 63:27-35.
- Vroom, J., de Vries, B., Dankers, P., van Maren, D.S. (2022). Cumulatieve effecten baggeren en verspreiden op habitatype H1130 in het Eems estuarium. Deltares rapport 11206835-000-ZKS-0005, 78 p.
- Wijsman, J. W. M., M. Dedert, T. Schellekens, L. R. Teal, and Y. v. Kruchten. 2012. Case Study Mussels - Modeling the effect of dredging on filter-feeding bivalves. IMARES, Yerseke.
- Wang, Z. B., Elias, E. P., van der Spek, A. J., & Lodder, Q. J. (2018). Sediment budget and morphological development of the Dutch Wadden Sea: impact of accelerated sea-level rise and subsidence until 2100. *Netherlands Journal of Geosciences*, 97(3), 183-214.
- Wijsman, J. W. M., M. Dedert, T. Schellekens, L. R. Teal, and Y. v. Kruchten. 2012. Case Study Mussels - Modeling the effect of dredging on filter-feeding bivalves. IMARES, Yerseke.
- WOK (2010). 50 Jaar Monitoring en Beheer van de Friese en Groninger Kwelderwerken: 1960-2009. Werkgroep Onderzoek Kwelderwerken (WOK) IMARES en RWS jaarverslag voor de Stuurgroep Kwelderwerken, november 2010
- Ysebaert, T., P. Meire, P. M. J. Herman, and H. Verbeek. 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* 225:79-95.



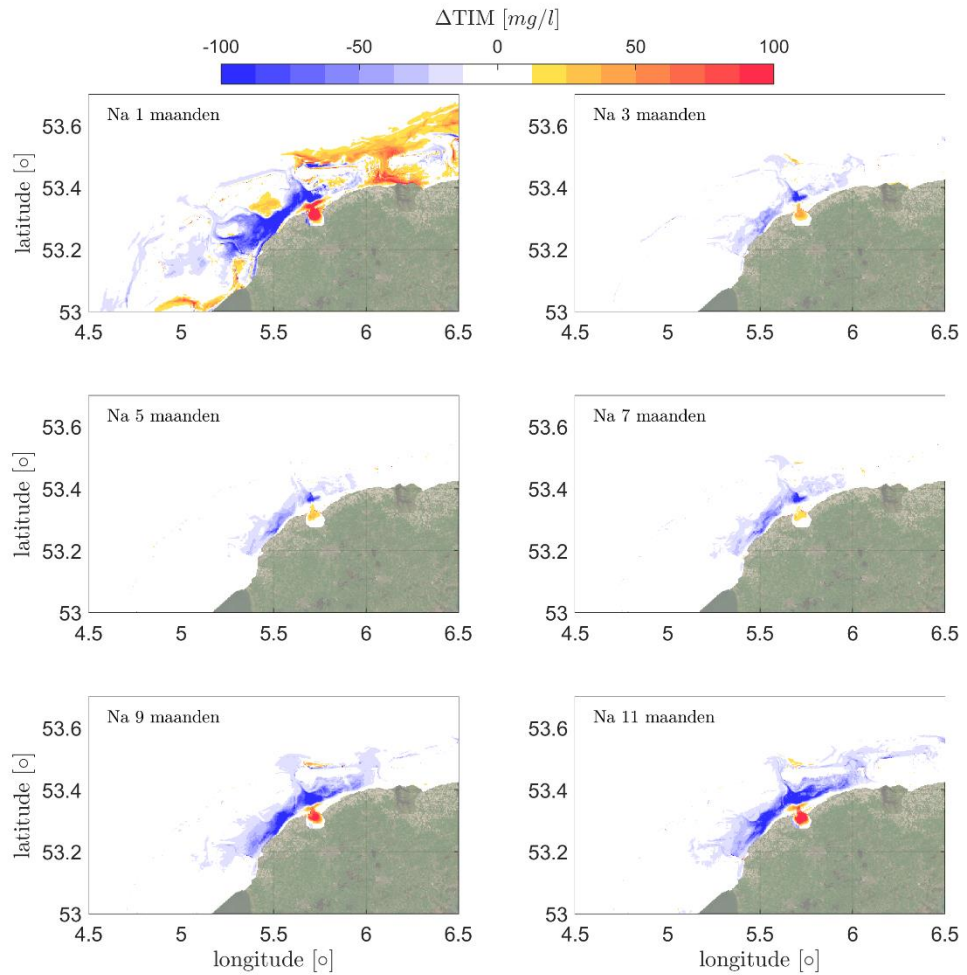
# A Aanvullende resultaten slibdynamiek



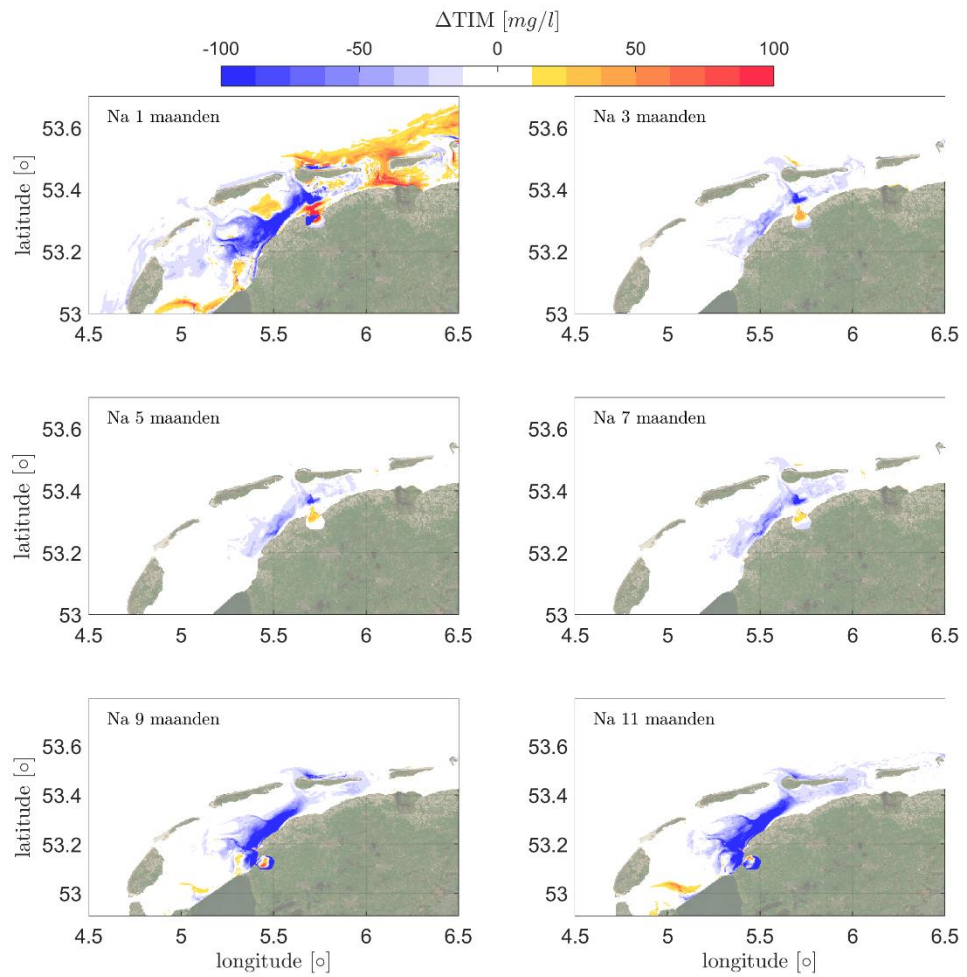
Figuur A.1 Statistische distributie van de gesimuleerde slibvolumes, weergegeven voor de verschillende sedimentfracties (IM1 en IM2) en de twee bodemlagen (S1 en S2).



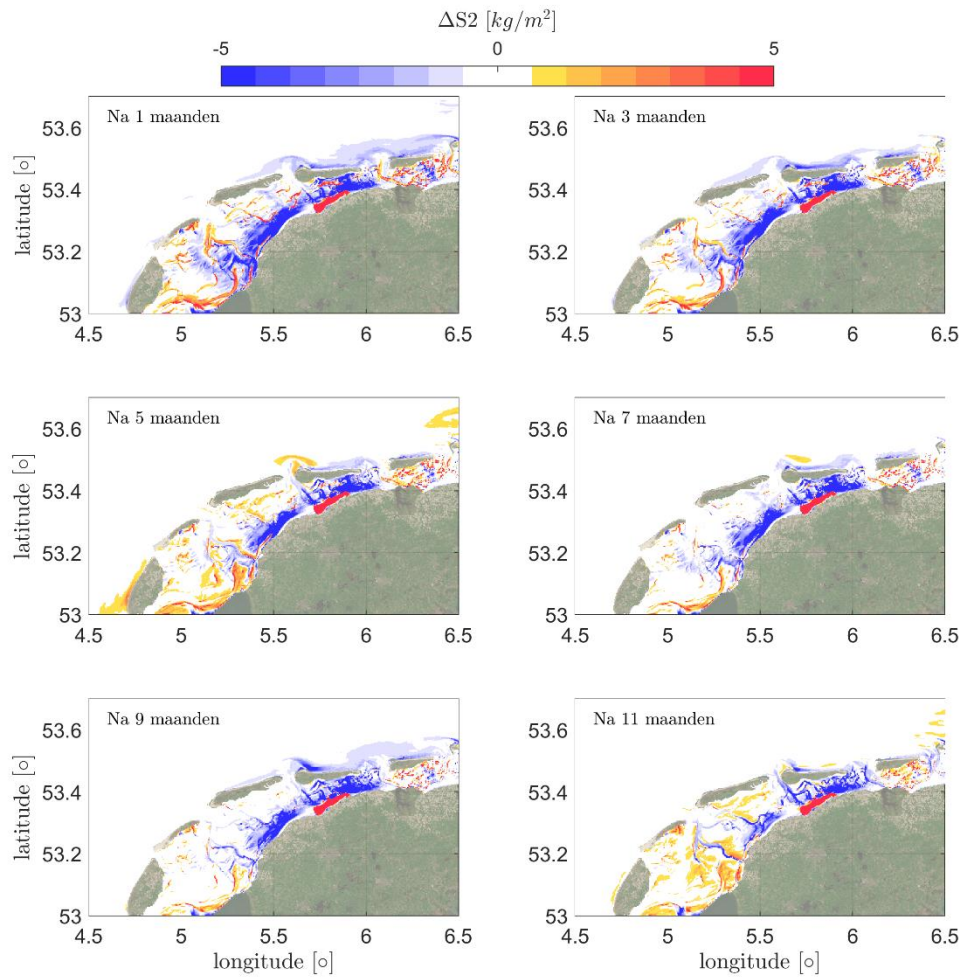
*Figuur A.2 Verschil in de gemiddelde nabij bodem sedimentconcentraties tussen modelscenario Zwarte Haan Buiten t.o.v. de referentie scenario.*



*Figuur A.3 Verschil in de gemiddelde nabij bodem sedimentconcentraties tussen modelscenario Zwarte Haan Binnen t.o.v. de referentie scenario.*

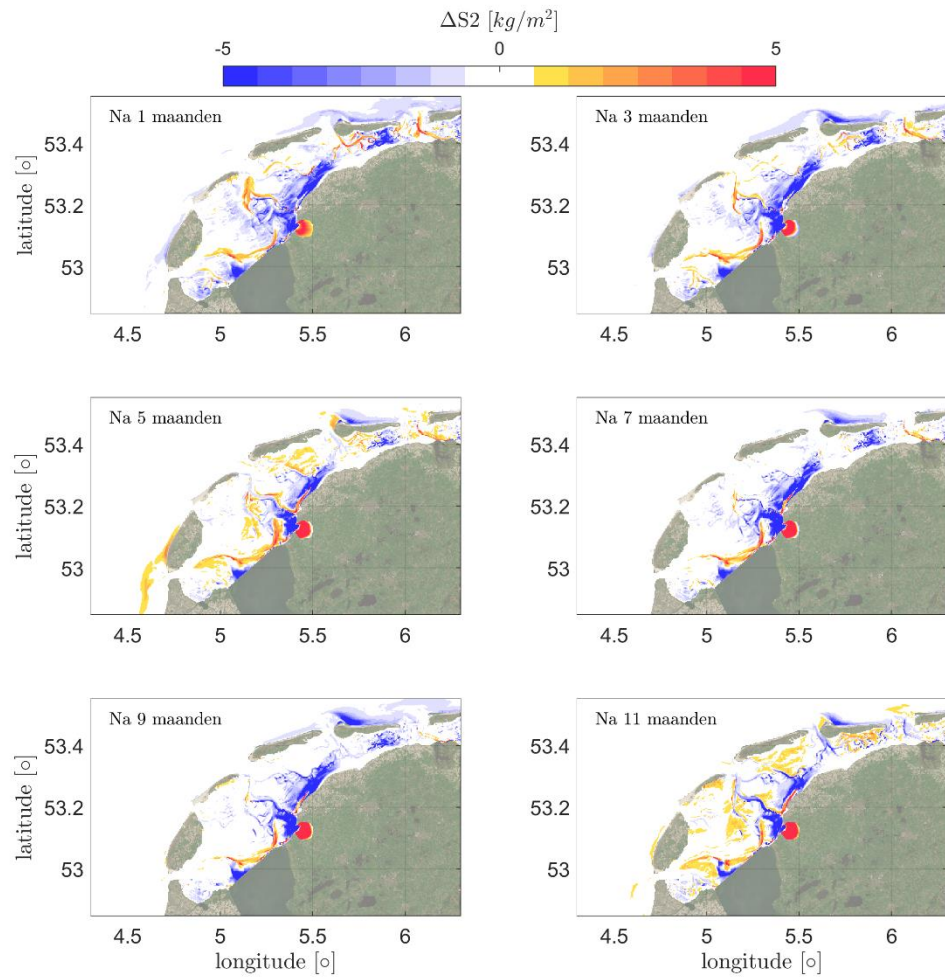


*Figuur A.4 Verskil in de gemiddelde nabij bodem sedimentconcentraties tussen modelscenario Harlingen Binnen t.o.v. de referentie scenario.*



*Figuur A.5 Verskil in slibmassa (buffer laag) tussen het modelscenario Zwarte Haan Buiten en de referentiesimulatie. Positieve waarden betekenen een toename in slibmassa t.o.v. de referentie.*





*Figuur A.7 Verskil in slibmassa (buffer laag) tussen het modelscenario Harlingen buiten en de referentiesimulatie. Positieve waarden betekenen een toename in slibmassa t.o.v. de referentie.*

## B Aanvullende technische informatie statistisch responsmodel

### B.1 Data

De meeste omgevingsfactoren voor het statistisch responsmodel zijn afkomstig uit modeluitdraai van Dutch Wadden Sea Model (DWSM) in Delft3D-Flexible Mesh (FM) (Van Weerdenburg & Zijl, 2019). Dit model is een uitsnede van het DCSM-FM 100m model (Zijl & Groenenboom, 2020). De modelschematisatie is daarom hetzelfde, maar het modeldomein is verkleind. Het model bevat geen golven, daarom is orbitaalbeweging bepaald door windgolven uit het operationele SWAN-kuststrookmodel.

Output van dit model wordt ook gebruikt binnen de huidige ZES Ecotopenkarteringen. Daarnaast wordt deze ook gebruikt door de Waddenmozaic projectgroep om onderlinge relaties tussen omgevingsfactoren en soorten abundantie in het sub-tidaal te kunnen duiden.

Voor bodemsoort abundantie en informatie over bodemsamenstelling is gebruik gemaakt van de SIBES dataset. SIBES (Synoptic Intertidal Benthic Survey) is een systematisch langlopend ecologisch monitoringsprogramma voor organismen die leven in of op intergetijdse slikken, het zogenaamde benthos. Jaarlijks wordt de dichtheid en verspreiding van bentische organismen in de gehele Nederlandse Waddenzee in kaart gebracht. SIBES is de grootste jaarlijkse bemonsteringscampagne ter wereld en zet wereldwijd de norm voor de manier waarop bodemorganismen op wad worden bemonsterd.

Uit deze dataset hebben we complete datasets gebruikt voor de 10 soorten waarvan de meeste totale biomassa is gevonden. We hebben abundantie (aantal individuen gevonden per sample) als afhankelijke ecologische parameter genomen uit deze dataset. We fitten deze variabele met de Delft3Dmodel uitdraai en afhankelijke variabelen zoals de mediane korrelgrote en slib percentage uit de SIBES data set van 2012, 2013, 2014, 2019, 2020, omdat deze de meest complete jaren zijn. Zie Tabel B.1 voor een overzicht van onafhankelijke en afhankelijk variabelen voor statistische responsmodel.

Tabel B.1 overzicht onafhankelijke en afhankelijk variabelen voor statistische responsmodel.

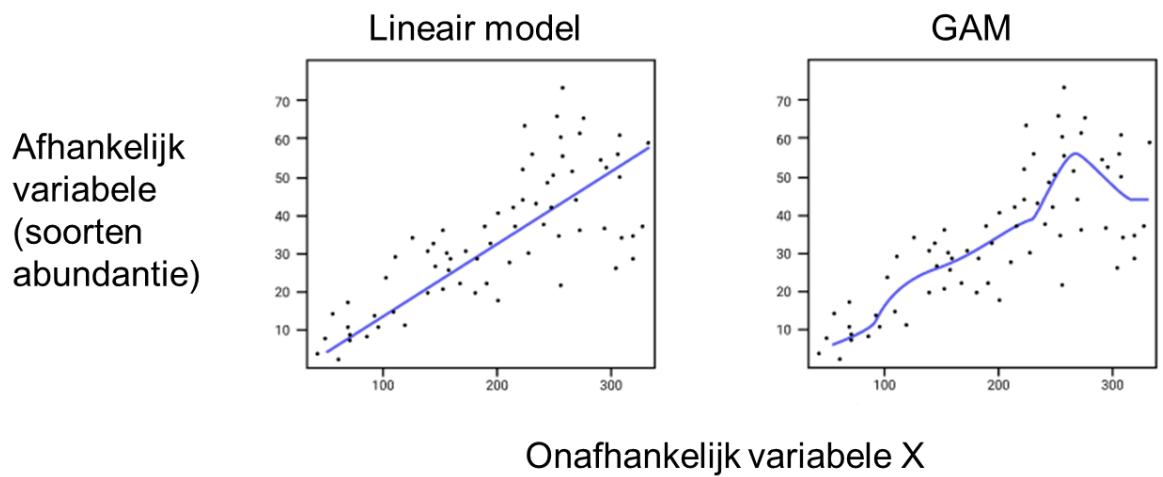
	Variabele	beschrijving	Bron	Variabele
Hydrodynamiek	Orbitaal beweging	Orbitaal snelheid bij de bodem van windgolven (Pa)	Delft3D modeluitdraai	onafhankelijk
	Gemiddelde saliniteit	Jaargemiddelde, dieptegemiddelde saliniteit over 2017 (ppt)	Delft3D modeluitdraai	onafhankelijk
	Droogvalduur	Jaargemiddelde droogvalduur (%)	Delft3D modeluitdraai	onafhankelijk
	Bodemschuifspanning	99percentiel van bodemschuifspanning	Delft3D modeluitdraai	onafhankelijk



	Variabele	beschrijving	Bron	Variabele
		op de bodem door stroming (Pa)		
	Stroomsnelheid	99percentiel van maximale dieptegemiddelde stroomsnelheid (m/s)	Delft3D modeluitdraai	onafhankelijk
Saliniteit	Variatie saliniteit	4*standaard afwijking van dieptegemiddelde saliniteit bij hoogwater/ gemiddelde afwijking van dieptegemiddelde saliniteit bij hoogwater *100% (%)	Delft3D modeluitdraai	onafhankelijk
Sediment	Slib gehalte	Massa percentage sediment dat kleiner is dan 63 µm in monster (%)	SIBES dataset	onafhankelijk
	D50	Mediaan korrelgrote (µm)	SIBES dataset	onafhankelijk
Bodemdieren	Abundantie	Aantal individuen gevonden op een 0.018m bemonsteringsoppervlak (-)	SIBES dataset	<b>afhankelijk</b>

## B.2 Wat is een generalized additive model?

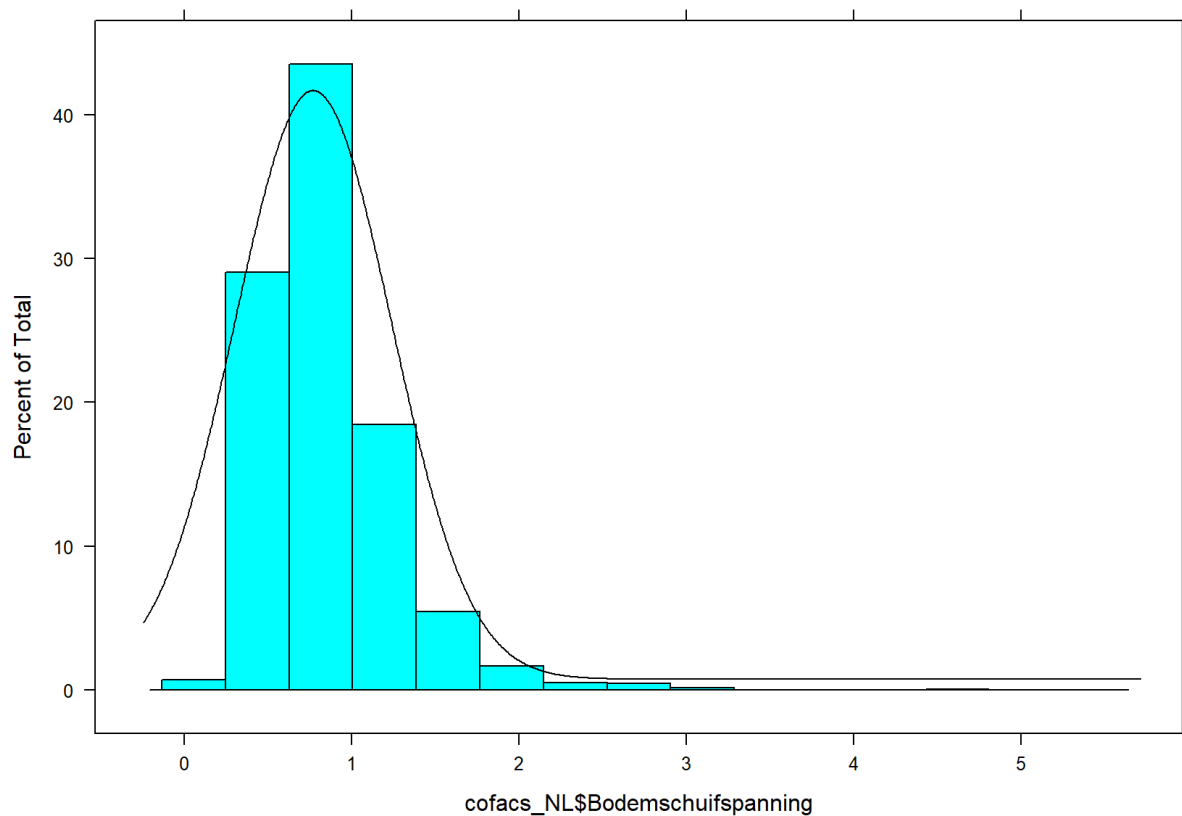
Om de relatie tussen omgevingsfactoren en soortenabundantie te kwantificeren hebben wij gebruik gemaakt van een generalized additive model (GAM). Het verschil tussen lineaire regressie en GAM's is dat een GAM niet-lineaire relaties kan leren. GAM's versoepelen de beperking dat de relatie een eenvoudige gewogen som moet zijn, zodat de uitkomst gemodelleerd kan worden door een som van willekeurige functies van elke onafhankelijke variabele. Hier gebruiken we splines voor. Splines zijn complexe functies waarmee we niet-lineaire relaties kunnen modelleren. De som van vele splines vormt een GAM. Het resultaat is een flexibel model dat verklaarbaar blijft zoals lineaire regressie, zonder dat verbanden lineaire hoeven te zijn en dus optima kunnen hebben, zie Figuur B.1 voor een voorbeeld van het verschil tussen een lineair model en een GAM.



Figuur B.1 Voorbeeld van het verschil tussen een lineair model (l) en een GAM (r).

### B.3 Modelselectie

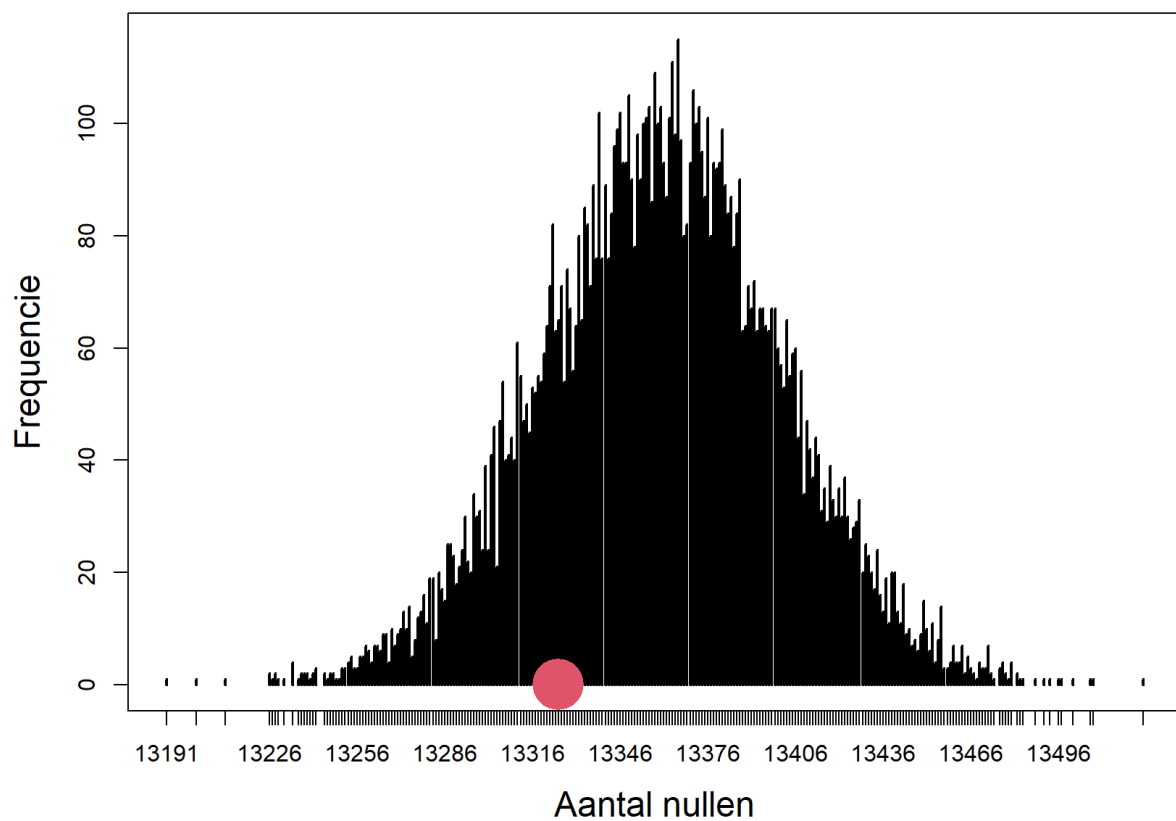
We gebruiken een GAM uit de mgcv package om soorten abundantie te relateren aan omgeving factoren bodemschuifspanning (Pa), droogvalduur (%), gemiddelde saliniteit, mediaan korrelgrote ( $\mu\text{m}$ ) en orbitaal beweging (m/s). Daarnaast beschrijft de negatieve binomiale distributie de abundantie data het beste, omdat het teldata betreft met veel locaties waar geen individuen zijn gevonden (veel nullen in de dataset). Dit type distributie is meegenomen in de GAM. Uitschieters in de dataset zijn verwijderd uit de dataset door alleen de 0.5-99.5 percentiel van elke omgevingsfactor te gebruiken voor de analyse. Omdat alle omgevingsfactoren niet het volledige ruimtelijke patroon kunnen verklaren is er ook een term gemodelleerd die het onverklaarde ruimtelijke patroon kan weergeven. Deze term is een GAM die als onafhankelijke variabelen de coördinaten (x en y) heeft. De term geeft dat deel van de variatie weer dat onafhankelijk is van de hydrodynamische en sedimentgerelateerde variabelen, maar dat wel ruimtelijk gestructureerd is als een trendoppervlak door de Waddenzee. Het is waarschijnlijk dat er voor deze variatie ook verklarende factoren bestaan, maar deze vallen buiten de factoren die expliciet in het model zijn opgenomen.



*Figuur B.2 Histogram van bodemschuifspanning door stroming en theoretische normale verdeling op basis van gemiddelde en standaard deviatie.*

## B.4 Modelvalidatie

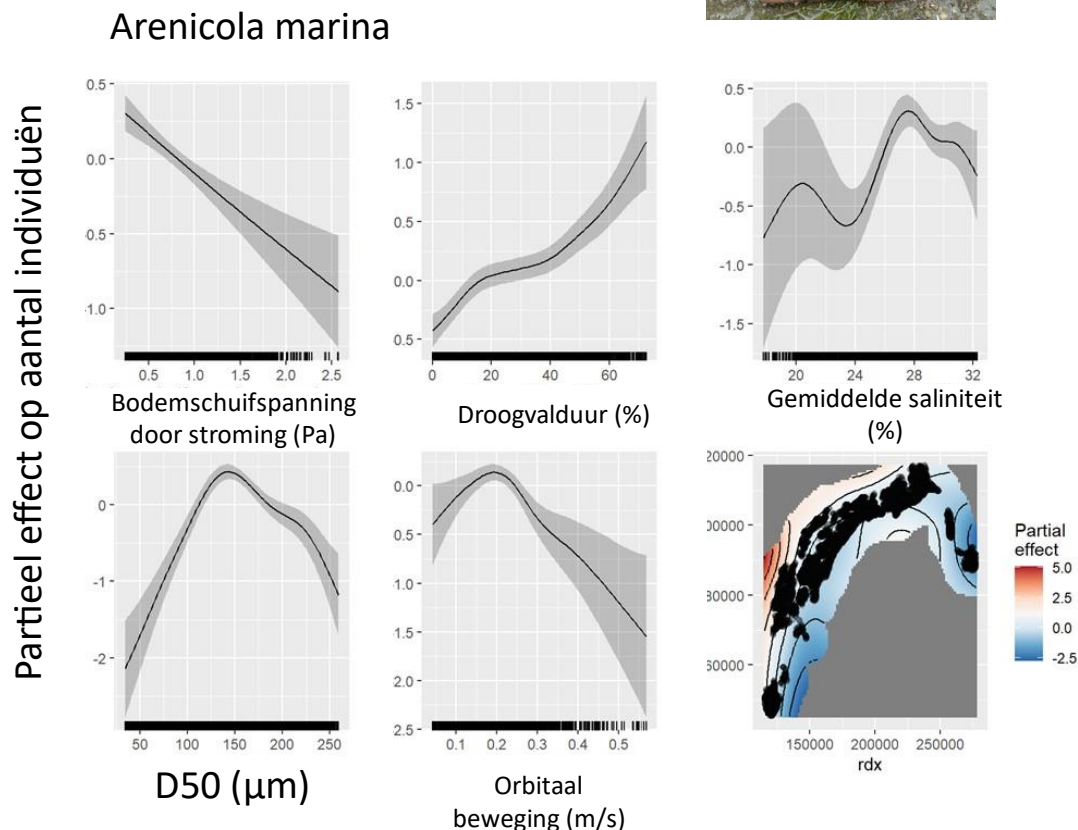
Het uiteindelijk model is gevalideerd door te letten op 1) dispersie van het model ten opzichte van dispersie van 10000 gesimuleerde datasets en 2) of 10000 gesimuleerde datasets hetzelfde aantal nullen kan voorspellen als de observaties. In beide gevallen is het model in staat dispersie en het aantal nullen correct te modeleren, zie Figuur B.3.



*Figuur B.3 Aantal nullen in observaties (rode stip) voor Arenicola en histogram van aantal nullen in 10000 gesimuleerde datasets op basis van het gefitte model.*

## C Aanvullende resultaten ecologie

In deze appendix worden per soort de tabelmatige uitkomst van de modelfits weergegeven. In de tabellen kan worden afgelezen in welke mate de verschillende factoren verklarend waren voor het voorkomen van de soort en hoe significant die geschatte bijdragen waren. Daarnaast wordt per soort een afbeelding getoond van de respons op de verschillende fysische factoren, alsmede een afbeelding van de ruimtelijk gestructureerde maar onverklaarde variatie. Bij die laatste grafiek wordt een groter gebied weergegeven dan het gebied dat door de monsterpunten wordt gedekt (zwarte punten in de grafiek). Er kan geen belang worden gehecht aan de extrapolaties buiten de bemonsterde zone, maar het weergeven van een breder gebied maakt de grafieken beter leesbaar.



Figuur C.1 Partiële effecten op *Arenicola marina* aantallen in monster. Hier is het gemiddelde geplot (zwarte lijn) met standaard fout (grijze foutmarge band).

Tabel C.1 Samenvatting model *Arenicola marina*

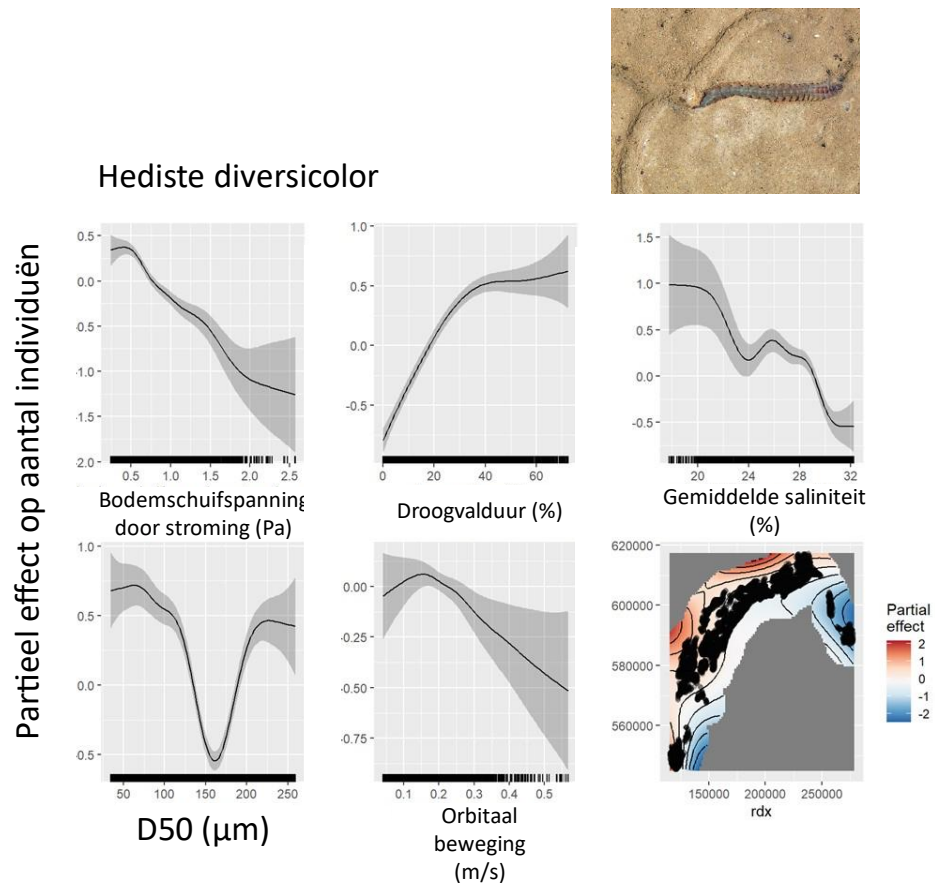
```

Parametric coefficients:
      Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -2.70164    0.03766  -71.73  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:
              edf Ref.df  Chi.sq  p-value
s(sed_D50)          6.638     9 258.027  < 2e-16 ***
s(droogvalduur_20m)  3.234     9  51.135  < 2e-16 ***
s(saliniteit_200m_gemiddeld) 7.420     9 131.857  < 2e-16 ***
s(bodemschuifspanning_stroming_p99) 1.992     9  18.649 1.45e-05 ***
s(UBOT_orbitaalsnelheid)    1.399     9   2.664   0.123
te(rdx,rdy)          14.284    24 193.644  < 2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.114  Deviance explained = 21.1%
-REML = 4844.1  Scale est. = 1          n = 15427
    
```

## C.2 Hediste diversicolor



Figuur C.2 Partiële Hediste diversicolor aantallen in monster.

Tabel C.2 Samenvatting model Hediste Diversicolor

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	-0.47589	0.01732	-27.48	<2e-16 ***

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

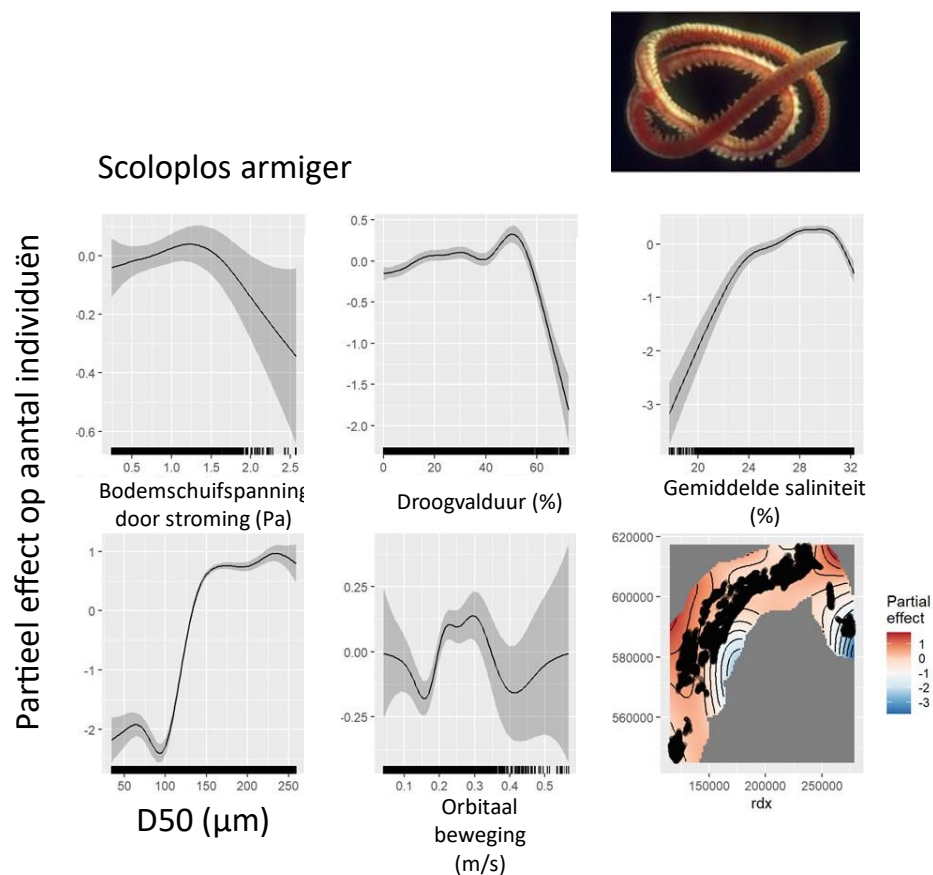
	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(sed_D50)	7.060	9	497.43	< 2e-16 ***
s(droogvalduur_20m)	4.220	9	468.72	< 2e-16 ***
s(saliniteit_200m_gemiddeld)	6.773	9	96.73	< 2e-16 ***
s(bodemschuifspanning_stroming_p99)	4.996	9	194.50	< 2e-16 ***
s(UBOT_orbitaalsnelheid)	2.555	9	13.31	0.000846 ***
te(rdx, rdy)	15.546	24	644.83	< 2e-16 ***

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.0243    Deviance explained = 20%  
 -REML = 17443    Scale est. = 1            n = 15427

## C.3 Scoloplos armiger



Figuur C.3 Partiële *Scoloplos armiger* aantallen in monster.

Tabel C.3 Samenvatting model *Scoloplos armiger*

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	0.4801	0.0193	24.88	<2e-16 ***

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(sed_D50)	7.684	9	2336.81	<2e-16 ***
s(droogvalduur_20m)	7.833	9	184.23	<2e-16 ***
s(saliniteit_200m_gemiddeld)	6.396	9	179.50	<2e-16 ***
s(bodemschuifspanning_stroming_p99)	2.676	9	8.72	0.0144 *
s(UBOT_orbitaalsnelheid)	6.398	9	55.92	<2e-16 ***
te(rdx,rdy)	15.480	24	550.87	<2e-16 ***

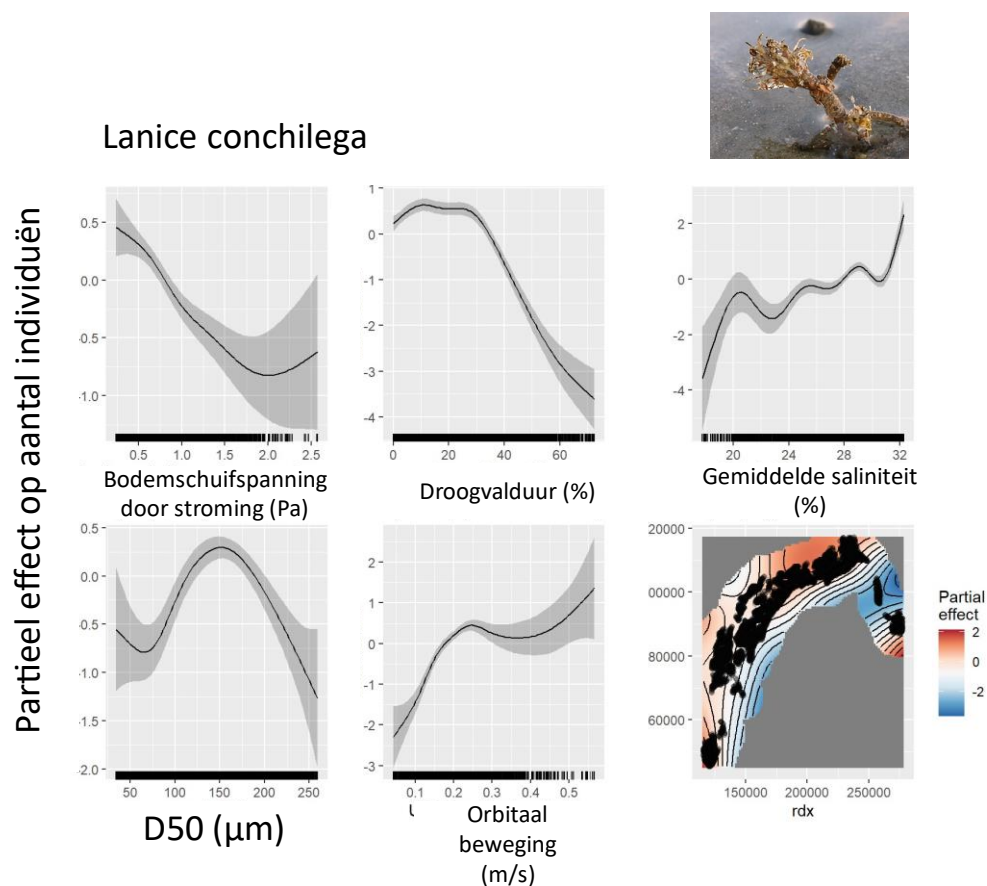
---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.131 Deviance explained = 38.1%  
 -REML = 30582 Scale est. = 1 n = 15427



## C.4 Lanice conchilega



Figuur C.4 Partiële *Lanice conchilega* aantallen in monster.

Tabel C.4 Samenvatting model *Lanice conchilega*

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	-0.68960	0.03475	-19.85	<2e-16 ***

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

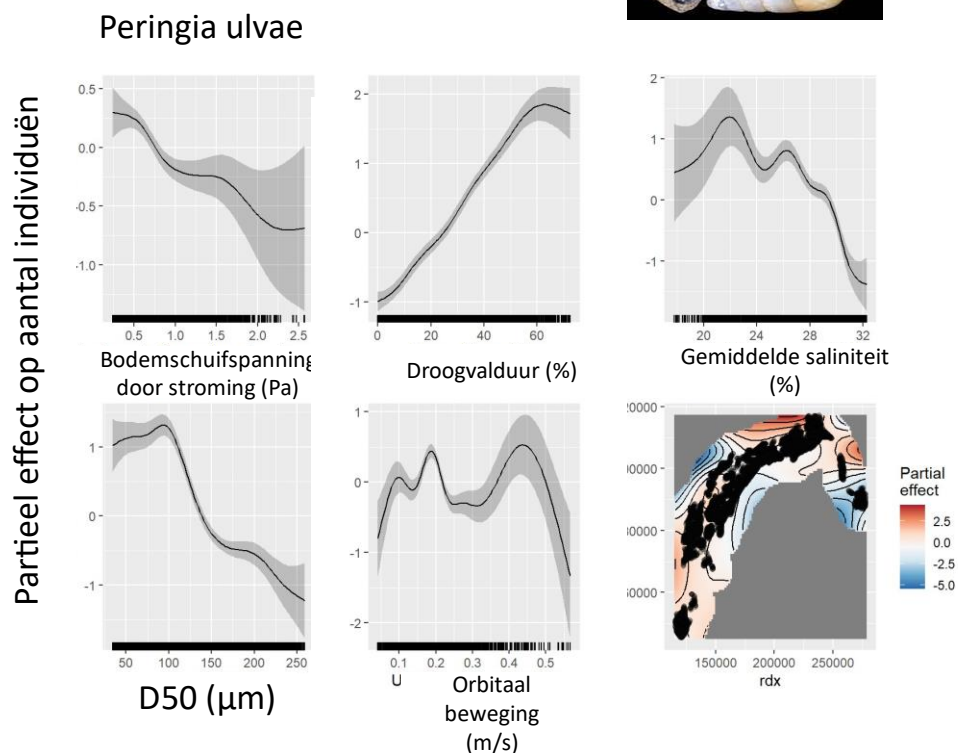
	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(sed_D50)	5.229	9	88.61	<2e-16 ***
s(droogvalduur_20m)	5.396	9	423.33	<2e-16 ***
s(saliniteit_200m_gemiddeld)	8.409	9	129.99	<2e-16 ***
s(bodemschuifspanning_stroming_p99)	2.926	9	67.81	<2e-16 ***
s(UBOT_orbitaalsnelheid)	5.726	9	145.06	<2e-16 ***
te(rdx,rdy)	13.346	24	359.97	<2e-16 ***

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.00592    Deviance explained = 20.3%  
 -REML = 12823    Scale est. = 1                    n = 15427

## C.5 Peringia ulvae



Figuur C.5 Partiële *Peringia ulvae* aantallen in monster.

Tabel C.5 Samenvatting model *Peringia ulvae*

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	-0.53953	0.02429	-22.21	<2e-16 ***

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(sed_D50)	6.397	9	422.9	<2e-16 ***
s(droogvalduur_20m)	5.054	9	691.2	<2e-16 ***
s(saliniteit_200m_gemiddeld)	7.273	9	136.3	<2e-16 ***
s(bodemschuifspanning_stroming_p99)	3.909	9	51.9	<2e-16 ***
s(UBOT_orbitaalsnelheid)	7.448	9	108.8	<2e-16 ***
te(rdx,rdy)	17.165	24	614.5	<2e-16 ***

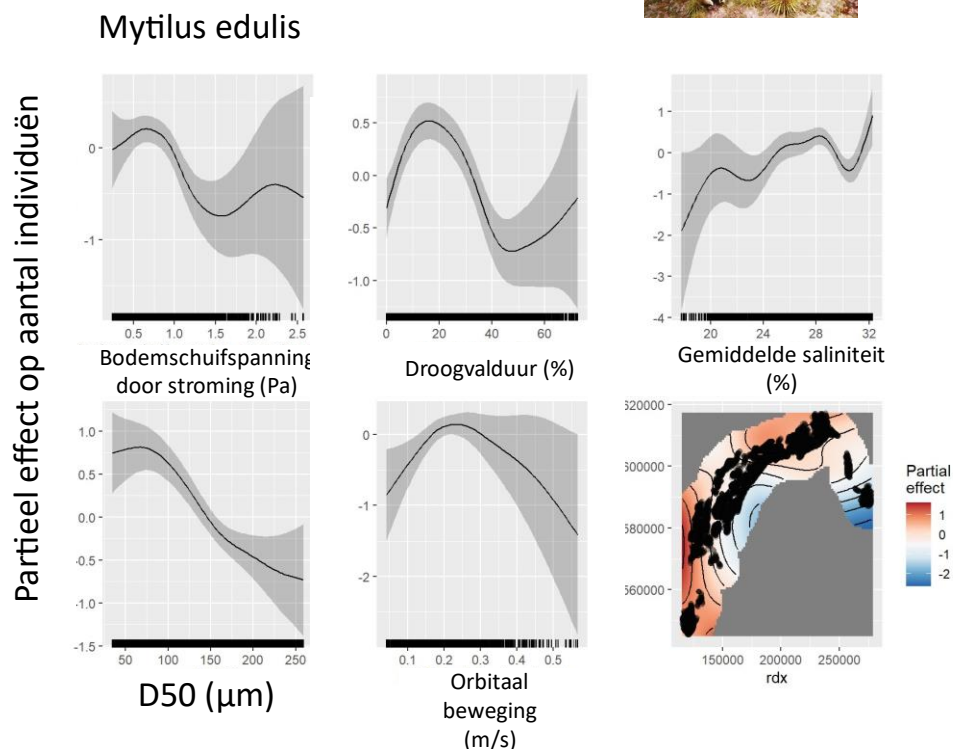
---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = -0.391 Deviance explained = 29.4%

-REML = 16213 Scale est. = 1 n = 15427

## C.6 Mytilus edulis



Figuur C.6 Partiële *Mytilus edulis* aantallen in monster.

Tabel C.6 Samenvatting model *Mytilus edulis*.

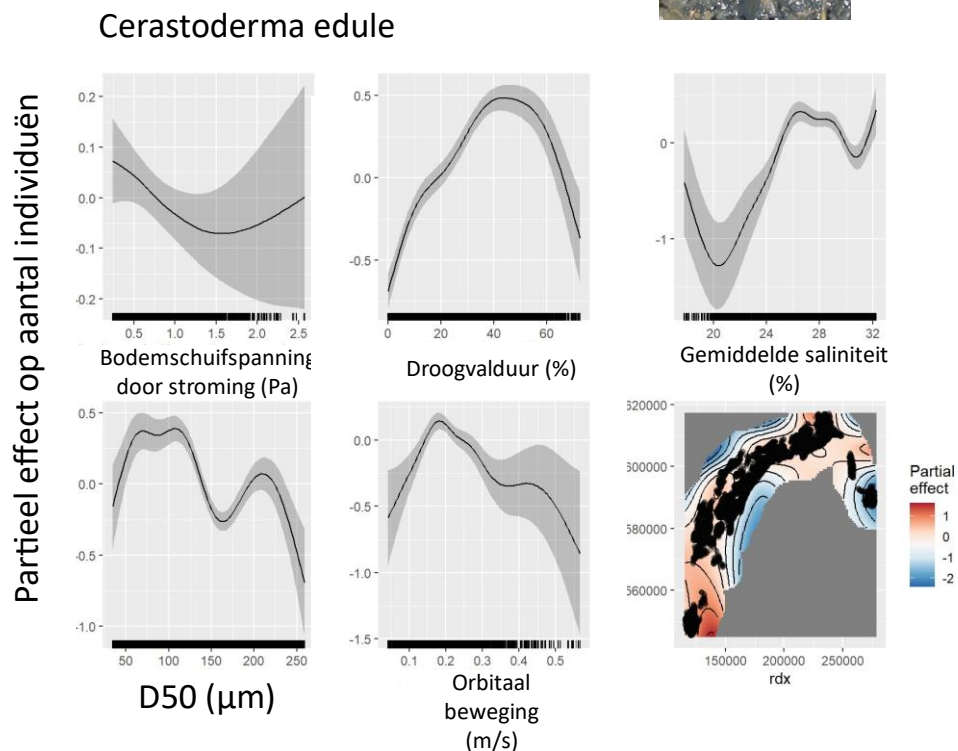
```

Parametric coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -3.42133    0.05484  -62.38  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:
              edf Ref.df Chi.sq  p-value
s(sed_D50)          2.950     9  50.78 < 2e-16 ***
s(droogvalduur_20m) 5.027     9  72.00 < 2e-16 ***
s(saliniteit_200m_gemiddeld) 7.104     9  46.49 < 2e-16 ***
s(bodemschuifspanning_stroming_p99) 3.735     9  29.41 1.45e-06 ***
s(UBOT_orbitaalsnelheid) 2.584     9  11.40 0.00238 **
te(rdx,rdy)         9.897    24 113.78 < 2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.02  Deviance explained = 14.1%
-REML = 2700  Scale est. = 1                n = 15427
    
```

## C.7 Cerastoderma edule



Figuur C.7 Partiële Cerastoderma edule aantallen in monster.

Tabel C.7 Samenvatting model Cerastoderma edule

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	-1.43303	0.02039	-70.28	<2e-16 ***

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

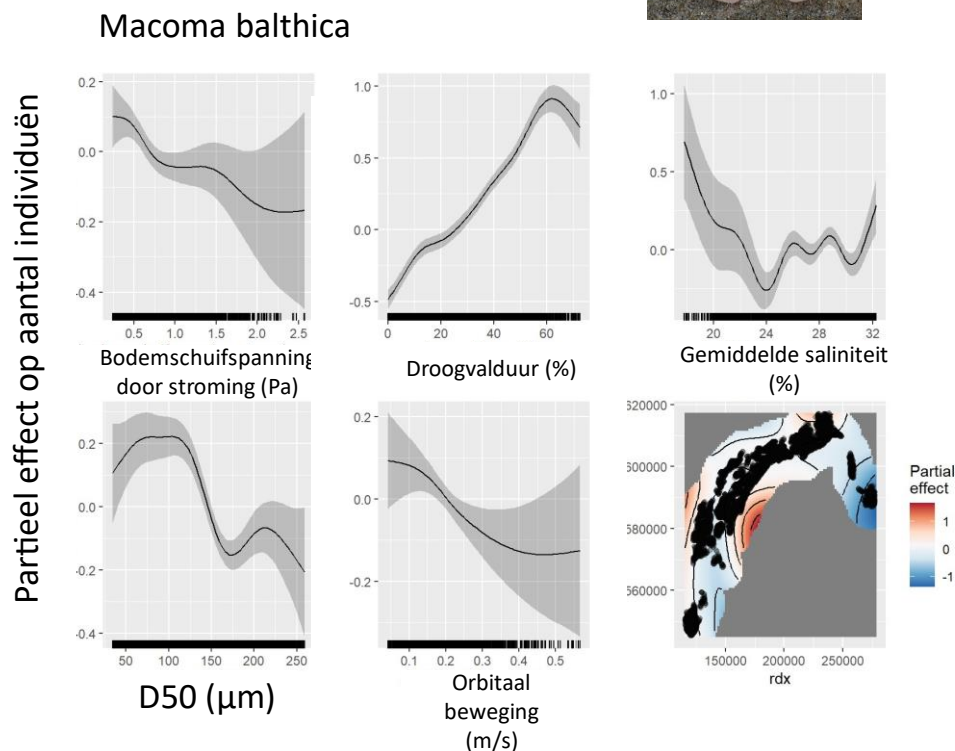
	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(sed_D50)	6.745	9	170.34	<2e-16 ***
s(droogvalduur_20m)	5.372	9	353.03	<2e-16 ***
s(saliniteit_200m_gemiddeld)	7.106	9	141.79	<2e-16 ***
s(bodemschuifspanning_stroming_p99)	1.527	9	6.08	0.0136 *
s(UBOT_orbitaalsnelheid)	5.222	9	56.73	<2e-16 ***
te(rdx,rdy)	16.992	24	419.61	<2e-16 ***

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.132 Deviance explained = 15.8%

-REML = 9743.1 Scale est. = 1 n = 15427



Figuur C.8 Partiële *Macoma balthica*.aantallen in monster.

Tabel C.8 Samenvatting model *Macoma balthica*.

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	-0.52067	0.01138	-45.76	<2e-16 ***

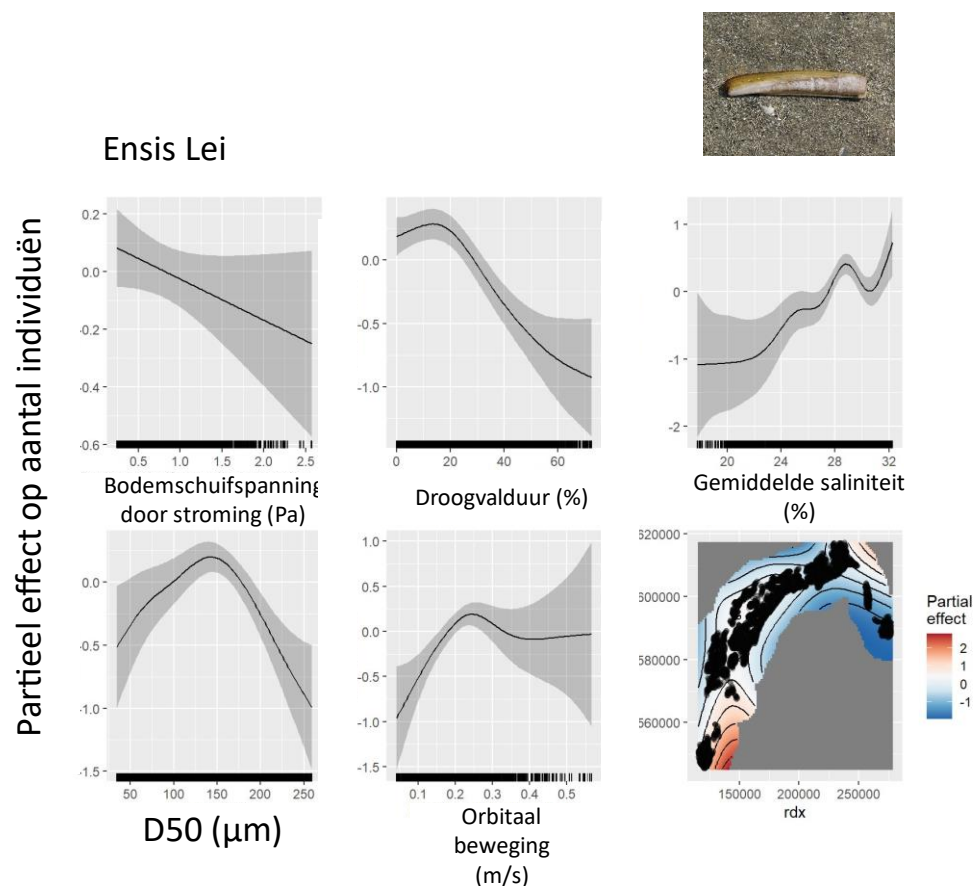
---  
 Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(sed_D50)	5.505	9	96.22	< 2e-16 ***
s(droogvalduur_20m)	6.148	9	676.67	< 2e-16 ***
s(saliniteit_200m_gemiddeld)	7.334	9	75.91	< 2e-16 ***
s(bodemschuifspanning_stroming_p99)	3.529	9	20.69	6.38e-05 ***
s(UBOT_orbitaalsnelheid)	2.089	9	11.84	0.000924 ***
te(rdx,rdy)	15.868	24	474.83	< 2e-16 ***

---  
 Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.117    Deviance explained = 17%



Figuur C.9 Partiële Ensis leei.aantallen in monster.

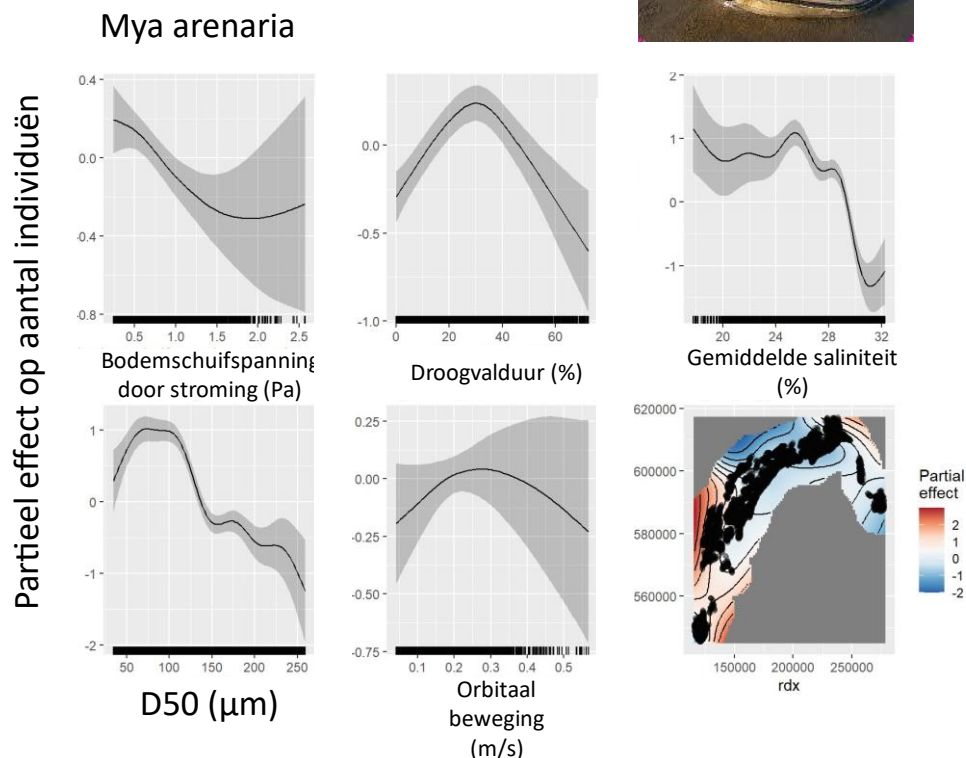
Tabel C.9 Samenvatting model Ensis leei.

```

Parametric coefficients:
              Estimate Std. Error z value Pr(>|z|)
(Intercept) -2.74203    0.04673  -58.68  <2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:
              edf Ref.df Chi.sq  p-value
s(sed_D50)          3.2225     9 35.205 < 2e-16 ***
s(droogvalduur_20m) 3.0628     9 60.693 < 2e-16 ***
s(saliniteit_200m_gemiddeld) 7.0223     9 50.591 < 2e-16 ***
s(bodemschuifspanning_stroming_p99) 0.7195     9  2.552  0.0572 .
s(UBOT_orbitaalsnelheid)  3.5358     9 24.714 8.68e-06 ***
te(rdx,rdy)        12.2141    24 91.661 < 2e-16 ***
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.0262  Deviance explained = 9.51%
-REML = 4490.2  scale est. = 1          n = 15427
    
```



Figuur C.10 Partiële Mya arenaria.aantallen in monster.

Tabel C.10 Samenvatting model Mya arenaria.

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z )
(Intercept)	-2.70164	0.03766	-71.73	<2e-16 ***

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Approximate significance of smooth terms:

	edf	Ref.df	Chi.sq	p-value
s(sed_D50)	6.638	9	258.027	< 2e-16 ***
s(droogvalduur_20m)	3.234	9	51.135	< 2e-16 ***
s(saliniteit_200m_gemiddeld)	7.420	9	131.857	< 2e-16 ***
s(bodemschuifspanning_stroming_p99)	1.992	9	18.649	1.45e-05 ***
s(UBOT_orbitaalsnelheid)	1.399	9	2.664	0.123
te(rdx,rdy)	14.284	24	193.644	< 2e-16 ***

---

Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

R-sq.(adj) = 0.114    Deviance explained = 21.1%  
 -REML = 4844.1    Scale est. = 1                    n = 15427

Deltares is een onafhankelijk kennisinstituut voor toegepast onderzoek op het gebied van water en ondergrond. Wereldwijd werken we aan slimme oplossingen voor mens, milieu en maatschappij.

**Deltares**

[www.deltares.nl](http://www.deltares.nl)