



Literatuurstudie naar dosis-effectrelaties voor ecologische effecten van baggeractiviteiten in de Waddenzee

Auteur(s): Robbert G. Jak, Edwin M. Foekema, Martin J. Baptist

Wageningen University &
Research rapport C061/24

Literatuurstudie naar dosis-effectrelaties voor ecologische effecten van baggeractiviteiten in de Waddenzee

Auteur(s) Robbert G. Jak, Edwin M. Foekema, Martin J. Baptist



Wageningen Marine Research
Den Helder, oktober 2024

Wageningen Marine Research rapport C061/24

Keywords: Waddenzee, Baggeren, verspreiden, Literatuurstudie, ecologische effecten

Opdrachtgever Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving
T.a.v.: Lies van Nieuwerburgh
Postbus 2232
3500 GE Utrecht

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/676364>
Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research is ISO 9001:2015 gecertificeerd.

Foto omslag: Robbert Jak

© Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research, instituut binnen de
rechtspersoon Stichting Wageningen Research,
hierbij vertegenwoordigd door
Drs.ir. M.T. van Manen, directeur bedrijfsvoering

KvK nr. 09098104,
WMR BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

Wageningen Marine Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor
gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de
resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen
Marine Research. Opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van
aanspraken van derden in verband met deze toepassing.
Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag weergegeven en/of
gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt
worden zonder schriftelijke toestemming van de uitgever of auteur.

Inhoud

Samenvatting	4
1.1 Achtergrond	5
1.2 Probleemstelling	5
1.3 Doel van de studie	6
1.3.1 Kennisvraag	6
1.3.2 Aanpak en methodiek	6
2 Effectketens van baggeractiviteiten	8
2.1 Effectketens	8
2.1.1 Activiteiten	8
2.1.2 Drukfactoren	9
2.1.3 Ecosysteemcomponenten	10
2.2 Geselecteerde effectketens	10
2.2.1 Beschrijving drukfactoren	11
2.2.2 Beschrijving ecosysteemcomponenten	14
3 Literatuuronderzoek	17
3.1 Inventarisatie van literatuur	17
3.2 Overzicht van kwantitatieve informatie dosis-effectrelaties	17
3.2.1 Vertroebeling	18
3.2.3 Habitataantasting	29
3.2.4 Verstoring boven water	30
4 Discussie en aanbevelingen	33
4.1 Gebruik van SSD waarden	33
4.2 Kennisleemtes	35
4.3 Aanbevelingen voor baggeren en verspreiden	36
4.3.1 Beschouwing relevante actuele voorschriften en voorwaarden	37
5 Conclusies	40
6 Kwaliteitsborging	42
Literatuur	43
Verantwoording	47
Bijlage Kwantitatieve gegevens	48

Samenvatting

Als voorbereidend werk voor het opstellen van een nieuw Natura 2000 (tweede) beheerplan Waddenzee is meer inzicht nodig naar de effecten van baggerwerkzaamheden op habitats en soorten. Het gaat hierbij om de effecten van zowel het opzuigen als het varen en het verspreiden van sediment. Het doel van onderhavige literatuurstudie is het leveren van bouwstenen voor het beoordelen van de ecologische effecten van baggeractiviteiten op de natuurwaarden van de Waddenzee. Het gaat daarbij om het verzamelen van kwantitatieve gegevens van effecten voor iedere drukfactor die door baggerwerkzaamheden veroorzaakt (kunnen) worden.

In de hier uitgevoerde analyse zijn de belangrijkste effecten als gevolg van vertroebeling, bedekking, habitataantasting (verandering in bodemligging, waterbeweging en dynamiek) en verstoring boven water onderzocht.

De effecten van vertroebeling en bedekking (begraving) zijn gekwantificeerd door middel van zogenaamde Species Sensitivity Distributions (SSDs), waarbij de gevoeligheid van een reeks van soorten is uitgedrukt in relatie tot de concentratie slib in de waterkolom of de laagdikte van bedekking met sediment. Voor habitataantasting is vooral gezocht naar informatie over de hersteltijd van de bodemdiergemeenschappen na schade aan de bodem. Voor verstoring boven water is gebruik gemaakt van eerder verzamelde informatie over verstoringssafstanden. Uit de SSDs blijkt dat effecten op soorten al op kunnen treden bij slibconcentraties in de waterkolom die in het bereik liggen van de huidige achtergrondconcentraties in de Waddenzee. Dit betekent dat soorten al tot enige mate energie kwijt zijn om zich te handhaven in het slibrijke milieu en dat een verdere verhoging van de slibconcentratie als gevolg van baggeractiviteiten eerder tot (zwaardere) effecten leidt.

Ook de SSD voor bedekking (begraving) maakt het aannemelijk dat de verspreiding van bagger tot effecten leidt op de aanwezige bodemdieren. Hoewel op hoogdynamische locaties de lokaal aanwezige bodemdiergemeenschappen relatief snel kunnen herstellen, valt zeker niet uit te sluiten dat de herstelduur langer is dan het interval tussen de verspreiding van bagger. Op laagdynamische locaties zijn herstelduren nog langer.

De verstoring van vogels en zeezoogdieren door de aanwezigheid van baggerschepen is teveel van lokale omstandigheden (afstand tot rustgebied, hoogwatervluchtplaats of foerageergebied) en het moment van verspreiden afhankelijk (getij, tijdstip van de dag, seizoen) om generieke uitspraken te doen over de (kwantitatieve) mate van effecten.

De resultaten zijn bediscussieerd voor toepasbaarheid voor de Waddenzee. Ook zijn kennisleemtes benoemd en aanbevelingen gedaan voor het beheer van baggeractiviteiten.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Het Natura 2000-gebied Waddenzee heeft als hoofddoelstelling een duurzame bescherming en ontwikkeling als natuurgebied. Het beheerplan vormt het kader voor het natuurbeheer en de activiteiten in de Waddenzee. Het beheerplan maakt duidelijk welke activiteiten naast de natuurfuncties toegestaan zijn en onder welke voorwaarden. Het eerste Natura 2000-beheerplan voor de Waddenzee (2016-2022) is verlengd met maximaal 6 jaar en is recent geëvalueerd. Het proces voor het opstellen van een nieuw beheerplan is gestart. Dit nieuwe beheerplan zal naar verwachting in 2028 ingaan.

De resultaten van de evaluatie van het eerste beheerplan en de veranderde situatie sinds de laatste passende beoordeling voor baggeren en verspreiden in de Waddenzee (ARCADIS, 2016) geven aanleiding om effecten van de bodemberoerende activiteiten zoals baggeren en verspreiden op habitats en soorten en dus N2000-doelstellingen beter in beeld te brengen en indien mogelijk te kwantificeren.

Het doel van deze literatuurstudie is het verzamelen van kwantitatieve gegevens die gebruikt kunnen worden voor het opstellen van dosis-effectrelaties waarmee de ecologische effecten van baggeractiviteiten in de Waddenzee kunnen worden gekwantificeerd. Daarnaast is in parallel uitgevoerde studies onderzocht welke langjarige datareeksen er in de Waddenzee geschikt zijn om te analyseren met als doel mogelijke effecten van baggeren en verspreiden beter in beeld te brengen en een indicatie van die effecten te krijgen op kombergingsschaal. Hierbij gaat het om de Demersal Fish Survey (DFS) (Tulp & Hamer, 2024) en de sublitorale mossel- en kokkelsurvey (De Froe & Craeymeersch, 2024). Deze documenten vormen bouwstenen voor een nog op te stellen effectenstudie baggeren en verspreiden en/of het nieuwe Natura 2000-beheerplan.

1.2 Probleemstelling

Het Natura 2000 beheerplan voor de Waddenzee beoogt een duurzame bescherming en ontwikkeling van het gebied en vormt het kader voor het natuurbeheer en de activiteiten die kunnen plaatsvinden en onder welke voorwaarden. Inzicht is nodig in de effecten die door verschillende activiteiten op kunnen treden.

Een van de activiteiten die plaatsvindt in de Waddenzee is het baggeren van vaarwegen om de bereikbaarheid van de Waddeneilanden en de vastelandshavens te garanderen. Voor het beoordelen van de ecologische risico's is inzicht nodig in de effecten van baggeren, inclusief het verspreiden van de baggerspecie en de vaarbewegingen die daarvoor nodig zijn.

In 2020 werd door Rippen et al. een review van effecten van natuurlijke bodemdynamiek en menselijke bodemberoering in de sublitorale Waddenzee gepubliceerd, waarin effecten van baggeren en verspreiden in beperkte mate zijn opgenomen. In 2023 is verder door Witteveen+Bos een nadere studie uitgevoerd in het kader van de evaluatie van verspreidingslocaties waarvan een onderdeel het identificeren van kennisleemtes t.b.v. verder onderzoek was. Weliswaar zijn hierin drempelwaarden voor drukfactoren opgenomen, maar inzicht ontbreekt in dosis-effectrelaties, waarmee de ernst van drukfactoren gekoppeld wordt aan de gevolgen voor het ecosysteem.

In het door RWS opgestelde "Plan van Aanpak ecologische bouwstenen en analyse van resultaten ten behoeve van de effectenstudie baggeren en verspreiden", wordt het volgende gesteld:

"De resultaten van de evaluatie van het eerste beheerplan en de veranderde situatie sinds de laatste passende beoordeling voor baggeren en verspreiden in de Waddenzee (Arcadis 2016) geven aanleiding om effecten van de bodemberoerende activiteiten zoals baggeren en verspreiden op habitats en soorten beter in beeld te brengen. De nadruk ligt op de invloed van de baggeractiviteiten

op de kernopgaven en op de verschillende habitattypen (permanent overstroomde zandbanken (H1110A), slik en zandplaten (H1140A) en estuaria (H1130)) waarvoor ook een kwaliteitsverbetering geldt. Verder zijn de effecten op andere onder Natura 2000 beschermde soorten en habitats zoals kwelderhabitats en habitatsoorten relevant."

Daarnaast zijn door de Waddenacademie recent kennisvragen opgesteld voor het baggeren en verspreiden van sediment in de Waddenzee (Hoekstra et al., 2023), waaronder een twintigtal die betrekking hebben op ecologische effecten. Een aantal vragen betreft inzicht in de kwantiteit van effecten, waaronder:

- Wat is het effect van bodemberoering door baggeren op het bodemleven in geulen? En welke andere menselijke activiteiten zullen van invloed zijn op dit bodemleven?
- Wat is het effect van storting en verspreiding van sediment op het bodemleven (o.a. door bedekking van b.v. schelpdieren)?
- Wat is het effect van bedekking en vertroebeling op de primaire productie voor respectievelijk microfytobenthos (bodemalgen) en zeegras. Wat is het effect van vertroebeling op respectievelijk fyto- en zoöplankton en garnalen? (Wat betekent dit voor de vangbaarheid van deze garnalen?)
- Wat is de invloed van verspreiden, bedekking met sediment en vertroebeling op (zichtjagende) vogels in de Waddenzee?
- Wat is de invloed van baggeren en verspreiden op vissen in de Waddenzee?
- In welke mate en op welke wijze worden zeezoogdieren beïnvloed door de effecten van baggeren, verspreiden en vertroebeling?
- Hoe schadelijk is (onder)watergeluid door baggeren voor de verschillende organismen in de Waddenzee?
- Hoe schadelijk is overlast door lichtvervuiling in dit verband?

Een eerste stap om te komen tot een bepaling van de ernst van effecten is het verzamelen van informatie over dosis-effectrelaties. Dit rapport beschrijft die dosis-effect relaties voor baggeren en verspreiden vanuit de beschikbare wetenschappelijke literatuur.

1.3 Doel van de studie

Het doel van deze literatuurstudie is het leveren van kwantitatieve informatie die gebruikt kan worden in de beoordeling van de ecologische effecten van baggeractiviteiten op de natuurwaarden van de Waddenzee. Het gaat vooral om het verzamelen van kwantitatieve gegevens van effecten in relatie tot drukfactoren die door baggerwerkzaamheden veroorzaakt (kunnen) worden.

1.3.1 Kennisvraag

De centrale vraag is: Welke informatie uit onderzoek is beschikbaar voor het kwantitatief in kunnen schatten van ecologische effecten van baggeractiviteiten?

Hiervoor is nodig dat inzicht wordt verkregen in:

- 1) Welke drukfactoren/stressoren kunnen ontstaan tijdens de activiteiten die gepaard gaan met het baggeren en verspreiden;
- 2) Hoe deze drukfactoren relevante soortgroepen, functionele groepen en ecologische functies in kwantitatieve mate (kunnen) beïnvloeden;
- 3) De voor de Waddenzee belangrijkste ecologische effecten die door baggeren en verspreiden kunnen optreden.

1.3.2 Aanpak en methodiek

Als eerste zijn de effectketens in kaart gebracht. Een effectketen koppelt de drukfactoren die veroorzaakt worden door een menselijke activiteit aan de effecten op componenten van het ecosysteem. Alle effectketens gezamenlijk bepalen het totale effect van een activiteit. Op basis van recente rapportages (o.a. , Rippen et al., 2020; Witteveen+Bos, 2023, de nadere effecten analyses voor de Waddenzee (Jonker and Koolstra, 2011) en Eems-Dollard (Royal HaskoningDHV, 2022) en zoekacties in wetenschappelijke databases is

recente wetenschappelijke en grijze literatuur verzameld met relevante informatie voor het opstellen van effectenketens.

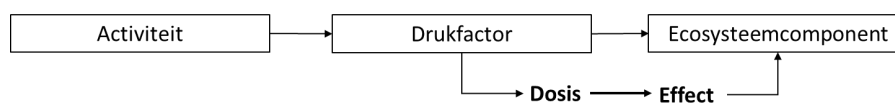
Daarna is via de zogenaamde sneeuwbalmethode, waarbij vanuit een bron steeds verder wordt gezocht naar achterliggende bronnen en data, aanvullende relevante informatie verzameld per individuele effectketen. Dit ging door totdat een kwantitatief beeld ontstond van dosis-effectrelaties, of totdat duidelijk werd dat hiervoor onvoldoende data beschikbaar is. M.a.w., er is niet tot in de oneindigheid gezocht om alle informatie voor een bepaalde effectketen boven water te krijgen. Wanneer een voldoende beeld is ontstaan is de aandacht verlegd naar andere effectketens.

In het project zijn geen externe experts geraadpleegd voor aanvullingen of commentaar. Onderliggend rapport is wel intern en door de opdrachtgever gereviewed.

2 Effectketens van baggeractiviteiten

2.1 Effectketens

Effectketens (Figuur 1) vormen een bruikbaar raamwerk voor het bepalen van effecten van activiteiten (Tamis et al., 2016). Het raamwerk is gebaseerd op een matrix die de elementen en hun relaties bevat. De ecosysteemcomponenten kunnen gekozen worden op basis van een ecosysteembenadering, bijvoorbeeld de te beschermen instandhoudingsdoelen van Natura 2000. Daarnaast past het raamwerk het principe van dosis-effectrelaties toe, waarbij de intensiteit (dosis) van een drukfactor gekoppeld wordt aan de gevoeligheid (respons) van de ecosysteemcomponent. De focus van dit rapport ligt op het verzamelen van informatie over de kwantitatieve relatie tussen drukfactoren verbonden aan bagger- en verspreidingsactiviteiten, en ecosysteemcomponenten die relevant zijn voor de Waddenzee.



Figuur 1 Basiselementen van een effectketen met dosis-effectrelaties tussen drukfactor en ecosysteemcomponent (Tamis et al., 2016).

2.1.1 Activiteiten

Voor deze studie worden de drukfactoren beschouwd die voortkomen uit de aan baggeren gerelateerde activiteiten:

- Baggeren
- Verspreiden van baggerspecie
- Varen

Hoewel er verschillende methoden bestaan voor het baggeren en verspreiden van sediment in de vaargeulen (zie Cleveringa, 2024) zijn de daaruit volgende drukfactoren vergelijkbaar (zie 2.2.1). Wel is het zo dat de lokale samenstelling van het sediment van invloed is en de hoeveelheid (opgewerveld) slib bijvoorbeeld afhankelijk is van de gebruikte methode van baggeren en verspreiden.

Door Arcadis (2016) zijn de combinaties van bagger- en verspreidingsmethoden gekoppeld (Tabel 1) en door Cleveringa (2024) in meer detail beschreven. In de Waddenzee wordt vooral gebruik gemaakt van de sleephopperzuiger (Cleveringa 2024, op basis van data van RWS). Hierbij wordt zand en slib via een buis opgezogen en in het ruim van het schip geborgen, waarbij het meegekomen water met wat slib over boord wordt gelaten (overflow). Na transport wordt de baggerspecie via kleppen in de bodem van het schip gelost op de verspreidingslocatie (Figuur 2).

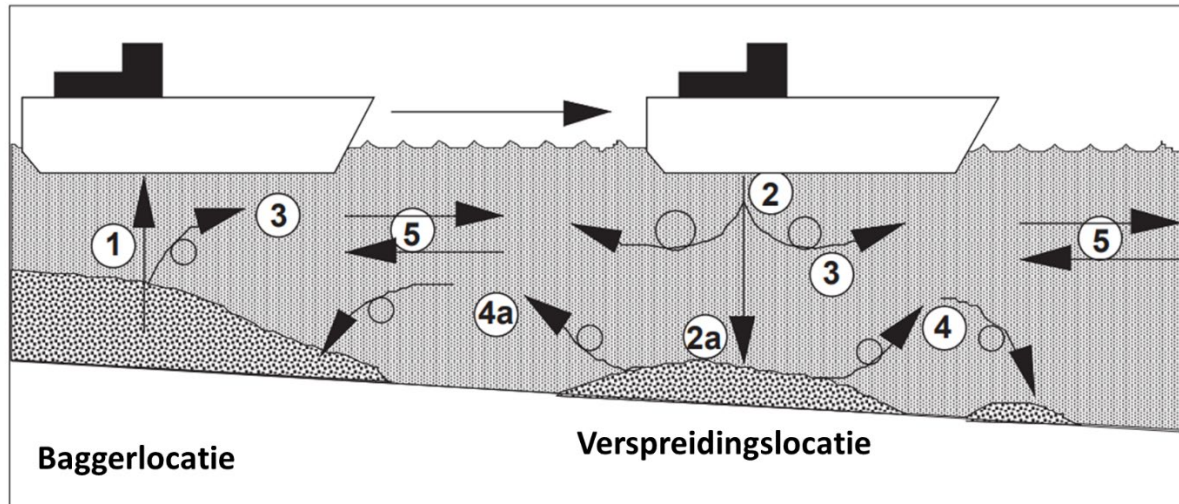
Bij agitatie wordt het sediment losgewoeld van de bodem, bijvoorbeeld door een water- of luchtstroom of met een ploeg achter het schip. Het opgewervelde slib verspreidt zich met de getijstroom. Het bodemmateriaal wordt met deze methode dus niet verzameld, vervoerd en verspreid.

Met een kraanschip wordt bodemmateriaal vanuit het water in het schip gehesen en gelost zoals beschreven voor de sleephopperzuiger. Bij het baggeren zelf komt hierbij weinig slib vrij. Vanwege het beleid voor behoud van het kustfundament wordt bagger niet meer aan wal gebracht.

In Figuur 3 zijn de potentiële effecten van baggeren en verspreiden van baggerspecie samengevat.

Tabel 1 Combinaties van verspreidingsmethoden en baggermethoden (Arcadis, 2016)

Verspreidingsmethoden	Baggermethoden	
	Zuiger	Agitatie/Opwoelen Kraanschip
Onderlosser	X	X
Op stroom		X
Aan de wal	X	X



Figuur 2 Schematische weergave van enkele fysische processen bij baggeren en storten van baggerspecie met een onderlosser. 1 = baggeren, 2 = storten, 2a = primaire sedimentatie, 3 = (re)suspensie, 4 = resuspensie en secundaire sedimentatie, 4a = recirculatie, 5 = verspreiding via de waterfase. Naar (Essink, 1999).

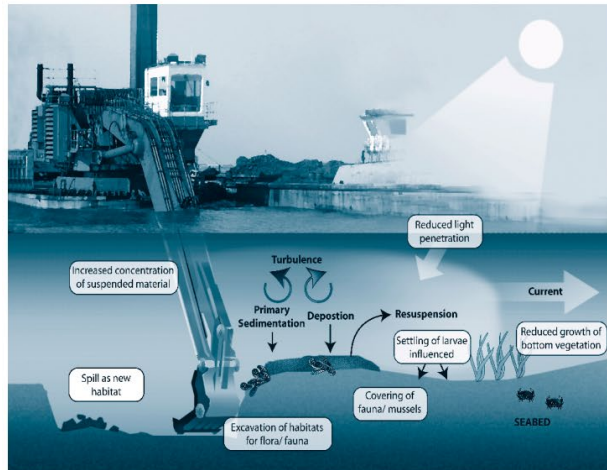


Figure 2. Possible environmental effects of dredging.

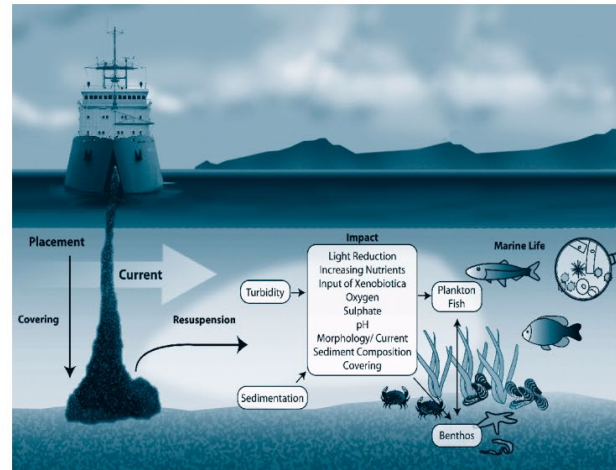


Figure 3. Possible environmental effects of placement.

Figuur 3 Potentiële effecten van baggeren (links) en verspreiden van baggerspecie (rechts). Uit: (Netzband and Adnitt, 2009).

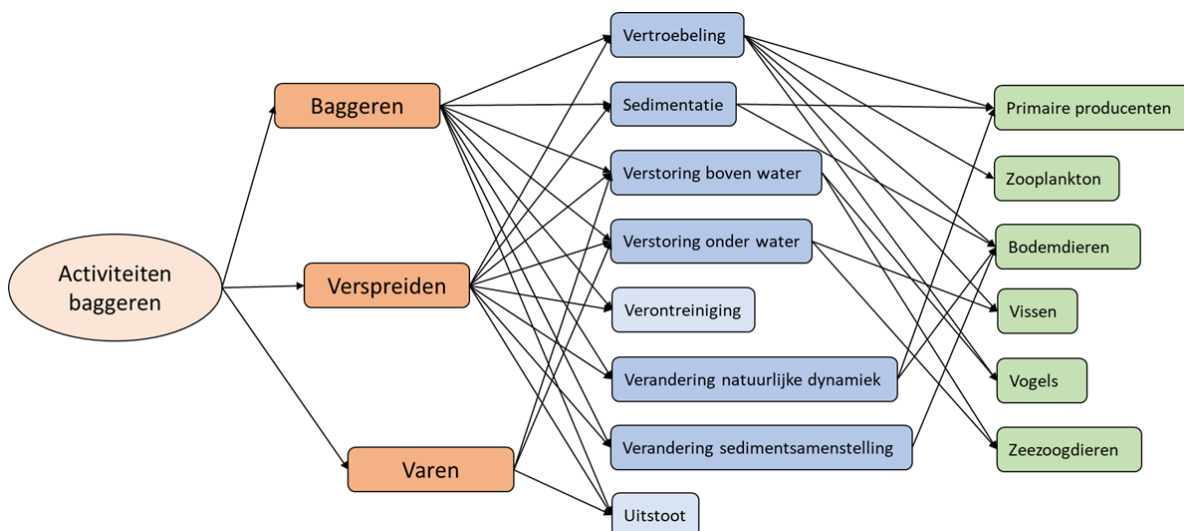
2.1.2 Drukfactoren

In eerdere rapportages over de effecten en beoordeling van baggeractiviteiten zijn verschillende drukfactoren onderscheiden (Jak et al., 2000; Baptist et al., 2007; Jonker en Koolstra, 2011; Arcadis, 2016; Rippen et al., 2020; RoyalHaskoningDHV, 2022).

De volgende drukfactoren zijn geselecteerd en worden hier beschouwd: vertroebeling, sedimentatie, habitataantasting, verstoring onder water, verstoring boven water, visuele verstoring en bovenwatergeluid,

verontreiniging met toxische stoffen, verontreiniging met nutriënten, verandering natuurlijke dynamiek, lokale verwijdering van de bodem, morfologie en waterbeweging (lokaal) (zie ook Figuur 4).

De volgende drukfactoren zijn wel geïdentificeerd maar worden buiten beschouwing gelaten: verontreiniging door toxische stoffen en uitstoot (emissies naar de lucht).



Figuur 4 Aan baggeractiviteiten gerelateerde drukfactoren en beïnvloede ecosysteemcomponenten.

2.1.3 Ecosysteemcomponenten

De ecosysteemcomponenten zijn in dit rapport breed gekozen, dat wil zeggen naar soortgroepen, maar hierbij is wel rekening gehouden met de Natura 2000 doelen voor deze groepen. Het gaat hierbij om de voor de Waddenzee belangrijkste habitattypen (en de daarin voorkomende ecotopen zoals mosselbanken en zeegrasvelden) en relevante soortgroepen: zeezoogdieren, vogels, vissen, bodemdieren, fyto-benthos, zeewieren, zoö- en fytoplankton. Ook de effecten op functies van gebieden voor soorten worden betrokken indien daarover relevante informatie is gevonden, zoals bijvoorbeeld gebieden voor rust, om te foerageren, voor paaien ('kraamkamer'), opgroeien ('kinderkamer') en rui.

Voor de beoordeling van de effecten van baggeractiviteiten in de Waddenzee zijn de volgende ecosysteemcomponenten relevant geacht: waterkwaliteit, primaire productie (fytoplankton), benthische algen, zeegras, bodemdiergemeenschappen, mossel- en schelpdierbanken, (trek)vissen, zichtjagende vogels, vogels (HVP), zeehonden (rustend), zeezoogdieren, voedselketen, verandering sedimentsamenstelling en de habitattypen H1110A, H1140A en H1130 (Nb. In deze literatuurstudie wordt verandering van sedimentsamenstelling beschouwd als drukfactor en niet als ecosysteemcomponent). Daarnaast zijn effecten van emissies naar de lucht relevant geacht voor de habitattypen behorend bij duinen en ook wel voor kwelders, maar deze worden in deze studie buiten beschouwing gelaten.

2.2 Geselecteerde effectketens

Op basis van drukfactoren en ecosysteem-componenten kunnen de potentiële effecten worden geanalyseerd (Tabel 2). Hierbij worden alleen de directe effecten beschouwd, dit betekent dat geen indirecte effecten worden meegenomen, welke gebaseerd zijn op voedsel- of andersoortige relaties. Bij het optreden van directe effecten op een bepaalde soort of soortgroep kunnen bijvoorbeeld via de voedselketen of door het wegvallen van concurrentie ook indirecte effecten op andere soorten of soortgroepen. Binnen het kader van deze literatuurstudie zijn deze effecten echter niet kwantitatief te beschrijven.

Het onderzoek in deze literatuurstudie heeft zich niet op alle combinaties gericht, maar op een selectie van de belangrijkste geachte typen drukfactoren die relevant zijn voor het ecosysteem van de Waddenzee, zie H 3.1.

Tabel 2 Matrix van voor de Waddenzee belangrijke drukfactoren en ecosysteemcomponenten

Drukfactoren	Ecosysteemcomponenten											
		Primaire productie	Bentische algen	Zeegras	Bodemdieregemeenschappen	Mossel- en schelpdierbanken	(Trek)vissen	Zichtjagende vogels	Vogels (HVP)	Zeehonden (rustend)	Zeezoogdieren	H1110A
Vertroebeling	Waterkolom											
Sedimentatie	Bodem											
Verstoring	Boven water											
	Onder water											
Verontreiniging	Toxische stoffen											
	Nutriënten											
Verandering	Natuurlijke dynamiek											
	Sediment samenstelling											
Uitstoot	N-depositie											

2.2.1 Beschrijving drukfactoren

Voor de generieke beschrijving van drukfactoren zijn de definities van Borgwardt et al. 2019 overgenomen (voor zover relevant en aangegeven met bullets), welke gebaseerd zijn op de beschrijvingen van de Kader Richtlijn Marien. Deze beschrijvingen zijn dus niet specifiek van toepassing op baggeractiviteiten, maar zijn algemeen geldend voor de beoordeling van verschillende menselijke activiteiten. Aanvullend zijn specifiek voor baggeren en verspreiden in de Waddenzee beschrijvingen opgesteld waarbij gebruik is gemaakt van de Passende Beoordeling van Arcadis, 2016. Hierin komen de voor baggeractiviteiten relevante aspecten van drukfactoren aan bod.

2.2.1.1 Vertroebeling van het water

Generieke definitie:

- Verandering in de concentratie en/of verdeling van gesuspendeerde sedimenten in de waterkolom door toegenomen afstroming, baggeren, verspreiden, enz.

Baggeractiviteiten:

Deze drukfactor is een onderdeel van de waterkwaliteit en betreft de toename van fijn sediment in de waterkolom. Dit beperkt de penetratiediepte van licht in de waterkolom waardoor primaire productie vooral in de diepere waterlagen en op de bodem geremd wordt. Vertroebeling van de waterkolom kan ook het vangstsucces van zichtjagers nadelig beïnvloeden. Gesuspendeerde oneetbare (slib)deeltjes in het water kunnen filtratie van zwevend voedsel van filterende organismen, zoals zoöplankton en bodemdieren, hinderen.

2.2.1.2 Sedimentatie op de bodem

Generieke definitie:

- Bedekking van het habitatooppervlak met materiaal dat vanuit de waterkolom op de zeebodem terecht komt, bijvoorbeeld (elders) tijdens baggerwerkzaamheden opgewerveld slib. Bedekking kan leiden tot verminderd functioneren (bijvoorbeeld door voeding) of sterfte van bodemdieren in de zeebodem.
- Op verspreidingslocaties wordt de bodem bedekt met baggerspecie, waarbij de dikte van de laag de ernst van effecten bepaald. Ook kan hierdoor de sedimentsamenstelling veranderen.

Baggeractiviteiten:

Door het storten van bagger en de sedimentatie van opgewerveld bodemmateriaal tijdens het baggeren kan bedekking plaatsvinden van organismen die in of boven de bodem leven en niet of beperkt mobiel zijn, zoals zeegras, bodemalgen en -dieren. Daarnaast kan de kwaliteit van habitattypen worden aangetast (zie 2.2.1.5).

2.2.1.3 Verstoring

Verstoring boven water

Deze verstoring betreft visuele verstoring en bovenwater geluid.

Generieke definitie:

- Aanwezigheid van fysieke structuren, die het gedrag van fauna kunnen beïnvloeden.
- Introductie van geluid dat buiten de normale achtergrondniveaus valt en gecategoriseerd is als continu (omgevingsgeluid). Aanhoudend geluid is afkomstig van activiteiten zoals de scheepvaart.
- Of impulsief geluid zoals veroorzaakt door akoestisch onderzoek, heien tijdens bouwwerkzaamheden enz.
- Toevoeging van licht uit kunstmatige bronnen.

Baggeractiviteiten:

Met name schepen en de aanwezigheid van mensen daarop leiden tot verstoringen. Impulsief geluid is bij baggeren niet relevant. Naast het visuele aspect is ook het bovenwatergeluid een versturende factor. Effecten zijn afhankelijk van de intensiteit ten opzichte van achtergrondgeluid door andere geluidsbronnen. In de Passende Beoordeling (Arcadis, 2016) zijn effecten van visuele verstoring als maatgevend beschouwd boven die van geluid.

De mogelijke effecten van de toename van verlichting is in de Passende Beoordeling (Arcadis, 2016) niet beschouwd, omdat de baggerwerkzaamheden geen extra verstoring opleveren ten opzichte van reeds aanwezige verlichting van huidige scheepvaart. Ook in deze literatuurstudie wordt deze verstoring daarom niet meegenomen.

Verstoring onder water

Generieke definitie:

- Introductie van onderwater- en ander geluid dat buiten de normale achtergrondniveaus valt en gecategoriseerd is als continu (omgevingsgeluid). Aanhoudend geluid is afkomstig van activiteiten zoals de scheepvaart. Ander geluid kan betrekking hebben op geluid elders in de omgeving dat gevolgen kan hebben voor in het water levende soorten, zoals vissen.
- Of impulsief geluid zoals veroorzaakt door akoestisch onderzoek, heien tijdens bouwwerkzaamheden enz.

Baggeractiviteiten:

Verstoring door geluid onder water wordt veroorzaakt door geluid van schepen (motor, schroefbewegingen etc.) en de bagger- (kraan, zuiger bewegingen) en verspreidingsactiviteiten (open en sluiten luiken, geluid door bewegingen van het bodemmateriaal etc.). Onder water zijn de effecten van onderwatergeluid maatgevend boven die van visuele impulsen en bovenwatergeluid (Arcadis, 2016).

2.2.1.4 Verontreiniging

Toxische stoffen

Generieke definitie:

- Introductie van zware metalen en koolwaterstoffen in aquatische ecosystemen door menselijke activiteiten; kan nieuwe toevoegingen en/of het vrijkomen van verbindingen omvatten die voorheen in sedimenten werden vastgehouden na verstoring.
- Introductie van door de mens gemaakte verbindingen (bijv. farmaceutische producten, industriële verbindingen, enz.) in aquatische ecosystemen door menselijke activiteiten; kan nieuwe toevoegingen en/of het vrijkomen van verbindingen omvatten die voorheen in sedimenten werden vastgehouden na verstoring.

Baggeractiviteiten:

Omdat alleen materiaal wordt verspreid dat voldoet aan de normen van het Besluit Bodemkwaliteit worden effecten als gevolg van vrijkomende toxische stoffen op waterkwaliteit uitgesloten en zijn niet meegenomen in de Passende Beoordeling (Arcadis, 2016). Ook in deze studie worden potentiële effecten van toxische stoffen buiten beschouwing gelaten.

Nutriënten

Generieke definitie:

- Toevoer van meststoffen en andere stikstof- en fosforrijke stoffen, verhoogd boven de achtergrondniveaus, inclusief eventuele daaropvolgende deoxygenatie.

Baggeractiviteiten:

In de bodem opgeslagen nutriënten kunnen bij beroering van de bodem vrijkomen en leiden tot verhoogde concentraties in de waterkolom. Hiervan kunnen primaire producenten gebruik maken. Een verhoging van de nutriëntconcentratie kunnen in potentie (als de lichtcondities bv het toelaten) leiden tot verhoogde primaire productie. Door Eijsackers et al. (2023) is geconcludeerd dat bodemverstoring door garnalenvisserij geen significante invloed heeft op de fluxen van nutriënten en zuurstof.

Ook door depositie van stikstof afkomstig van de uitstoot van schepen naar de atmosfeer kunnen concentraties in het water in principe toenemen. De bijdrage van baggerschepen ten opzichte van overige scheepvaart is echter zeer klein en worden daarom hier buiten beschouwing gelaten.

2.2.1.5 Habitat aantasting

Verandering van de natuurlijke dynamiek

Generieke definitie:

- Verandering in de omvang, het aantal, de verdeling en/of de periodiciteit van golven langs een kust als gevolg van de installatie van kuststructuren (lokaal); verandering in de blootstelling aan golven langs een kustlijn als gevolg van scheepvaart-/bootactiviteiten.
- Verandering van het natuurlijke zeeniveauregime (gemiddeld, bereik of variabiliteit) van natuurlijke kustgebieden als gevolg van stuwen of andere door de mens veroorzaakte structuren zoals kustverdediging.
- Verandering in stromingen (snelheid, richting of variabiliteit) als gevolg van stuwen of andere door de mens veroorzaakte structuren zoals kustverdediging of waterkrachtstructuren (lokaal).

Baggeractiviteiten:

Door verdieping (baggeren) en verondieping (verspreiden) ontstaan veranderingen in bodemligging en waterbeweging en wordt daarmee de natuurlijke dynamiek ter plaatse van deze activiteiten aangetast.

Op grotere ruimtelijke schaal kan ook 'zandhonger' ontstaan die ook buiten de Waddenzee tot effecten kunnen leiden, zoals achteruitgang van het kustfundament. Deze effecten worden hier buiten beschouwing gelaten, omdat bagger terug wordt gestort in het systeem van de Waddenzee.

Verandering van de sedimentsamenstelling

Generieke definitie:

- Op verspreidingslocaties wordt de bodem bedekt met baggerspecie, waarbij de dikte van de laag de ernst van effecten bepaald. Ook kan de sedimentsamenstelling veranderen.

Baggeractiviteiten:

Door sedimentatie op de bodem kan door bezinking van fijnere deeltjes rondom baggerlocaties en vooral rondom verspreidingslocaties de lokale samenstelling van het natuurlijk sediment veranderen. Verandering

van sedimentsamenstelling kan tot het directe effect leiden dat voor sommige soorten de leefomgeving minder of niet meer geschikt is, terwijl deze voor andere soorten mogelijk juist meer geschikt wordt. Dit kan op den duur ertoe leiden dat er veranderingen in soortensamenstelling optreden. Dit potentieel indirecte effect wordt hier niet nader beschouwd.

Lokale verwijdering van de bodem

Generieke definitie:

- Fysieke interactie van menselijke activiteiten met de zeebodem, oever-/kusthabitats/wetlandhabitats en met de bentische fauna/flora die fysieke schade en/of sterfte veroorzaakt (bijvoorbeeld door baggeren).

Baggeractiviteiten:

Door de verwijdering van de bodem die plaatsvindt bij baggeren, wordt ook de lokale biota verwijderd en daarmee ook de voedselbron van andere dieren die daar weer van leven. De directe effecten worden hier wel beschouwd, de indirecte effecten in de voedselketen niet.

2.2.2 Beschrijving ecosysteemcomponenten

2.2.2.1 Habitattypen

Voor de effecten van baggeren en verspreiden zijn in de Waddenzee de volgende habitattypen van belang. Dit zijn:

H1110A:	Permanent overstroomde zandbanken (getijdengebied)
H1130:	Estuaria
H1140A:	Slik- en zandplaten (getijdengebied)

Voor de habitattypen zijn in de profieldocumenten¹ kwaliteitselementen beschreven die betrekking hebben op de abiotische en biotische kenmerken van het systeem. In deze literatuurstudie worden de effecten op de biotische ecosysteemcomponenten onderzocht, zoals hieronder beschreven. Waar relevant wordt bij de bespreking van de ecosysteemcomponenten verwezen naar de relevantie voor de habitattypen, bijvoorbeeld naar de aanwezigheid van zeegras in habitatype H1130 en H1140, of zogenaamde typische soorten van bodemdieren of vissoorten voor al deze habitattypen. Samengevat zijn de kwaliteitskenmerken als volgt:

H1110A Permanent overstroomde zandbanken (getijdengebied)

- hoge productiviteit
- natuurlijke opbouw levensgemeenschap
- voedselfunctie van schelpdierbanken (m.n. mosselbanken)
- kinderkamer-/ opgroefunctie voor vis

H1130 Estuaria

- hoge productiviteit
- hoge biodiversiteit
- kinderkamer-/ opgroefunctie voor vis
- migratieroute diadrome vissen
- voedselfunctie
- biotische structurerende elementen

H1140A Slik- en zandplaten (getijdengebied)

- bodemfauna die past bij de lokale hydrografische en morfologische omstandigheden
- aanwezigheid structurerende elementen van de getijdenplaten (zoals (leeftijdsopbouw) mosselbanken, velden van schelpkokerworm en zeegrasvelden)
- voedselgebied voor jonge vis
- variatie aan voedsel voor vogels
- afwisselend mozaïek van biotopen in verschillende stadia van ontwikkeling: lage en hoge platen, slibrijke en zandige platen, laagdynamische en hoogdynamische delen.

¹ <https://www.natura2000.nl/beschermde-natuur/habitattypen>

Omdat de kwaliteitselementen aansluiten bij de verschillende soortgroepen worden deze hieronder per soortgroep besproken.

Ook kwelders (habitattypen H1310A en B, H1320, H1330A en B) kunnen beïnvloed worden door baggerwerkzaamheden en dan met name door de verspreiding van bagger. De hypothese is dat extra bagger in de omgeving van kwelders kan leiden tot een verhoogde sedimentatie op de kwelder, waarna horizontale uitbreiding plaats kan vinden, inclusief vegetatie. Uit een studie bij Koehoal-Westhoek bleek dat deze positieve effecten niet eenduidig zijn aan te tonen (Baptist et al., 2019), mede doordat de natuurlijke dynamiek op de studielocatie zo hoog is dat effecten van extra bagger niet aantoonbaar zijn. De aanbeveling werd gedaan om baggersverspreiding ten behoeve van kweldergroei te laten plaatsvinden in kwelders nabij een wantij of in een baai. Vooralsnog worden kwelders in deze studie niet meegenomen.

2.2.2.2 Primaire producenten

In de Waddenzee zijn de voornaamste primaire producenten het fytoplankton in de waterkolom, benthische algen op de wadplaten en zeewieren die gehecht aan substraat of zwevend in het water voorkomen. Alle vormen een belangrijke voedselbron voor consumenten, waaronder zoöplankton en bodemdieren (vooral filtrerende soorten en suspensie eters). Daarnaast komt zeegras voor dat zeer plaatselijk op (periodiek) droogvallende platen groeit. Zeegrasvelden zijn een onderdeel van de kwaliteitskenmerken van de Natura 2000 habitattypen H1130 en H1140 (associaties van zowel Klein- en van Groot zeegras en beide als typische soorten). Ook komen vele soorten zeewier voor, maar deze kennen in Nederland geen beschermde status. Voor de habitattypen van de Waddenzee is een hoge productiviteit een kwaliteitskenmerk.

Vanwege de behoefte aan licht zijn primaire producenten gevoelig voor troebelheid van het water, zoals veroorzaakt wordt door aanwezigheid van zwevend slib. Voor de op de bodem levende benthische algen, zeegras en zeewieren kan bedekking met baggerspecie negatieve gevolgen hebben.

2.2.2.3 Zoöplankton

Hoewel er voor zoöplankton geen specifiek Natura 2000 doel gesteld is, vormt het een belangrijk onderdeel van de voedselketen en levenscyclus van vele organismen. Het zoöplankton vormt de schakel als consument van fytoplankton en voedsel van vissen en andere consumenten. Daarnaast behoren de larvale stadia van veel bodemdieren en ook vissen tijdelijk tot het zoöplankton. Veel van deze soorten filteren of selecteren voedseldeeltjes uit de waterkolom en zijn daarmee gevoelig voor verhoging van de slibconcentratie.

2.2.2.4 Bodemdieren

In relatie tot Natura 2000 kan voor het belang van bodemdieren onderscheid worden gemaakt in structuurvormende elementen, waaronder mosselbanken en schelpdierbanken, bodemdieren als typische soorten voor de kwaliteit van habitattypen en/of door vogels als voedsel gebruikt worden. Mosselbanken vormen een belangrijk biotoop voor vele andere organismen als schuilplaats en om voedsel te vinden.

Daarnaast is een natuurlijke leeftijdsopbouw van de bodemdiergemeenschap een indicatie dat er weinig verstoring plaatsvindt. Hierbij kan onderscheid gemaakt worden tussen hoog- en laagdynamische delen van habitattypen (zie profieldocument H1110), waarbij onder relatief hoogdynamische omstandigheden de levensgemeenschap vooral bestaat uit relatief kortlevende, snel groeiende en snel reproducerende organismen, zoals wormen en kleine kreeftachtigen. Veel van deze soorten staan aan de basis van de voedselketen. Herstel na een verstoring (zoals een storm of een mechanische ingreep) vindt voor deze kortlevende soorten doorgaans binnen één tot enkele jaren plaats.

De relatief laagdynamische delen van het habitatype vertonen gewoonlijk een hogere soortenrijkdom en een hogere dichtheid aan relatief langlevende, langzaam groeiende bodemorganismen zoals schelpdieren en vastzittende bodemdieren. Deze organismen kennen na een verstoring doorgaans een langere hersteltijd, in de orde van meerdere jaren.

Typische soorten

Er zijn voor bovengenoemde habitattypen verschillende bodemdieren als typische soort aangewezen.

Borstelwormen: groene zeeduizendpoot, rode draadworm, schelpkokerworm, *Spio martinensis*, wadpier, zager, zandkokerworm, zandzager, zeeduizendpoot. Kreeftachtigen: garnaal, gewone strandkrab, slijkgarnaal. Weekdieren: kokkel, mossel, nonnetje, opgezwollen brakwaterhorentje, platte slijkgaper, strandgaper, wadslakje, wulk. Deze soorten zijn gekarakteriseerd als "constante soort" die algemeen

aangetroffen worden en als gemeenschap bepalend zijn voor de toestand van het ecosysteem. Individueel kunnen ze sterk fluctueren in aantal of biomassa. De samenstelling van de gemeenschap geeft een indicatie van zowel de toestand van een goede abiotische als een biotische structuur.

2.2.2.5 Vissen

Voor de Waddenzee is een drietal soorten trekvis van de Habitatrichtlijn relevant:

H1095 - Zeeprik

H1099 - Rivierprik

H1103 - Fint

Dit zijn alle anadrome soorten, die als volwassenen vanuit zee de rivieren optrekken om daar te paaien. Een belangrijk deel van het leven wordt op zee doorgebracht, waarbij de Waddenzee van groot belang is (Beheerplan 2016). Voor zeeprik en rivierprik zijn vooral intrekmogelijkheden via de sluizen van belang. Voor de fint is de Waddenzee als doortrek- en opgroeigebied van belang.

Ook zijn er vissen als typische soorten aangewezen voor de beschouwde habitattypen. Sommige soorten zijn aan de bodem gebonden, zoals platvissen (bot, schol, tong, schar, schurftvis, dwergtong), vissen op zandige ondergrond (pitvis, kleine pieterman, harnasmannetje), vissen in of op slibrijke bodems (putaal) en vissen die vooral aanwezig zijn rond harde structuren als mosselbanken (gewone zeedonderpad, botervis, vijfdradige meun, slakdolf). Andere soorten leven verder boven de bodem (wijting, steenbolk) of nog hoger in de waterkolom (ansjovis, spiering, haring, diklipphard).

In de kustzone en het getijdengebied worden in relatief laagdynamische delen juvenielen van (plat)vissoorten aangetroffen. Deze zijn vooral gevoelig voor mechanische ingrepen zoals visserij (bijvangst) en zandsuppletie (bedelving).

2.2.2.6 Vogels

In het Natura 2000 beheerplan van de Waddenzee worden verschillende groepen vogels onderscheiden. Allereerst is onderscheid gemaakt tussen broed- en niet-broedvogels, en daarnaast zijn fylogenetische dan wel functionele groepen onderscheiden. Voor de effecten van baggeractiviteiten zijn met name duikeenden, sterns en duikende viseters relevant vanwege verstoring door schepen, verwijdering en bedekking van hun voedsel in de bodem en vertroebeling van het water dat het zicht belemmert en daarmee de vangst van voedsel hindert. Aangezien schepen vooral in de vaargeulen opereren is verstoring van steltlopers verderop de wadplaten, ganzen en andere vogelgroepen hier als minder relevant geacht.

2.2.2.7 Zeezoogdieren

Vanuit de Habitatrichtlijn zijn beide in de Waddenzee voorkomende soorten zeehonden en de bruinvis relevant:

H1364 - Grijze zeehond

H1365 - Gewone zeehond

H1351 – Bruinvis

Beide soorten zeehonden brengen het grootste deel van de tijd door in het water, hier wordt onder meer gevoerd op vis. Naast de Waddenzee maken deze soorten ook gebruik van de Noordzee. Daarnaast wordt gebruik gemaakt van droogvallende platen in de Waddenzee en Noordzeekustzone om te rusten, te verharen en jongen te baren.

Bruinvis worden regelmatig waargenomen en de Waddenzee maakt deel uit van het leefgebied van de populatie van de Noordzee.

Zeezoogdieren zijn gevoelig voor onderwatergeluid en andere verstoringen door de aanwezigheid van mensen en/of activiteiten.

3 Literatuuronderzoek

3.1 Inventarisatie van literatuur

Zoals in de vorige paragraaf beschreven kunnen de meeste effecten van baggeractiviteiten zoals uitgevoerd in de Waddenzee veroorzaakt worden door de volgende drukfactoren:

1. Vertroebeling/ Toename hoeveelheid gesuspendeerd materiaal in de waterkolom
2. Bedekkingsdikte en bedekkingssnelheid
3. Habitataantasting
4. Verstoring boven water visueel of door geluid

Effecten van contaminanten die door baggerwerk uit het sediment kunnen vrijkomen zijn voor de Waddenzee situatie niet relevant omdat alleen materiaal wordt verspreid dat voldoet aan de normen van het Besluit Bodemkwaliteit.

In de analyse van de literatuur is daarom de focus gelegd op effecten van bovengenoemde drukfactoren.

Daarnaast is de selectie van literatuur gefocust op mariene ecosystemen en dan vooral estuariën, lagunes en ondiepe baaien die bij voorkeur min of meer vergelijkbaar zijn met de Waddenzee, zoals deze voorkomen op de Britse eilanden, Adriatische zee en het Iberisch schiereiland. Informatie over zandige bodems (zoals de Noordzee), rivieren of meren zijn buiten beschouwing gelaten, tenzij het gaat om de beschrijving van algemeen geldende processen.

3.2 Overzicht van kwantitatieve informatie dosis-effectrelaties

Bij voldoende informatie zijn de gerapporteerde gegevens over effect van verschillende soorten van meerdere taxonomische groepen samengevoegd in een Species Sensitivity Distribution (SSD) (Posthuma et al., 2002). Een SSD is een binnen de ecotoxicologie ontwikkelde, en veel toegepaste methode om het potentieel effect van een verontreiniging op een levensgemeenschap te schatten. Uitgangspunt hierbij is dat de gevoeligheid van soorten een normale verdeling volgt. Wanneer voldoende data van voldoende verschillende taxonomische groepen beschikbaar is kan deze normale verdeling worden gefit, die dan laat zien bij welke concentratie (dosis) welke fractie van de soorten potentieel negatief beïnvloed wordt (effect). Deze fractie (of percentage) van de soorten wordt aangeduid als PAF (Potentially Affected Fraction).

Deze SSD fit wordt vervolgens gebruikt om te bepalen bij welke concentratie van de toxicant 95% van de soorten beschermd is. Deze 'Hazardous Concentration' wordt aangeduid als HC5 en wordt beschouwd als beschermend voor 95% van de in een levensgemeenschap aanwezige soorten. Behalve voor toxische stoffen is deze methode onder anderen ook toegepast voor de beoordeling van lozingen van gesuspendeerd materiaal in boorspoeling bij offshore booractiviteiten (Smit et al., 2008), de tolerantie van zoetwater vissoorten voor lage zuurstofconcentraties (Elshout et al., 2013) en de beoordeling van effecten van microplastics (Nam et al., 2023). Voor dit rapport zijn SSD's opgesteld voor bedekking met zand en slib, sedimentatiesnelheid en gesuspendeerd materiaal, waarmee vervolgens de grenswaarden (Hazardous Level) zijn afgeleid waarbij maximaal 5% van de soorten negatief beïnvloed wordt. Dit geeft een bandbreedte van de optimale omstandigheden voor onderdelen van het ecosysteem. Omdat deze methode oorspronkelijk ontwikkeld is voor de beoordeling van effecten van giftige stoffen en niet voor de schatting van het effect van fysieke veranderingen in de leefomgeving (zoals vertroebeling of bedekking) zal de toepasbaarheid van de resultaten voor deze studie worden bediscussieerd.

3.2.1 Vertroebeling

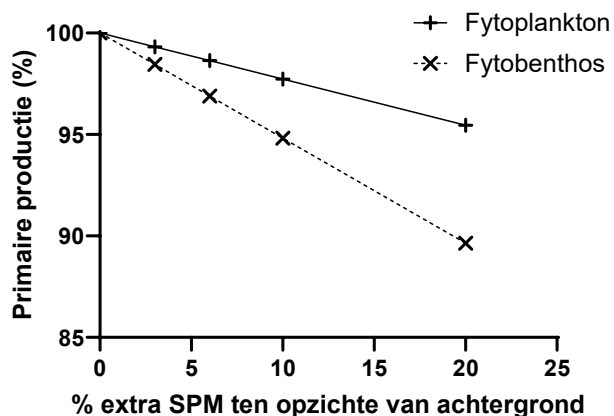
Door baggerwerkzaamheden zal een pluim van gesuspendeerd materiaal in de waterkolom ontstaan. De toename van gesuspendeerd materiaal kan verschillende effecten veroorzaken. Ten eerste zal door vertroebeling de penetratiediepte van zonlicht beperkt worden, met negatieve consequenties voor primaire producenten onder de waterspiegel, anderzijds kunnen door baggeren ook nutriënten uit de bodem worden vrijgemaakt waardoor de primaire productie gestimuleerd kan worden. De toename van het aantal (oneetbare) deeltjes in het water zal de efficiëntie van filterfeeders verminderen, en vertroebeling kan zichtjagers nadelig beïnvloeden. Bovendien kan de aanwezigheid van hoge concentraties minerale deeltjes gevoelige weefsels beschadigen, zoals kieuwen. Genoemde aspecten worden hieronder in sub paragrafen verder uitgewerkt.

Een hoge concentratie gesuspendeerde organische slibdeeltjes zal ook microbiële activiteit stimuleren waardoor de zuurstofconsumptie in de waterkolom toeneemt (Spiekerman, 2022). Onder specifieke omstandigheden met hoge watertemperaturen, weinig wind/waterbeweging en weinig licht zou dit kunnen leiden tot verlaagde zuurstofconcentraties in het water met mogelijke negatieve gevolgen voor het onderwaterleven. Er zijn ons geen gegevens bekend over de invloed van baggeren op het zuurstofgehalte in de Waddenzee, maar dit is vrij eenvoudig door metingen tijdens de zomermaanden op locatie te monitoren. In de literatuur wordt ook regelmatig de relatie gelegd tussen baggeren en het beschikbaar komen van in het sediment opgeslagen gifstoffen zoals zware metalen. Dit aspect wordt voor deze studie niet relevant geacht omdat binnen de Waddenzee alleen slib wordt verspreid dat voldoet aan de normen van het Besluit Bodemkwaliteit.

De mate van vertroebeling van water wordt in de literatuur op verschillende wijze weergegeven. Volgens sommige onderzoekers is de klassieke secchischijf methode nog steeds de beste methode om de transparantie/zichtdiepte vast te stellen (Davies-Colley and Smith, 2001). Als alternatief wordt ook vaak de turbiditeit bepaald (uitgedrukt in *Nephelometric Turbidity Units*, NTU) wat feitelijk een maat is voor de verstrooiing/absorptie van licht door in het water aanwezige deeltjes. Daarnaast kan via filtratie ook de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal in een watermonster worden bepaald, dit wordt dan standaard uitgedrukt als SPM (*Suspended Particulate Matter*) in mg drooggewicht/liter. Doordat de samenstelling en grootte van de gesuspendeerde deeltjes grote variatie kunnen vertonen en een sterke invloed hebben op de mate waarin de verstrooiing van licht en de transparantie worden beïnvloed is het niet mogelijk om de verschillende eenheden volgens vaste regels aan elkaar te correleren. Bovendien worden ze in de literatuur nauwelijks parallel gerapporteerd. Om verkeerde interpretaties te voorkomen is daarom in dit rapport geen poging gedaan om de eenheden om te rekenen. In Baptist en Leopold (2010) wordt wel een schatting gemaakt van de SPM concentratie in de Noordzee op basis van secchi-metingen om het effect van vertroebeling op zichtjagende vogels te schatten (zie desbetreffende sub-paragraaf). Het zal dus mogelijk zijn om een dergelijke relatie ook voor de Waddenzee te bepalen. Hiervoor is een dataset nodig van parallelle metingen van zichtdiepte bepaald met de secchischijf, turbiditeit, chlorofylgehalte en SPM over verschillende seizoenen. Door ook gegevens te verzamelen op locaties waar gebaggerd wordt kan wellicht inzicht worden verkregen hoe deze werkzaamheden de verhoudingen tussen de parameters beïnvloeden.

Effecten op primaire producenten

Het fotosynthese proces dat de basis vormt van de primaire productie is in belangrijke mate afhankelijk van de lichtintensiteit, waarbij sprake is van een optimum curve (Hintz et al., 2022). De rechterzijde van deze curve, waar de fotosynthese geremd wordt door een te hoge lichtintensiteit, is voor de Nederlandse situatie niet relevant. Hier zal vaker sprake zijn van lichtlimitatie, en door vertroebeling van de waterkolom zal deze limitatie voor primaire producenten onder het wateroppervlak verder toenemen. Met behulp van het ecosysteem model EcoWasp (Brinkman, 2005) is in het verleden het effect van extra vertroebeling op de pelagische en benthische primaire productie in de Westelijke Waddenzee ingeschat (Jongbloed et al., 2006). Volgens deze berekeningen leidt een verhoging van 20% gesuspendeerd materiaal in de waterkolom tot een verlagingremming van de primaire productie van het pelagische fytoplankton van iets minder dan 5%. Het effect op de benthische primaire producenten wordt ruim tweemaal sterker ingeschat (Figuur 5). Uiteraard zijn de effecten op het fyto benthos mede afhankelijk van de waterdiepte, en zijn effecten van vertroebeling het minst op droogvallende platen waar het overgrote deel van de productie tijdens laagwater plaatsvindt (De Jonge and Van Beusekom, 1992).



Figuur 5: Effect van extra gesuspendeerd materiaal in de waterkolom op de primaire productie van fytoplankton en fyto­benthos berekend met het ecosysteem model EcoWasp voor de Westelijke waddenzee (Jongbloed et al., 2006).

Ook droogvallend zeegras zal tijdens laagwater weinig tot geen hinder ondervinden van vertroebeling. Tijdens hoogwater zal vertroebeling de fotosynthese wel remmen. Afhankelijk van de mate van vertroebeling en bloot­steldingsduur kunnen er effecten op individueel niveau en op de schaal van het zeegrasveld optreden (McMahon et al., 2013, Figuur 6). De twee voor de Waddenzee relevante zeegrassoorten lijken te verschillen in hun lichtbehoefte maar gegevens hierover zijn niet eenduidig (Tabel 3). Volgens Vermaat et al (1997) heeft *Zostera marina* (groot zeegras) beduidend minder licht nodig om 50% van de maximale fotosynthese te behalen dan *Z. noltii* (klein zeegras). Dit lijkt in tegenspraak met de bevindingen van Erftemeijer en Lewis (2006) dat de minimale lichtbehoefte van *Z. noltii* bijzonder laag is, namelijk slechts 2% van het licht dat op het wateroppervlak valt. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat dit getal op een enkele observatie is gebaseerd, waardoor het beter lijkt om ca. 25% van het oppervlaktelicht als minimale lichtbehoefte voor beide soorten te hanteren en dus gebaseerd op de *Zostera marina* studie. Zeegras kan donkere perioden tot 2 weken overleven door gebruik te maken van in de wortelstokken opgeslagen reserves (Cabaço et al., 2008).

Tabel 3 Lichtbehoefte van de twee voor de waddenzee relevante zeegrassoorten volgens Vermaat et al (1997) en Erftemeijer et al 2006. PAR = Photosynthetically Active Radiation; SI = Surface irradiance

Soort	(Vermaat et al., 1997)	(Erftemeijer and Lewis, 2006)
	Lichtbehoefte voor 50% van max. fotosynthese	Minimum licht behoefte
<i>Zostera marina</i>	Ca. 90 $\mu\text{mol PAR} / \text{m}^2/\text{sec}$	22.9 $\pm$ 7.6 %SI (n=12)
<i>Zostera noltii</i>	Ca. 320 $\mu\text{mol PAR} / \text{m}^2/\text{sec}$	2 %SI (n=1)

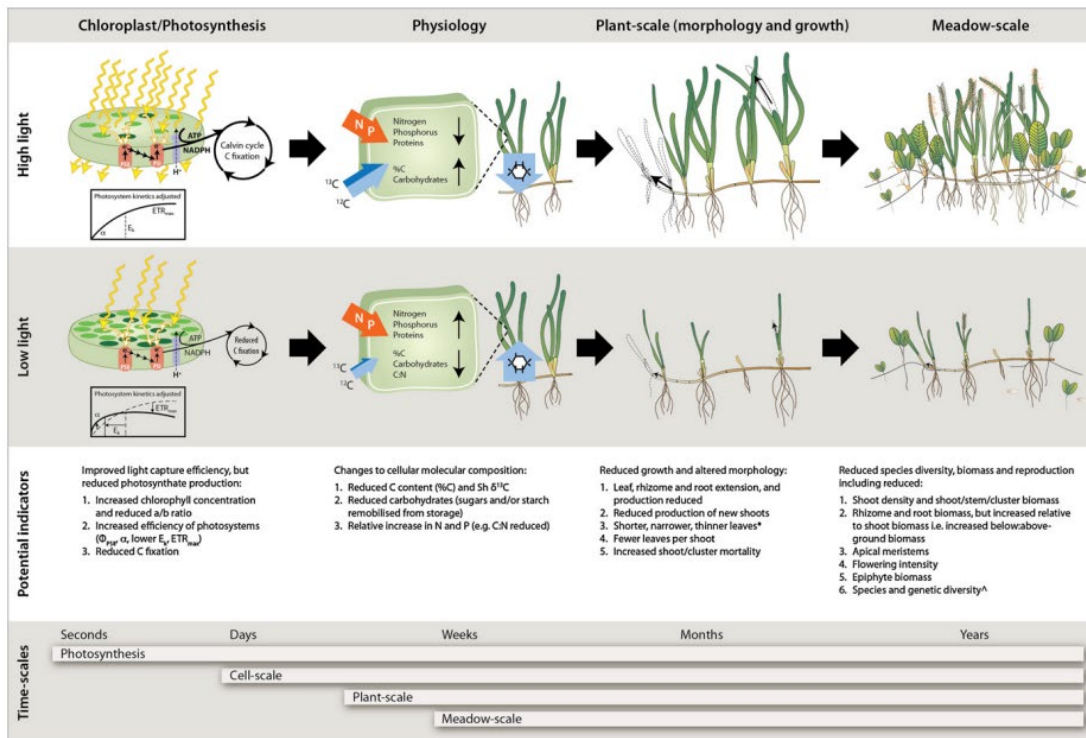


Fig. 1. Conceptual diagram of the current understanding of the seagrass response pathway under low light conditions separated by photosynthetic, other physiological, plant-scale (growth and morphology) and meadow-scale variables. The timescales at which the responses to light reduction generally occur are indicated at the base of the diagram. Potential bioindicators are highlighted.

Figuur 6 Effecttypen in relatie tot de duur van gereduceerd licht op zeegrassen. Uit: (McMahon et al., 2013).

Effecten op zoöplankton

Copepoden (roepootkreeftjes) vormen de belangrijkste mariene zoöplankton groep die voornamelijk van het fytoplankton leven. Een hoge concentratie gesuspendeerd oneetbaar materiaal vermindert de efficiëntie van hun voedselopname. Bij een concentratie van 10 mg/L klei verminderde de voedselopname van de copepodesoorten *Temora longicornis* en *Acartia clausi* al met 15-25%, waarschijnlijk doordat de kleideeltjes aggregaten vormden die voor de copepoden moeilijk eetbaar waren (Holthaus et al., 2003). Hogere SPM concentraties kunnen een direct effect hebben op de filtratiecapaciteit van copepoden. Bij *Eurytemora affinis* was dit het geval bij een concentratie van 250 mg/L, terwijl de filtratie van *Acartia tonsa* al werd beïnvloed bij 100 mg/L (Sherk et al., 1975 gerefereerd in Holthaus et al., 2003). Het verschil in gevoeligheid voor zwevend stof komt overeen met het verspreidingsgebied. *E. affinis* is een estuariëne soort, terwijl *A. tonsa* in hogere aantallen vooral lager in het estuarium wordt aangetroffen waar hoge SPM gehalten minder vaak voorkomen.

Bodemgemeenschap, filterfeeders

Tweekleppige schelpdieren als mosselen en oesters zijn typische filterfeeders die last zullen hebben van de aanwezigheid van oneetbare zwevende deeltjes omdat het de voedselopname minder efficiënt maakt. De japanse oester (*Crassostrea gigas*) en de blauwe mossel (*Mytilus edulis*) vertonen beiden wel een grote plasticiteit van het voedingsapparaat om zich aan de lokale condities aan te passen. In een omgeving met hoge hoeveelheden zwevend stof worden de kieuwen, die als voedselzeef dienen, kleiner en de labiale palpen (die voor het sorteren dienen) groter. Deze aanpassingen kunnen binnen enkele maanden ontstaan (Essink, 1999; Groenewold en Dankers, 2002) en zijn aantoonbaar tussen mosselen uit de troebele Waddenzee en de heldere Oosterschelde (Capelle et al., 2021). Voor oesters zijn deze verschillen ook aangetoond binnen verschillende delen van eenzelfde baai (Barillé et al., 2020) en na transplantatie naar locaties met hogere of lager SPM concentraties (Dutertre et al., 2017). De aanpassingen aan het voedingsapparaat faciliteren de scheiding van eetbare deeltjes en oneetbare deeltjes die als pseudofaeces worden uitgescheiden, waardoor de schelpdieren als mossel, oester en kokkel in staat zijn te overleven in relatief troebel water.

De blauwe mossel lijkt voordeel van deze aanpassingen te hebben tot een SPM gehalte van ca 50 mg/l (Kiorboe et al., 1981). De dieren zullen wel steeds meer pseudofaeces gaan produceren om zich te ontdoen van de oneetbare deeltjes om het filterapparaat functioneel te houden. Bij hogere concentraties loopt de filteractiviteit echter terug en boven 250 mg/L SPM kan de mossel niet meer filtreren (Widdows et al., 1979). Bij oesters is een afname van ca. 50% van de filtercapaciteit waargenomen bij SPM concentraties van 100 mg/L (Loosanoff, 1962 gerefereerd in Holthaus et al., 2003). Bij kokkels (*Cerastoderma edule*) nam de filtratiecapaciteit abrupt af bij 300 mg/L SPM. Vanaf 5 mg/L werd pseudofaeces geproduceerd en was sprake van effectieve voedselselectie tot 300 mg/L SPM (Navarro and Widdows, 1997). In vergelijking met mossel, oester en kokkels lijken strandgapers (*Mya arenaria*) gevoeliger voor gesuspendeerd materiaal. De filtratiesnelheid neemt al af bij 20 mg/L SPM en pseudofaeces productie start pas bij 100 mg/L. Blijkbaar is de voedselselectie bij strandgapers minder goed ontwikkeld en moet het dier reageren op stijgende SPM gehalten met het reduceren van de filtratiesnelheid. Dit maakt deze soort relatief kwetsbaar als de hoge SPM concentraties langer blijven bestaan (Grant and Thorpe, 1991). Een verminderde voedselinname leidt logischerwijze tot een tragere groei en minder reserves voor reproductie. Overigens speelt de kwaliteit van het gesuspendeerd materiaal een belangrijke rol in welk effect het heeft op het schelpdier. Wanneer fytoplankton gehalten laag zijn kan gesuspendeerde eetbare detritus een belangrijke voedselbron vormen, in elk geval voor mosselen (Bearham, 2020). Het is dan ook mede de verhouding oneetbare (minerale) deeltjes : eetbare (organische) deeltjes die het effect van SPM op schelpdieren bepalen (Kramer, 2000).

Kortdurende (96 uur) blootstelling aan hoge SPM gehalten 180 tot 600 mg/L leidde bij de groene mossel (*Perna viridis*, niet aanwezig in de Waddenzee) tot beschadiging van het kieuwweefsel, maar na een herstelperiode van 14 dagen werden geen verschillen meer gevonden tussen wel en niet blootgestelde dieren (Shin et al., 2002).

Sommige polychaeten zijn ook filterfeeders en zouden dus bij het voedsel vergaren nadeel kunnen ondervinden van hoge SPM gehalten. Veel informatie over de gevoeligheid van deze groep is echter niet beschikbaar. De rifvormende honingraatworm (*Sabellaria alveolata*) past zijn filtratiesnelheid aan aan de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal. In laboratoriumonderzoek werd het maximum van de aanpassing (minimale *clearance rate*) gevonden bij een SPM concentratie van 45 mg/L (Dubois et al., 2007). De schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) die algemeen wordt aangetroffen blijkt goed bestand tegen hoge SPM gehalten. Bij SPM concentraties van 1000 mg/L werd een verhoogde filteractiviteit waargenomen. Bij extreme concentraties van 5000 mg/L werd de laagste activiteit bereikt (Mestdagh et al., 2020).

Bodemgemeenschap, depositfeeders en evertbrate predatoren

Depositfeeders leven van op het sedimentoppervlak aanwezig organisch materiaal en zullen naar verwachting weinig last hebben van de troebelheid van het water. Als het gesuspendeerde materiaal deels uit organische eetbare partikels bestaat kan het bij bezinking zelfs het voedselaanbod voor depositfeeders verbeteren. Voor sommige soorten is de aanwezigheid van fijne slib- en kleideeltjes zelfs belangrijk voor de voedselopname, zo zou de slijkgarnaal zich deels voeden met micro-organismen die aan deze kleine deeltjes gehecht zijn (Fenchel et al., 1975).

Van de gewone garnaal (*Crangon crangon*) is beschreven dat zij gaan zwemmen wanneer het water te troebel wordt (Pedicord et al. 1975 in Bijkerk 1988).

Voor evertbrate predatoren is het niet waarschijnlijk dat zij veel hinder zullen ondervinden van troebel water.

Vis

De reactie van vis op vertroebeling varieert per soort en levensfase (Rodrigues et al., 2023). Essink (1999) stelt dat zichtjagers als haring en sprat troebel water vermijden, en dat de dominante plek van de schar in de Waddenzee na 1960 is overgenomen door de schol als gevolg van het troebeler wordende water. Experimenteel onderzoek laat zien dat vertroebeling van het water tot op zekere hoogte ook een gunstige invloed op vis kan hebben. Zo blijkt de foerageerefficiëntie van veel vislarven een optimum te vertonen in enigszins troebel water. Bij haringlarven lag dit optimum bij 500 mg/L SPM (Boehlert and Morgan, 1985), voor spiering lag dit tussen 100 en 200 NTU (Illing et al., 2024). In beide studies liep de efficiëntie terug bij hogere troebelheid, en vanaf 300 NTU werd extra sterfte gevonden onder de spieringlarven. Hoe SPM en NTU zich verhouden is onduidelijk, want dat is sterk afhankelijk van het type (samenstelling,

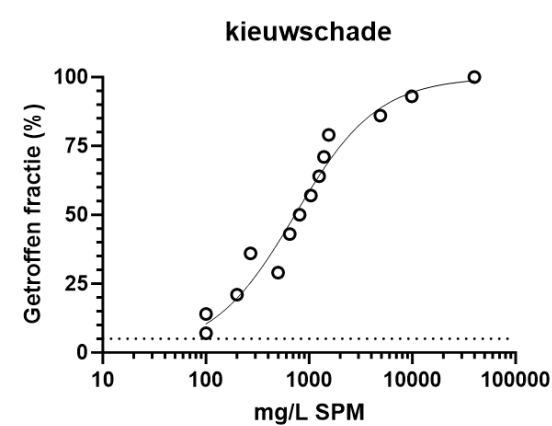
korrelgrootteverdeling) van het gesuspendeerde materiaal. Deze optimum curve in de relatie tussen foerageerefficiëntie en troebelheid is voor larven van een scala van zoet- en zoutwater vislarven aangetoond (review in Illing et al., 2024).

In de eerste levensfase kunnen vissen negatief worden beïnvloed door hoge slibgehalten. Bij 100 mg/L SPM werd geen effect gevonden op eieren van de (zoetwater) kleinbekbaars (*Micropterus dolomieu*), maar blootstelling aan 250 mg/L veroorzaakte een vertraagde groei van de vislarven (Suedel et al., 2017). Troebel water kan voor kleine vis ook bescherming bieden tegen predatie, en er is aangetoond dat vissen in enigszins troebel water (10-11 NTU) minder stressvol reageren op de geur van een predator dan in helder water (1-2 NTU) (Pasparakis et al., 2023).

Dat de aanwezigheid van grote aantallen deeltjes in het water kan leiden tot schade aan kieuwen van vissen is in veel laboratorium experimenten aangetoond, met name in zoetwatersoorten. Gegevens over voor de Waddenzee relevante vissoorten zijn niet gevonden. De range waarbij deze effecten (in zoetwatervis) worden gevonden is zeer breed en loopt van 100 tot 40 000 mg per liter (Tabel 4). Op basis van een met deze data gefitte SSD (Figuur 7) kan een HC5 worden afgeleid van 48.3 (95% CI: 20.4-101) mg/L SPM.

Tabel 4 Concentraties van gesuspendeerd materiaal (SPM) waarbij bij vissen kieuwschade is aangetoond

Soort	SPM (mg.L ⁻¹)	Referentie (* in (Sutherland and Meyer, 2007))
Zebrafish	100	(Montoya et al., 2024)
Minnows	100	(Sutherland and Meyer, 2007)
Green grouper	200	(Au et al., 2004)
Rainbow trout	500	(Matsuda, 2020)
Rainbow trout	270	Herbert and Merkens (1961)*
White perch	650	Sherk et al. (1975)*
Rainbow trout	810	Herbert and Merkens (1961)*
Brown trout	1040	Herbert et al. (1961)*
Arctic grayling	1250	Simmons (1982)*
Arctic grayling	1388	Simmons (1982)*
Coho salmon	1547	Noggle (1978)*
Rainbow trout	4887	Goldes et al. (1988)*
Sockeye salmon	9850	Servizi and Martens (1987)*
Coho salmon	40 000	(Lake and Hinch, 1999)



Figuur 7 SSD voor kieuwschade bij (zoetwater) vissen (Tabel 4). HC5 = 48.3 (20.4-101) mg SPM/L.

Vogels

Van zichtjagende vogels kan verwacht worden dat troebel water de vangstefficiëntie vermindert. (Stienen and Brenninkmeijer, 1994) stellen dat het vangstsucces van grote sterns alleen beperkt wordt als de zichtdiepte minder dan 2 meter bedraagt omdat dit de maximale duikdiepte is. Het vangstsucces zou dan halveren als de zichtdiepte van 2 naar 50 cm afneemt. Baptist en Leopold (2010) konden op basis van veldobservaties een relatie opstellen tussen het vangstsucces van grote sterns en lokale Secchi-diepte. Dit resulteerde in een curve met een optimum kans op een succesvolle duik van 63% bij een zichtdiepte van 1.74 m wat overeenkwam met een concentratie rond 5-10 mg/L SPM. Bij SPM concentraties van 40 mg/L bedroeg deze kans nog 40% en bij 80 mg/L nog 30%, waarna de curve afvlakt (Figuur 8).

Vogels die onderwater zwemmend hun prooi vangen, zoals de ook in de Waddenzee aanwezige aalscholvers en futen, worden minder gevoelig geacht voor vertroebeling. Voor futen lijkt evenwel een hoog doorzicht te kunnen compenseren voor lage prooidichtheden (Gwiazda, 2009). Voor de kleine alk, die op de Noordzee foerageert op zoöplankton, blijkt dat voedselgebieden worden gekozen met een hoog doorzicht en hoge voedseldichtheid (Stempniewicz et al., 2013).

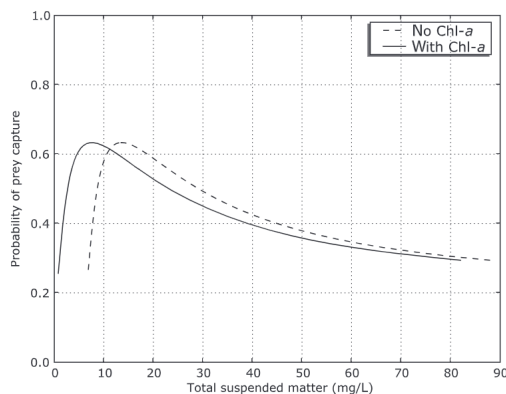


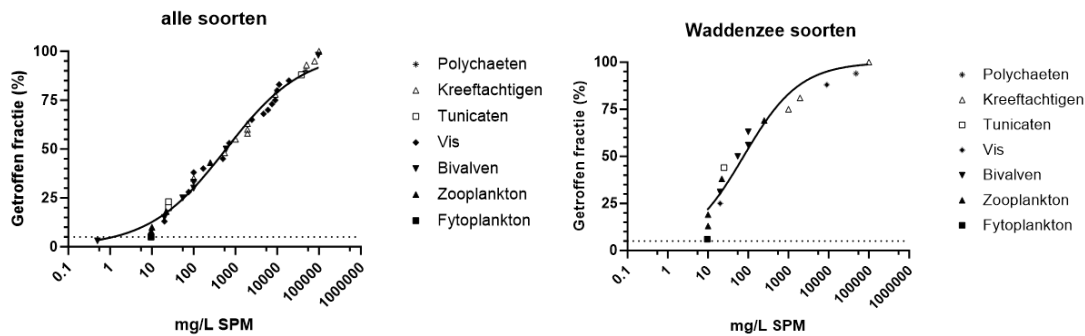
Figure 4. Prey capture probability as a function of total suspended matter (TSM) concentration. TSM was calculated by an empirical equation for the range of observed Secchi disc transparencies, without chlorophyll-*a* (no Chl-*a*) and with a summer-averaged concentration of 10 µg/L chlorophyll-*a* (with Chl-*a*).

Figuur 8 Relatie tussen het doorzicht en de waarschijnlijkheid van een effectieve vangst van prooi (Uit (Baptist and Leopold, 2010)).

3.2.1.1 Kwantitatieve effecten

Met als basis de dataset van (Holthaus et al., 2003) aangevuld met nieuwe data zijn *Species Sensitivity distributions* (SSDs) voor gesuspendeerd materiaal afgeleid (Figuur 9). De blootstellingsconcentraties zijn allen in mg/L uitgedrukt en er is geen rekening gehouden met het type gesuspendeerd materiaal. Er zijn twee SSDs opgesteld. De eerste op basis van alle voor dit project beschikbare data ongeacht het natuurlijke habitat van de soorten. Dat leverde een dataset op van 40 verschillende soorten verdeeld over 7 taxonomische groepen. Voor de tweede SSD werd een selectie gemaakt van soorten die voorkomen in de Waddenzee of nauw verwant zijn daaraan. Dit resulteerde in een groep van 18 soorten, nog steeds verdeeld over dezelfde 7 taxonomische groepen, zie ook de Bijlage. Per soort werd de laagste gerapporteerde SPM concentratie waarbij een effect optrad gebruikt als invoerwaarde voor het bepalen van de SSD.

De HL5 waarden die uit deze SSDs kunnen worden afgeleid, dus de SPM concentraties waarbij 95% van de soorten nog geen negatief effect laat zien, liggen beide rond 1 mg/L (Tabel 5). De HL5 waarden van Waddenzeesoorten wijkt niet af van die van 'alle soorten', wat suggereert dat de gevoeligste soorten in de Waddenzee niet specifiek gevoeliger of ongevoeliger zijn voor gesuspendeerd materiaal. Wel is het opvallend dat de fractie van de soorten die wordt beïnvloed bij stijgende SPM concentraties sneller stijgt bij de Waddenzee soorten dan bij de niet geselecteerde dataset. Dit duidt mogelijk op een relatief hoge gevoeligheid van voor de Waddenzee relevante soorten, maar kan evenwel het gevolg zijn van de kleinere dataset voor de Waddenzeesoorten en daardoor de minder goede fit van de curve.



Figuur 9 Species sensitivity distributions (SSDs) voor gesuspendeerd materiaal in de waterkolom. Links gebaseerd op data van alle soorten in de database, rechts voor een selectie van soorten die relevant zijn voor de Waddenzee. PAF staat voor Potentially Affected Fraction waarbij de horizontale stippellijn de veilige grens op basis van HL5 aangeeft.

Tabel 5 Uit SSD (zie Figuur 9) afgeleide concentraties gesuspendeerd materiaal waarbij 5, 10, 25 of 50% van de soorten negatief beïnvloed kan worden. Berekend met 95% betrouwbaarheidsinterval op basis van de dataset voor alle mariene soorten en voor een selectie van soorten die voor de Waddenzee relevant worden geacht

Alle mariene soorten			Waddenzee relevante soorten		
40 soorten, 7 taxonomische groepen			16 soorten, 7 taxonomische groepen		
Hazard Level (% PAF)	mg/L	95%-betrouwbaarheidsinterval	Hazard Level (% PAF)	mg/L	95%-betrouwbaarheidsinterval
5	1.2	0.7 – 2.0	5	0.7	0.1 – 3.7
10	5.6	3.6 – 8.7	10	2.2	0.4 – 8.9
25	58	43 – 77	25	13	4.8 – 32.5
50	596	517 – 686	50	76	52 – 118

3.2.2 Bedekking

Bodembewonende soorten met beperkte mobiliteit lopen het risico om bedekt te raken met een laag sediment. Mobiele soorten zullen onder de meeste omstandigheden het gebied verlaten wanneer de hoeveelheid sedimenterend materiaal te hoog wordt. Zo is van garnalen beschreven dat zij tijdens periodes van hoge depositie gaan zwemmen en pas naar het sediment terugkeren als dat gesetteld is (Pedicord et al. 1975 in Bijkerk 1988).

Er is in de literatuur redelijk veel informatie te vinden over de respons van verschillende mariene soorten op bedekking met sediment. Naast de dikte van de bedekkingslaag wordt het effect ook sterk beïnvloed door de samenstelling van het sediment waarmee het organisme bedekt wordt. In het algemeen lukt het bodemorganismen beter te ontsnappen uit zand dan uit fijn organisch rijk slib (Hendrick et al., 2016). Verschillende onderzoekers veronderstellen dat dit verschil te wijten is aan het ontstaan van zuurstofloosheid in het fijne slib en de ontwikkeling van toxische sulfide- en ammoniumgehalten in organisch-rijk sediment. Dit proces is sterker bij hogere temperaturen omdat hierdoor microbiële activiteit toeneemt waardoor ammonium- en sulfideconcentraties in het sediment sneller oplopen en zuurstofloosheid eerder ontstaat. Omdat tegelijkertijd het metabolisme en dus de zuurstofbehoefte van evertibraten (ongewervelden) bij hogere temperaturen stijgt, vermindert een hogere temperatuur de overlevingskansen bij bedekking. Deze effecten van organisch stof en temperatuur zijn door verschillende onderzoekers beschreven.

Daarnaast speelt de biologie van de organismen een belangrijke rol. In het algemeen, en logischerwijs, zijn (bodem)soorten die leven op locaties met veel natuurlijke sedimentdynamiek beter bestand tegen begraving dan soorten die de rustiger delen bewonen (Hinchey et al., 2006). De korrelgrootte verdeling van het

sediment vormt een goede aanwijzing voor de dynamiek van een gebied. Fijn slib kan alleen bezinken in gebieden met een beperkte dynamiek. Soorten die bij voorkeur in dergelijke slibrijke sedimenten leven zijn over het algemeen minder bestand tegen begraving dan soorten die in zandbodems gevonden worden (Bolam, 2011).

Hieronder wordt voor een aantal taxonomische groepen die belangrijk zijn voor de Waddenzee een overzicht gegeven van de reacties op bedekking die in de literatuur zijn gevonden. Hierbij is ook getracht om zo goed als mogelijk dosis-effect relaties te kwantificeren.

Aan het eind van de paragraaf zijn de gegevens van de verschillende bodembewonende soorten samengevoegd in een *Species Sensitivity Distribution* (SSD).

Zeegras

In de Waddenzee komen twee soorten zeegras voor; groot zeegras (*Zostera marina*) en klein zeegras (*Zostera noltii*). Een vergelijking van 15 verschillende zeegrassoorten toont duidelijke verschillen tussen soorten. De minst gevoelige is de Australische soort *Posidonia australis*; bedekking met een laag van 19.5 cm werd door 50% van de scheuten overleefd. Klein zeegras en groot zeegras behoren tot de gevoeligste soorten in deze selectie met 50% sterfte na bedekking met respectievelijk 2 en 4 cm sediment en 100% sterfte bij 8 en 12 cm bedekking (Cabaço et al., 2008).

Het effect van bedekking blijkt sterk samen te hangen met de hoogte van de plant. De overleving en groei van Groot zeegras (*Zostera marina*) wordt sterk gereduceerd als 25% van de plant wordt bedekt, terwijl de plant geheel sterft bij een bedekking van 75% of meer (Mills and Fonseca, 2003). Cabaco en Santos (2007) rapporteren substantiële sterfte van scheuten van Klein zeegras (*Zostera noltii*) met een bladlengte van rond 20 cm bij een bedekking boven 4 cm (20% van de bladlengte) en totale sterfte bij 8 cm (40% van de bladlengte). Na twee weken bedekking is het blad afgestorven. Het type sediment waarmee de plant bedekt wordt speelt geen rol (Mills and Fonseca, 2003).

In het veld reageerde Klein zeegras op een bedekking van 2 cm door de wortelstokken in verticale richting te laten groeien en daarna weer in 'normale' horizontale richting. Deze aanpassing is alleen mogelijk tijdens het groeiseizoen, waardoor het effect van bedekking in de winter waarschijnlijk groter is (Vermaat et al., 1997).

Nematoden

Mariene nematoden bleken goed in staat om na begraving onder 6 cm sediment naar het oppervlak te migreren. Niet verwonderlijk ging dit proces sneller als de laag in delen werd opgebouwd (Schratzberger et al., 2000). In deze studie werd geen effect gevonden van het type sediment. Andere onderzoekers concluderen dat estuariene nematoden weinig last hebben van 10 cm begraving als de karakteristieken van de nieuwe sedimentlaag overeenkomen met het oorspronkelijke sediment (Essink, 1999).

Holtedieren

Slibanemonen (*Sagartia troglodytes*) leven op slibrijke bodems waarin zij zich bij onraad terugtrekken. Van deze soort mag daarom enige tolerantie ten opzichte van begraving verwacht worden, echter bij een laagdikte van 8 cm is volledige sterfte gerapporteerd (Schäfer, 1968 gerefereerd in Bijkerk 1988). Gegevens over de laagdikte die wel getolereerd kan worden zijn niet gevonden.

De weduweroos (*Cylista undata*) is een anemoonsoort die niet direct op het sedimentoppervlak leeft, maar zich hecht aan hard substraat. Bedekking met zand in een laagdikte van 7 cm werd niet overleefd, bij laagdiktes van 5 en 2 cm bedroeg de overleving respectievelijk 14 en 32% (Hendrick et al., 2016). Eenmaal begraven kunnen de dieren nog dagen overleven vooral in grof zand, waarschijnlijk omdat daar nog enige wateruitwisseling mogelijk is en de microbiële activiteit lager is dan in slibrijke bodems.

Tunicaten

Zakpijpen zijn als volwassen dieren volledig immobiel en gebonden aan het hardsubstraat waar zij zich als larve op vestigden. Als filterfeeder is direct contact met het water van groot belang. Dit maakt de zakpijp erg gevoelig voor bedekking. (Hendrick et al., 2016) noteerde volledige sterfte van de doorschijnende zakpijp (*Ciona intestinalis*) als gevolg van bedekking met 2 cm zand in een laboratorium opstelling.

Gastropoden

De gevoeligheid van zeeslakken voor bedekking verschilt sterk per soort. Predatore slakken zoals de wulk (*Buccinum undatum*) en de fuikhoren (*Hinia reticulata*) zouden in staat zijn om te ontsnappen aan bedekking met een laag van 15-20 cm. Beide slakkensoorten hebben een goed graafvermogen en de fuikhoren heeft bovendien een lange sifon waarmee contact met het bovenstaande water gemaakt kan worden (Shäfer 1962 ref in Bijkerk 1988). Van een aan de fuikhoren verwante soort, *Ilyanassa obsoleta*, overleefde 81% bedekking met 32 cm zand. Bij bedekking met slib was de overleving minder maar bedroeg nog steeds 36% (Maurer et al., 1981a).

In de Waddenzee zijn de meest voorkomende slakken het wadslakje (*Peringia ulvae*) en de gewone alikruik (*Littorina littorea*). Beide soorten zijn grazers/depositfeeders die leven van plantaardig en dood organisch materiaal dat, afhankelijk van de leefomgeving, wordt verzameld op het substraat of aan het sedimentoppervlak. Deze soorten zijn gevoeliger voor bedekking dan de eerder besproken gastropoden. Bedekking met 1 cm zand leidt bij alikruiken tot 40-100% sterfte zonder duidelijk effect van temperatuur (7, 20 °C) of het watergehalte van het sediment. Een gelijke range werd gevonden bij bedekking met 1 cm slib. Wel is er een duidelijke invloed van het watergehalte van het sediment. Bij een laag watergehalte bedroeg de sterfte 100%, bij een hoger watergehalte wist 60% aan de bedekking te ontsnappen. De onderzoekers vermoeden dat dit samenhangt met de betere zuurstofpenetratie in het wateriger sediment. Met toenemende laagdikte nam de sterfte toe tot meer dan 80% bij 5 cm bedekking (Chandrasekara and Frid, 1998). Het wadslakje dat op dezelfde wijze werd getest vertoonde een nog sterkere reactie op het watergehalte in het slib. Overeenkomstig de alikruiken veroorzaakte 1 cm slib met een laag watergehalte volledige sterfte, terwijl bedekking met waterrijk slib tot 5 cm dikte door nagenoeg alle wadslakjes werd overleefd. Bedekking met 5 cm zand leidde bij de wadslakjes tot gemiddeld 45% sterfte, met een range van 0-100% voor de verschillende combinaties van temperatuur en watergehalte, ogenschijnlijk zonder relatie (Chandrasekara and Frid, 1998).

Tweekleppigen

De mogelijkheden van tweekleppige schelpdieren om te reageren op begraving verschillen sterk per soort en is grotendeels te verklaren op basis van de levenswijze. Meest gevoelig zijn immobiele soorten die zich aan elkaar of ander hard substraat hechten. Oesters, die de schelpen definitief vasthechten aan het substraat, zijn hier een duidelijk voorbeeld van. Bedekking met 3 cm sediment leidde bij oesters tot 100% sterfte (Kranz, 1974). In later onderzoek werd gevonden dat deze kritische diepte afhankelijk is van de grootte van de oester. Significante sterfte zou optreden als meer dan 90% van de schelp bedekt wordt (Colden and Lipcius, 2015). Dezelfde onderzoekers stelden ook vast dat deels begraven oesters een versnelde verticale schelpgroei lieten zien om zo het contact met het water te houden.

Mosselen zijn iets mobieler dan oesters doordat zij zich hechten met bysusdraden die ook weer 'gelost' kunnen worden. Bovendien kunnen begraven mosselen de bysusdraden ook gebruiken om zich enigszins naar boven te verplaatsten (Hutchison et al., 2016). De overleving van mosselen bij bedekking met 3 cm sediment is met 50-58%, in resp. (Kranz, 1974) en (Hutchison et al., 2016) dan ook beter dan bij oesters, maar bij bedekking met een laag van 5 cm zand werd toch 100% sterfte geconstateerd (Cottrell et al., 2016); Hutchison et al., 2016). Hutchison et al (2016) rapporteren ook duidelijke effecten van veranderingen in temperatuur en korrelgrootte van het sediment. Bij fijn sediment (0.10-0.25 mm) veroorzaakte een laag van 2 cm al meer dan 95% sterfte, tegenover 44% bij grof sediment (1-2 mm). Hogere temperaturen (8, 15, 20°C) leidden ook tot een hogere sterfte. De worst-case situatie voor mosselen is dus bedekking met fijn sediment bij hogere temperaturen.

De volgende gevoelige groep zijn mobiele schelpdieren die aan de toplaag van het sediment gebonden zijn omdat zij korte siphons hebben waarmee het contact met het bovenstaande water moet worden behouden. Voor de Waddenzee is de kokkel (*Cerastoderma edule*) hiervan de meest voorkomende vertegenwoordiger. Onder normale omstandigheden verplaatsen deze schelpdieren zich voornamelijk in horizontale positie door het sediment maar kokkels bleken ook goed in staat om naar het oppervlak te ontsnappen na te zijn bedekt met een laag zand van 5 en 9 cm (resp. Ansell 1967 en Jackson et al, 1979, beiden gerefereerd in Bijkerk 1988). (Kranz, 1974) stelde bij een verwante soort *Clinocardium nuttalli* 50% overleving vast na een bedekking met 15 cm zand, terwijl volledige sterfte werd gevonden bij 19 cm bedekking.

Dieper gravende soorten met langere sifons zijn onder de tweekleppigen het best bestand tegen begraving. Hiervan zijn in de Waddenzee onder andere aanwezig het nonnetje (*Macoma balthica*), de strandgaper (*Mya arenaria*) en de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis leei*). Enerzijds zijn deze soorten goed in staat om zich ook in verticale richting door sediment te verplaatsten en/of kunnen zij de lengte van de sifons aanpassen om vanuit diepere lagen toch het sedimentoppervlak te bereiken. In experimenten bleek meer dan 25% van de nonnetjes en strandgapers in staat om contact te maken met het bovenstaande water na te zijn bedekt met een laag van 16 cm sediment (Powilleit et al., 2009). Deze proeven werden uitgevoerd bij lage temperaturen (4°C) en met organisch-arm zand. Uitgaande van resultaten van proeven met andere soorten kan verwacht worden dat de overleving lager was geweest als de proeven bij hogere temperaturen en met slib waren uitgevoerd. Ongeacht de temperatuur lijkt met name de strandgaper erg gevoelig voor het sedimenttype waarmee het bedekt wordt. In laboratoriumtesten werd 50% sterfte voor deze soort vastgesteld bij bedekking met 24 cm grof zand, 6 cm fijn zand en slechts 3 cm slib (Turk and Risk, 1981). Overigens lijkt de strandgaper zijn vermogen om te graven tijdens het ouder worden te verliezen (Bijkerk, 1988).

De zwaardschede is, in lab-experimenten, van bovengenoemde soorten het minst gevoelig voor begraving. Zo overleefde meer dan 90% van de dieren bedekking met een laag zand van 24 cm dikte en 25% een laag zand van 60 cm. Bij bedekking onder slib waren de effecten sterker, maar nog steeds overleefde 40% een laagdikte van 24 cm, en 16% een laagdikte van 40 cm (Kranz, 1974).

Wormen

In het algemeen zijn wormen minder gevoelig voor begraving dan andere groepen ongewervelden (Maurer et al., 1982). De gevoeligheid hangt wel af van de levenswijze. Zo zullen filter- of deposit feedende soorten die zich het sedimentoppervlak bevinden gevoeliger zijn dan soorten die dieper in het sediment graven.

De van nature aan het oppervlak levende polychaeten *Streblospio shrubsolii* en *Tharyx* sp overleefden in laboratorium testen een bedekking met 6 cm zand niet (Bolam, 2011), terwijl de gravende zandzager (*Nephtys hombergii*) in staat bleek bedekking met 32–41 cm sediment te overleven (Powilleit et al., 2009), en een aanverwante soort *Nephtys incisa* toonde 100% overleving na bedekking met 21 cm slib (Saila et al. 1972 in Bijkerk 1988). Van de zeeduizendpoot (*Nereis* sp.) bleek bijna 60% in staat om bedekking met een laag zand van 36 cm te overleven. Bij bedekking met eenzelfde hoeveelheid slib halveerde de overleving (30%; (Maurer et al., 1982)).

Ook de oligochaete grote kustknobbelworm *Tubificoides benedii* had meer problemen bij ontsnappen aan een laag slib dan zand. Door een zandlaag van 6 cm dikte lukte het dieren om naar het oppervlak te migreren maar een hoog organisch stof gehalte belemmerde dit (Bolam, 2011).

Kreeftachtigen

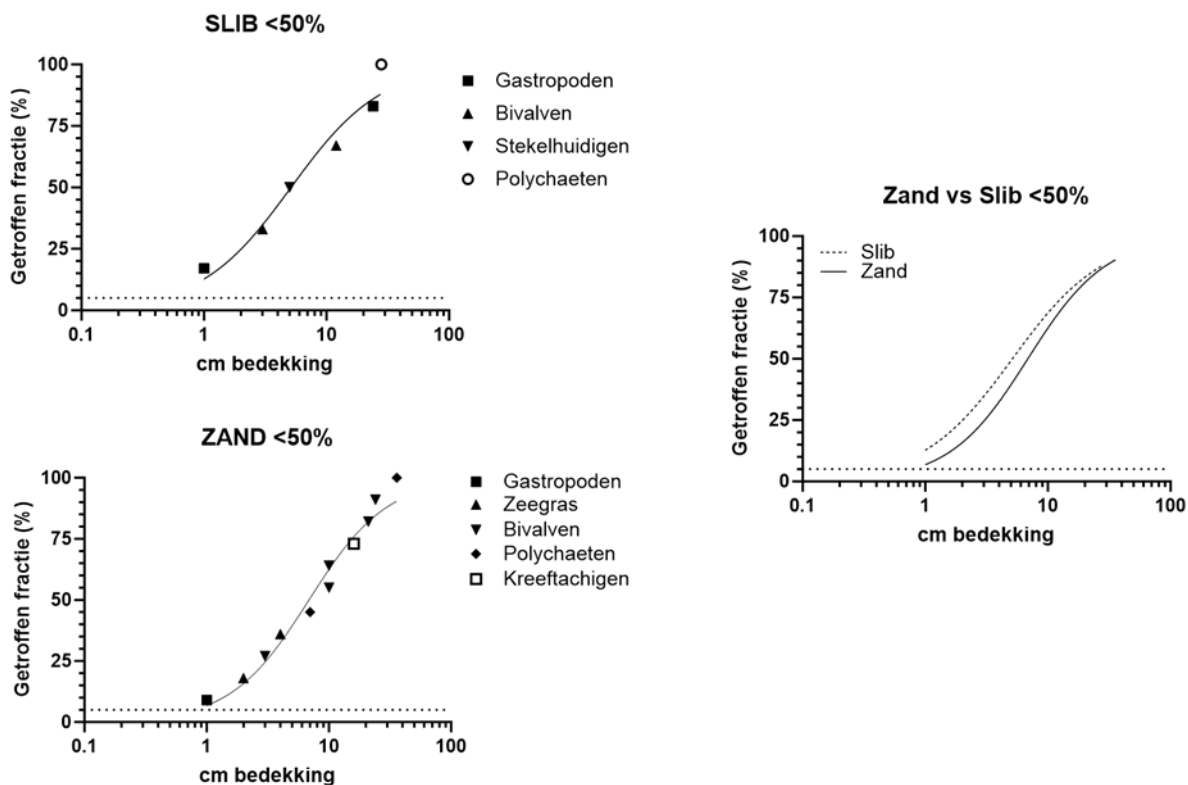
Van de meer mobiele kreeftachtigen garnalen, gammariden en zwemkrabben kan verwacht worden dat zij zich minder eenvoudig laten vangen onder een laag sediment. Van de gewone garnaal (*Crangon crangon*) is beschreven dat zij gaan zwemmen wanneer het water te troebel wordt en pas weer het sediment opzoeken als dit voldoende gestabiliseerd is (Pedicord et al. 1975 in Bijkerk 1988). Kleinere in het sediment levende kreeftachtigen, zoals de gravende vlokreeften uit de groep der Haustoriidae zijn in staat om aan relatief dikke zandlagen te ontsnappen. (Maurer et al., 1981b) noteerde een overleving van meer dan 80% bij een zandlaag van 36 cm dikte. Een zelfde laagdikte van slib werd echter slechts door 5% van de dieren overleefd. De aan het sedimentoppervlak levende slijkgarnaal (*Corophium volutator*) lijkt veel minder bestand tegen begraving. Een laagdikte van 1-3.5 cm resulteerde in sterk teruglopende dichtheden (Turk and Risk, 1981).

3.2.2.1 Kwantitatieve effecten

SSD Bedekking

In de voorgaande paragrafen is een overzicht gegeven van data uit publicaties over hoe bodembewonende evertrebraten reageren op begraving. Veel van deze gegevens zijn verzameld in laboratoriumexperimenten waarin de organismen werden begraven met een bepaalde hoeveelheid sediment en na verloop van tijd werd gekeken welk percentage van de organismen het experiment had overleefd. De experimenten werden uitgevoerd met verschillende typen sediment die vaak eenvoudigweg werden gekarakteriseerd als 'zand' of

'slib', af en toe zijn karakteristieken als korrelgrootte en organisch stof gehalte genoemd. De begravingsdikte was divers en vaak arbitrair gekozen. De resultaten worden gerapporteerd als percentage overleving bij een bepaalde bedekking, zonder dat duidelijke dosis-effect relaties werden vastgesteld. Het is uit deze gegevens daarom niet mogelijk een klassieke SSD op basis van No Effect Concentraties te bepalen. Als alternatief is per soort de laagste bedekkingshoogte die minder dan 50% sterfte veroorzaakte geselecteerd voor de SSD. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen wat de auteurs in het artikel als zand (sand) of slib (silt, mud, clay) aanduiden. De resultaten zijn visueel weergegeven in Figuur 10 en samengevat in Tabel 6. De achterliggende data zijn opgenomen in de Bijlage van dit rapport.



Figuur 10 Species Sensitivity Distributions (SSDs) voor mariene bodembewonende soorten voor bedekking met slib (links boven) of zand (links onder). De gefitte lijn is de verdeling die aangeeft hoeveel procent van de soorten minder dan 50% effect ondervindt bij de op de x-as aangegeven bedekking. Ter vergelijking zijn beide curves in het rechter figuur samen weergegeven.

Tabel 6 Via SSDs berekende 'Hazard Levels' voor bedekking met zand of slib waarbij 5 of 50% (resp. HL5, HL50) van de bodembewonende soorten minder dan 50% effect zal ondervinden. Weergegeven zijn Hazard Levels in cm bedekking $\pm$ 95% betrouwbaarheidsintervallen

	HL5 (cm bedekking)	HL50 (cm bedekking)
Zand	0.78(0.43-1.32)	6.87(5.91-7.92)
Slib	0.42(0.06-0.64)	5.14(3.31-7.58)

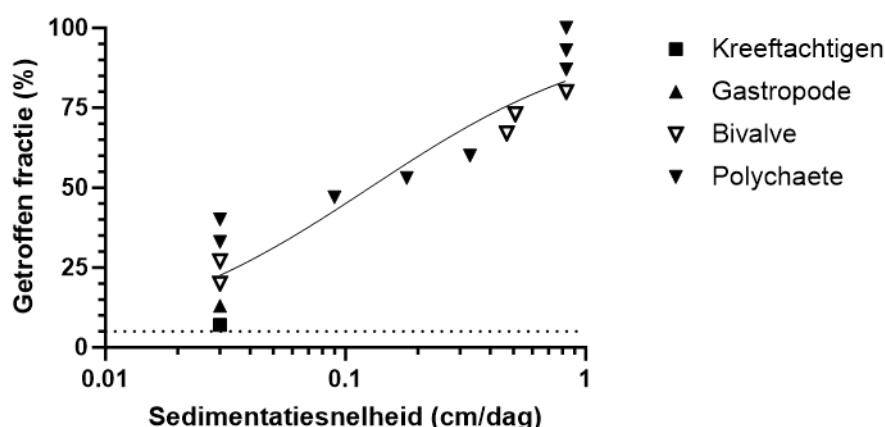
Conform de toepassing van SSDs in de ecotoxicologie zijn voor bedekking ook de HL5's berekend. In dit geval geeft deze HL5 waarde aan bij welke bedekkingshoogte 95% van de soorten minder dan 50% sterfte zal ervaren. Deze kritische waarde ligt bij bedekking met slib (0.4 cm) iets lager dan bij bedekking met zand (0.8 cm), maar de verschillen zijn niet significant. Sowieso liggen beide waarden onder de 1 cm. (Smit et al., 2008) berekende een HL5 voor bedekking van 0.63 cm (0.31-1.06) op basis van een dataset van EP10 waarden geschat voor 32 soorten (verzameld door (Kjeilen-Eilertsen G, 2004)). EP10 staat voor 10% 'Escape Potential' wat overeenkomt met 90% sterfte. Hoe deze EP10 precies is berekend bleek niet eenvoudig te achterhalen, maar de uiteindelijke HL5-waarden liggen in het midden van de door ons berekende waarden voor slib- en zandbedekking. Dat onze dataset berekent op basis van minder dan 50%

effect en Smit *et al.* (2008) op basis van een geschatte 90% effect maakt dus geen substantieel verschil. De conclusie lijkt dan ook gerechtvaardigd dat bedekking met minder dan 1 cm sediment al tot enig effect op de benthische gemeenschap zal leiden.

SSD sedimentatiesnelheid

Bovenbeschreven SSDs zijn gebaseerd op experimenten waarbij de organismen instantaan werden bedekt met een laag sediment. Er zijn relatief weinig gecontroleerde experimenten uitgevoerd waarbij onderzocht is hoe de sedimentatiesnelheid de overleving van de organismen beïnvloed. Bijkerk (1988) geeft in zijn review wel aan welke soorten in het veld werden aangetroffen in putten waarvan de sedimentatiesnelheid bepaald was. Aangevuld met enige literatuurdata levert dit een lijst van 15 soorten verdeeld over 4 taxonomische groepen, zie de Bijlage. Doordat veel data van Bijkerk (1988) gebaseerd zijn op observaties op een beperkt aantal veldlocaties zijn veel datapunten gegroepeerd rond sedimentatiesnelheden van 1 cm of 25 cm per maand (resp. 0.03 en 0.8 cm/dag) waardoor de data voor het fitten van een SSD niet ideaal zijn. Wanneer dit toch wordt gedaan kan een HC5 worden geschat van 0.04 (0.01-0.13) mm sedimentatie/dag (Figuur 11). Omdat deze dataset is gebaseerd op de tolerantie van de organismen, en niet op negatieve effecten, dient deze HC5 te worden beschouwd als de waarde die door 95% van de soorten in elk geval wordt getolereerd. Waarschijnlijk ligt deze HL5 lager dan de natuurlijke sedimentatiesnelheid voor (een belangrijk deel van) de Waddenzee.

Het literatuuronderzoek leverde weinig additionele informatie op over welke sedimentatiesnelheden door voor de Waddenzee relevante soorten nog getolereerd worden. De enige informatie betrof het verdwijnen van de slijkgarnaal uit een gebied waar maximaal 2 cm slib per maand (ca. 0.03 cm/dag) sedimenteerde (Turk and Risk, 1981) en de resultaten van laboratoriumexperimenten door Hutchinson et al. (2020) dat de blauwe mossel (*Mytilus edulis*) in staat is om boven het sediment te blijven bij een sedimentatiesnelheid van 1.5 cm/dag.



Figuur 11 Species Sensitivity Distribution (SSD) voor mariene bodembewonende soorten voor getolereerde sedimentatiesnelheid (HL5= 0.04 (0.01-0.13) mm/dag).

3.2.3 Habitataantasting

De drukfactoren die leiden tot de aantasting van habitats zijn de verandering van de natuurlijke dynamiek, verandering van de sedimentsamenstelling en de lokale verwijdering van de bodem, inclusief organismen. Naast verandering van de habitats door baggeractiviteiten is ook het herstelvermogen van het fysieke habitat en de daarin/daarop aanwezige biota van belang voor het bepalen van effecten. Op de sublitorale locaties waar bagger verwijderd wordt zijn vooral effecten op bodemdiergemeenschappen te verwachten.

Voor het bevaarbaar houden van vaarwegen wordt herhaaldelijk op bepaalde locaties gebaggerd (Arcadis 2016). Afhankelijk van de frequentie van het verdiepen van de bodem en de schaal van activiteiten zal mogelijk herstel van de bodem en de daar levende bodemdieren op kunnen treden in de tussenliggende periode. Daarbij geldt dat biologisch herstel pas optreedt nadat de oorspronkelijke fysieke bodemgesteldheid weer teruggekeerd is (ICES, 2016). Voor hoogdynamische zandige bodems kan dit herstel na extensief

baggeren al binnen een jaar optreden, maar na intensief baggeren kan dit 10 jaar of langer duren (ICES, 2016). Onder laagdynamische condities zal herstel langer op zich laten wachten; minstens een jaar na beëindiging van extensief baggeren tot zeker meer dan 10 jaar na intensief baggeren. Naast de frequentie en mate van dynamiek, gerelateerd aan waterdiepte en geomorfologie, zijn ook veranderingen in de korrelgrootte samenstelling en het organisch stofgehalte van het sediment van belang (van der Wal et al., 2011). Deze parameters vormen belangrijke randvoorwaarden die de aanwezigheid van bepaalde soorten bodemfauna bepalen. Naast herstel van de hydrodynamische condities bepaalt ook het type benthische gemeenschap de snelheid van herstel. Hoe meer deze aangepast is aan laagdynamische omstandigheden, hoe langer herstel duurt (ICES, 2016). Voor zandige sedimenten geldt dat bij extensief baggeren in hoogdynamische gebieden herstel binnen een jaar mogelijk is en bij intensief baggeren binnen 5 jaar (ICES, 2016). Voor laagdynamische gebieden liggen hersteltijden tussen 1 en 10 jaar. Indien de baggerfrequentie hoger is dan 1 keer per jaar zal een volledig herstel van de bodem en bodemdiergemeenschap dus nooit op kunnen treden. Daarbij is het natuurlijk zo dat baggeren wordt uitgevoerd om 'nieuw' sediment dat op de locatie terecht is gekomen te verwijderen. In de tussenliggende periode is het sediment dus ook continu aan het veranderen.

De effecten van de verspreiding van baggerspecie hangt af van de hoeveelheid, de frequentie van verspreiding, de samenstelling van het sediment, organisch koolstofgehalte, niveau van verontreiniging en vergelijkbaarheid van het sediment van het ontvangende milieu en de aard van het ontvangende habitat, inclusief de biologische gemeenschap (Bolam et al., 2016). Onder hoogdynamische omstandigheden is de bodemfauna aangepast aan frequente natuurlijke verstoringen van de bodem en bestaat vooral uit opportunistische soorten met een hoog reproductievermogen en dispersievermogen, zoals borstelwormen. Door herhaaldelijke verstoring blijft de gemeenschap in een vroege staat van successie verkeren, waarbij soorten uit de directe omgeving van de verspreidingslocatie of vanuit de waterkolom, via planktonische larven, zich vestigen op de gestorte baggerspecie (zie Bolam et al., 2010). In een hoogdynamische, ondiepe lagune van de Adriatische zee herstelde de bodemfauna van een zachte bodem zich 3-6 maanden na de verspreiding van baggerspecie (Bettoso et al., 2020). Door Bettoso et al (2020) wordt ook verwezen naar andere vergelijkbare ecosystemen met een rekolonisatie binnen 6 maanden (Ceuta Harbour, Zuid-Afrika; Guerra-Garcia et al., 2003). Op een fijnere schaal bezien bestaat er variatie in de herstelsnelheid, afhankelijk van de mate van expositie aan golven en diepte (Bolam et al., 2016), waarbij minder dynamische gebieden soortenrijker zijn. Door een hoge mate van expositie aan golven wordt de consolidatie van baggerspecie in het sediment vertraagd waardoor rekolonisatie van macrofauna wordt gehinderd (Bolam et al., 2010). In een literatuuroverzicht van (Borja et al., 2010) over de herstelperiode na verschillende drukfactoren, waaronder baggeren en verspreiden, op macrovertebraten en vissen zijn hersteltijden van 2 tot 3 jaar gemeld en voor zeegras 5 jaar.

Daarnaast kan habitataantasting tot indirecte effecten leiden. Veranderingen in de samenstelling van bodemdieren, als gevolg van veranderingen in de bodemmorfologie, bedekking van bodemdieren op een wadplaat door zand, via de verspreiding van baggerspecie, kan invloed hebben op het voedselaanbod voor wadvogels op intergetijdeplaten (Arizaga et al., 2017). Bodemdieren die als voedsel gebruikt worden kunnen bedekt raken waardoor op korte termijn de voedselbeschikbaarheid vermindert. In het onderzoek van Arizaga et al (2017) bleek op de langere termijn, na 1 of 2 jaar, dat door verandering van de samenstelling van sediment de soortensamenstelling van het bodemleven verschoven was naar soorten die minder geschikt zijn als voedsel voor vogelsoorten die foerageren op wadplaten (bonte strandloper, zilverplevier, bontbekplevier). Voor andere soorten die (ook) ander voedsel kunnen vinden (kievit, wulp, groenpootruiter, tureluur, paarse strandloper) werden geen effecten van baggerspecie op de langere termijn aanwezigheid aangetoond. Verandering in het voedselaanbod is daarmee afhankelijk van de voedselvoorkeur van vogels en van de gevoeligheid van voedselsoorten voor de bedekking door baggerspecie.

3.2.4 Verstoring boven water

Verstoringen boven water zijn relevant voor vogels en zeezoogdieren.

Voor zeezoogdieren, in de Waddenzee met name de gewone en de grijze zeehond, wordt geadviseerd om een zone van 500-750 meter aan te houden voor de bescherming van gebieden (Jensen et al., 2017). Uit eerder veldonderzoek van (Brasseur and Reijnders, 1994) blijkt dat verstoring door aanwezigheid van

verstoringbronnen (wandelaar, kano, rubberboot, motorkruiser, zeilboot) tot verschillende reacties leidt bij zeehonden. Uit dit onderzoek is afgeleid dat een afstand van 1200 m als veilige afstand aangemerkt kan worden.

Voor vogels is een recente uitgebreide analyse van literatuurgegevens beschikbaar voor de effecten van recreatie (Krijgsveld et al., 2002). Effecten van vaarbewegingen treden vooral op langs de vaarwegen als gevolg van de aanwezigheid van zeilboten, motorboten, toerboden en ferry's (Krijgsveld et al., 2022). Ook baggerschepen kunnen hieraan bijdragen. Een overzicht van verstoringafstanden op basis van Krijgsveld et al. is weergegeven in Tabel 7. Uit deze gegevens blijkt dat de eider zeer gevoelig is voor verstoring rond de rustplaatsen op zandbanken en ook drukke vaarwegen vermijdt. Voor de bergeend geldt dat met name tijdens de rui in juli-augustus de verstoringafstand groot is. De zwarte zee-eend is ook zeer gevoelig voor verstoring tijdens de ruiperiode van augustus tot en met oktober, met verstoringafstanden tot 2000 m (Krijgsveld et al., 2022), maar komt vooral voor in de Noordzeekustzone en niet zozeer in de Waddenzee (Kater and van Kuik, 2019).

Er zijn een aantal factoren waardoor de effecten van verstoring door baggeractiviteiten relatief groot kunnen zijn ten opzichte van verstoringen door andere bronnen of in andere gebieden dan de Waddenzee. In het algemeen zijn de verstoringafstanden groot waardoor hele oppervlaktes water leeg-verjaagd worden. Daarnaast zijn verstoringsduren relatief lang (aanwezigheid op een locatie) en zijn de percentages verstoorde vogels hoog. Omdat de Waddenzee een open gebied is, reiken effecten verder en duren langer dan in een minder weidse omgeving. Ook de grootte van de groepen en de soortensamenstelling kan van invloed zijn, waarbij grote groepen eerder verstoord worden en de aanwezigheid van gevoelige soorten binnen een groep ook tot hogere gevoeligheid van andere soorten leidt. Daar tegenover staat dat de baggeractiviteiten niet zo onvoorspelbaar zijn als veel recreatievormen op het water. Ook kan sprake zijn van gewenning, vanwege de voorspelbaarheid van de herhaaldelijk uitgevoerde activiteiten.

Voor rustplaatsen, zoals hoogwatervluchtplaatsen geldt dat voldoende afstand dient te worden gehouden, vooral die waar zich vogels bevinden met grote verstoringafstanden (eider, aalscholver, scholekster, etc.).

De directe effecten van verstoringen door baggeractiviteiten op zeezoogdieren is waarschijnlijk beperkt (Todd et al., 2015). Uit een uitgebreide literatuur review wordt geconcludeerd dat er een mogelijk risico van botsingen is, maar ook onwaarschijnlijk. Daarnaast is het onwaarschijnlijk dat geluid leidt tot schade aan gehoorsystemen, maar dat veranderingen van gedrag wel mogelijk zijn, maar moeilijk waarneembaar zijn. Verstoring van rustende en werpende zeehonden op droogvallende platen is mogelijk indien schepen te dicht naderen. Dit hangt dus zeer af van de locatie waar bagger gestort wordt. Ook voor vogels geldt dat de mate van verstoring afhangt van de afstand van de verspreidingslocatie(s) tot de gebieden die voor vogels van betekenis zijn, zoals hoogwatervluchtplaatsen en rustgebieden.

Tabel 7 *Overzicht van verstoringssafstanden voor een aantal Waddenzeevogels op basis van informatie uit (Krijgsveld et al., 2022)*

Soort	(buffer)zone (m)	periode en plaats
Eider	250	in broedtijd (kwelders en duinen)
	500	in opgroeigebieden op water
	500	buiten broedtijd
	1000	rond rustplaatsen (zandbanken) Drukke vaargeulen ongeschikt voor eider
Middelste zaagbek	250	in broedtijd (op eilanden)
	500	in opgroeigebieden op water
	1000	buiten broedtijd, in de winter
Bergeend	500	bufferzone drukke vaargeulen zijn ongeschikt, met name tijdens de rui (juli-augustus)
Pijlstaart	250	in broedtijd
	500	buiten broedtijd, grote groepen
		rust nodig op water, meer dan 300-400 m van vaarroutes
Lepelaar	250	broedkolonies, foerageergebieden (jaarrond)
	200-300	vanaf vaarroutes
Grote stern	200-300	in vaarroutes vanaf broed- en rustlocaties
Scholekster	250	bufferzone
	1000	hoogwatervluchtplaatsen
Kluut	250	in broedtijd
	500	buiten broedtijd
	1000	hoogwatervluchtplaatsen
Zilverplevier	250	bufferzone
	1000	hoogwatervluchtplaatsen
Bontbekplevier	250	binnen en buiten broedtijd
	1000	hoogwatervluchtplaatsen
Rosse grutto	500	bufferzone
	2000	hoogwatervluchtplaatsen
Steenloper	100	bufferzone
	500	hoogwatervluchtplaatsen
Kanoet	500	bufferzone
	1000-2000	hoogwatervluchtplaatsen
Krombekstrandloper	250	bufferzone
	1000	hoogwatervluchtplaatsen
Bonte strandloper	250	bufferzone
	1000	hoogwatervluchtplaatsen
Zwarte ruiter	250	bufferzone
	1000	hoogwatervluchtplaatsen
Groenpootruiter	250	bufferzone
	1000	hoogwatervluchtplaatsen
Tureluur	250	bufferzone
	1000	hoogwatervluchtplaatsen
Meeuwen en sterns	-	foerageren tot in nabijheid van schepen

4 Discussie en aanbevelingen

Het doel van de in dit rapport beschreven studie was het verzamelen van kwantitatieve gegevens die gebruikt kunnen worden voor het opstellen van dosis-effectrelaties waarmee de directe ecologische effecten van baggeractiviteiten in de Waddenzee zouden kunnen worden gekwantificeerd. De verschillende drukfactoren die baggerwerkzaamheden veroorzaken zijn voldoende bekend, en ook het type effecten dat deze drukfactoren in potentie kunnen veroorzaken op voor de Waddenzee relevante soorten is door meerdere onderzoekers beschreven. Voor drukfactoren zoals de hoeveelheid gesuspendeerd materiaal in de waterkolom en bedekking van het sediment, die in het laboratorium kunnen worden getest, zijn voor verschillende soorten relaties tussen dosis en effect beschikbaar. Het kwantitatief vertalen van deze inzichten naar de situatie in de Waddenzee is echter niet eenvoudig, zoals hieronder wordt bediscussieerd.

4.1 Gebruik van SSD waarden

De uit de literatuur bekende drempelwaarden voor individuele soorten en soortgroepen die relevant zijn voor de Waddenzee zijn samengevat in Tabel 8. De laagste drempelwaarden zijn een zwevend stofgehalte van 20 mg/L, een sedimentatiesnelheid van 1.5 cm per dag en een bedekking met sediment van 1 cm, gebaseerd op de gevoeligheid van respectievelijk strandgaper, mossel en alikruik/zakpijp. Zoals de methode van de *Species Sensitivity Distribution* (SSD) suggereert is het aannemelijk dat bij deze waarden andere soorten reeds negatieve effecten ondervinden. De resultaten van de SSD berekeningen suggereren dat om 95% van de soorten evertebraten (ongewervelden) en vissen te beschermen, moet worden voorkomen dat de bodem met meer dan 0.8 cm wordt bedekt, dat de sedimentatiesnelheid niet meer dan 0.04 mm per dag bedraagt en het gehalte gesuspendeerd materiaal niet boven 0.7 mg/L komt.

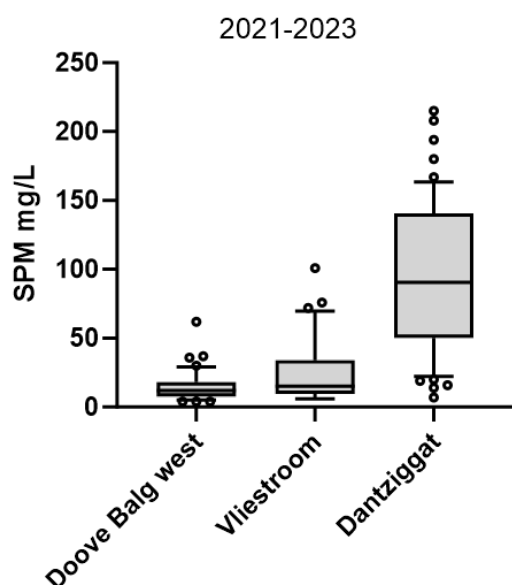
De veilige grens (Hazard Level; HL5) van rond 1 mg/L gesuspendeerd materiaal die uit de SSDs volgt is lager dan wat het grootste deel van het jaar aan gesuspendeerd materiaal in de waterkolom van geulen in de Waddenzee aanwezig is als gevolg van natuurlijke processen als getijdebewegingen en stormen die sedimentdeeltjes in suspensie brengen. Bij maandelijkse metingen over de jaren 2021 tot en met 2023 op drie locaties in geulen van de Waddenzee lag het laagste zwevend stofgehalte tussen 4 en 7 mg/L, en de mediaan tussen 12 en 50 mg/L (Figuur 12, op basis van RWS Waterinfo.nl). De vraag is gerechtvaardigd in hoeverre de concentraties waarbij effecten van SPM worden aangetoond in laboratoriumexperimenten waarop de SSDs gebaseerd zijn representatief zijn voor negatieve effecten in de veldsituatie. In de laboratoriumexperimenten is immers sprake van een controle zonder achtergrondconcentratie van zwevende stof waardoor effecten van lage concentraties snel zichtbaar worden. In een SSD gebaseerd op deze testen wordt dit verder uitvergroot omdat gezocht wordt naar 95% beschermingsniveau. Anderzijds is de in deze studie vastgestelde SSD mede gebaseerd op effecten als remming van groei of remming van voedselopname. Het is aannemelijk dat er soorten in de Waddenzee voorkomen die continu stress ervaren van milieucondities zoals het gehalte aan zwevend stof. Voor deze soorten levert iedere verhoging van SPM extra stress op.

De netto sedimentatiesnelheid in de Waddenzee is geschat tussen 2.5 en 6.7 mm per jaar (Wang et al., 2018). Het hoogste getal komt overeen met een gemiddelde sedimentatiesnelheid van 0.02 mm/dag. Dat deze gemiddelde waarde net onder de drempelwaarde van 0.04 mm/dag ligt maakt het aannemelijk dat de drempelwaarde in (delen van) de Waddenzee sowieso regelmatig wordt overschreden. In welke mate dit veroorzaakt wordt door natuurlijke processen of menselijke activiteiten zoals baggeren en bodem-beroerende (garnalen)visserij is in deze studie niet onderzocht.

De uit bovengenoemde SSDs afgeleide drempelwaarden geven daarom aan dat een beperkt aantal soorten (5%) regelmatig stress ervaart van sedimentatie.

Tabel 8 Gevoeligheid van voor de Waddenzee relevante soorten voor de drukfactoren vertroebeling, sedimentatie en bedekking. Gepresenteerd zijn de laagste waarden waarbij effecten zijn gerapporteerd in de geciteerde referenties. '??' geeft aan waar wel een effect verwacht kan worden, maar geen gegevens bekend zijn. 'nvt' geeft aan dat van deze drukfactor geen effect op deze soort(groep) verwacht wordt. De laatste rij bevat de waarde (HL5) waaronder volgens de SSD berekening 95% van de soorten beschermd is

Waddenzee relevante soort/groep	Vertroebeling	Sedimentatie	Bedekking	Referenties vertroebeling	Referenties Sedimentatie	Referenties Bedekking
Primaire productie (fytoplankton)	>20% SPM	nvt	nvt	EcoWasp berekening; Jongbloed et al 2006		
Benthische algen	>20% SPM	??	??	EcoWasp berekening; Jongbloed et al 2006		
Zeegras	75% licht reductie	??	2 cm	Groot zeegras Erftemeijer & Lewis (2006)		Klein zeegras Cabaço et al., 2008
Zoöplankton	250 mg/L	nvt	nvt	Eurytemora affinis Sherk et al., 1975		
Bodemdiergemeenschappen	20 mg/L	2 cm/dag	1 cm	Strandgaper Grant & Thorpe, 1991	Slijkgarnaal Turk en Risk, 1981	Alikruik , Zakpijp (Hendrick et al., 2016; Chandrasekara and Frid, 1998)
Mossel- en schelpdierbanken	50 mg/L	1.5 cm/dag	3 cm	Mossel Kiørboe et al., 1981a	Mossel Hutchinson 2016)	Mossel,Oester (Bijkerk 1988, Hutchinson 2016)
(Trek)vissen	50 mg/L	nvt	nvt	SSD Kieuwschade zoetwatervis		
Zichtjagende vogels	40 mg/L	nvt	nvt	60->40% vangstsucces grote stern (Baptist and Leopold, (2010)		
Community HL5	0.7 mg/L	0.04 mm/dag	0.4-0.8 cm	SSD	SSD	SSD



Figuur 12 Gemeten zwevend stof gehalten op verschillende locaties in de Waddenzee in de periode 2021 t/m 2023 (maandelijks metingen). Box plots tonen mediaan, 25-75 percentiel en 10-90 percentiel, Data van waterinfo.rws.nl. Doove Balg (zuidoost van Texel), Vliestroom (zuid tussen Vlieland en Terschelling), Dantziggat (zuid van Ameland).

De verstoringafstanden van vogels en zeezoogdieren worden beïnvloed door het type bron, de locatie en de periode waarin baggeractiviteiten plaatsvinden. Op baggerlocaties is sprake van een relatief langdurige aanwezigheid van een schip in de vaargeul. In de Waddenzee worden deze locaties tot op zekere afstand ongeschikt voor verstoringsoefelge vogels op het water, zoals bergeend, eider en pijlstaart, zeker wanneer dit werk plaatsvindt tijdens de ruiperiode na de zomer, of in de winterperiode als deze vogels grote groepen vormen. Afhankelijk van de vogelsoort is verstoring tot op 1 km mogelijk. Dezelfde verstoringafstand geldt in het algemeen voor steltlopers op hoogwatervluchtplaatsen. Ook op platen rustende zeehonden kunnen tot op grote afstand reageren op de aanwezigheid van (bagger)schepen, waarbij veilige marges tussen 500-1200 m zijn voorgesteld. Daarnaast zijn lokale omstandigheden zoals de openheid van het gebied van invloed en kan na verloop van tijd ook een bepaalde mate van gewenning onder vogels ontstaan voor frequente typen verstoring. Dit maakt het moeilijk om algemene uitspraken te doen over lokale effecten die onder vogels en zeezoogdieren optreden als gevolg van baggeractiviteiten.

4.2 Kennisleemtes

Er is in de wetenschappelijke literatuur veel informatie beschikbaar over de ecologische effecten van drukfactoren die gerelateerd zijn aan de activiteiten van baggeren en verspreiden van baggerspecie. Effectniveaus voor slibconcentraties en laagdiktes voor bedekking (begraving) konden worden afgeleid voor benthische organismen. Hierdoor is het mogelijk om de directe effecten ervan in te schatten, hoewel er geen duidelijke dosis-effect relaties werden gevonden voor de begravingsdikte van voor de Waddenzee relevante organismen. Ook zijn er relatief weinig gecontroleerde experimenten uitgevoerd waarbij onderzocht is hoe de sedimentatiesnelheid de overleving van de benthische organismen beïnvloed. Met betrekking tot de effecten op vis konden we geen gegevens over voor de Waddenzee relevante vissoorten vinden. En er is te weinig bekend over effecten door verstoring en habitataantasting op vogels om hiervoor SSDs op te kunnen stellen.

Voor het daadwerkelijk voorspellen of vaststellen van actuele effecten van activiteiten zijn, naast de invloed van drukfactoren van baggeren en verspreiden, veel andere factoren van invloed op de ecologische status in de veldsituatie. Hierdoor is het onderscheiden van de (additionele) effecten van baggeractiviteiten ten opzichte van andere al dan niet natuurlijke factoren complex, zeker omdat al sprake is van een verstoord ecosysteem waarbij referentiesituaties onduidelijk zijn.

Er is dus niet alleen gebrek aan informatie over het directe effect van een eenmalige verstoring op verschillende soorten, maar ook zijn er vanwege de complexiteit (onbekende effecten herhaaldelijke blootstellingen, veranderende gevoeligheden als gevolg van seizoenen en omgevingen, veranderingen in soorten interacties en chemische processen, interacties met andere stressoren, etc.) uitdagingen rondom de toepasbaarheid en interpretatie van de kennis, wanneer toegepast op de situatie in de Waddenzee. Er zijn veel lokale en temporele factoren die de mate van effecten kunnen versterken of juist kunnen verminderen. Daarbij zijn de effecten van baggeractiviteiten vaak moeilijk te onderscheiden van die van andere activiteiten (Piló et al., 2019), maar tot op zekere hoogte zou dat mogelijk zijn met toepassing van multi-variate data-analyse technieken.

Met de hier opgedane kennis over SSDs kan verdere ontwikkeling plaatsvinden van probabilistische methoden voor het berekenen van effecten. Hierbij worden kansverdelingsfuncties van effectketens met elkaar gecombineerd. Door het combineren van de kansverdeling van SPM concentraties in een bepaald gebied met de SSD voor vertroebeling, kan per gebied berekend worden wat de kans is op overschrijding van Hazard Levels (Potentially Affected Fractions) voor organismen (Singsaas et al., 2008). Door te combineren met een aanvullende kansverdeling voor het optreden van additionele vertroebeling door baggeren kan berekend worden wat de kans is op vergroting van de beïnvloedde fractie van organismen. Omdat de 'natuurlijke' achtergrondconcentraties per gebied verschillen (Figuur 12) wordt hiermee een locatie-specifieke beoordeling mogelijk van de grootte van de effecten door baggeren en verspreiden.

4.3 Aanbevelingen voor baggeren en verspreiden

Op de direct beïnvloede locaties waar gebaggerd wordt en de baggerspecie wordt verspreid zal habitatverandering de belangrijkste drukfactor zijn. Indien de oorspronkelijke sedimentkarakteristieken (met name organisch stofgehalte en korrelgrootteverdeling) door aanvoer van baggerspecie blijvend verandert dan zal dit een blijvende verandering van de benthische levensgemeenschap tot gevolg hebben. Vanuit dit perspectief wordt daarom aanbevolen om de verspreiding uit te voeren in gebieden met zoveel mogelijk gelijke sedimentkarakteristieken. Wanneer de baggerspecie daar in een laag kan worden verspreid die niet dikker is dan ca. 1 cm dan zouden de effecten minimaal zijn voor meer dan 95% van de soorten. Omdat deze laagdikte in de praktijk waarschijnlijk onhaalbaar is, zijn effecten op het bodemleven onvermijdbaar. Om dan de impact op het bodemleven te beperken lijkt het voor de hand te liggen om de specie zo compact mogelijk, dus in een relatief dikke laag te storten zodat het bedekte oppervlak zoveel mogelijk wordt geminimaliseerd. Uit het literatuuronderzoek blijkt dat herstel van het bodemleven op een aangebrachte laag baggerspecie in elk geval enkele maanden duurt. In dat geval moet er wel sprake zijn van een stabiele situatie waarin het sediment door organismen gekoloniseerd kan worden.

In de literatuur zijn aanbevelingen te vinden om het effect van baggerstort op mariene locaties te minimaliseren door de laagdikte van de gestorte bagger te beperken. Bijvoorbeeld door op een stortlocatie maximaal 2 maal per jaar van een laag van maximaal 15 cm dik aan te brengen (Essink, 1999) of een laag van maximaal 10 cm dikte geleidelijk op te bouwen met 1 cm per keer (Bolam, 2011). Bolam (2011) geeft echter ook aan dat bij deze aanpak effecten op de benthosgemeenschap verwacht kunnen worden, en ook derden komen tot deze conclusie (Hutchison et al., 2020). De via de SSDs afgeleide lage Hazard Levels suggereren ook dat het onmogelijk is om sedimentatie te veroorzaken zonder impact op de benthische levensgemeenschap. Het effect van sedimentatie door menselijke activiteiten dient daarom te worden bepaald door op lokaal niveau de relatieve bijdrage ten opzichte van natuurlijke sedimentatie te bepalen. Morfologisch stabiele gebieden met een lage natuurlijke sedimentatie dienen zoveel mogelijk te worden ontzien, ook omdat hier de voor sedimentatie meest gevoelige benthische levensgemeenschappen te vinden zijn.

Het zo lokaal mogelijk storten van baggerspecie is in de praktijk onhaalbaar omdat een stortlocatie hiermee snel 'volloopt' en onbruikbaar wordt. De aangewezen verspreidingslocaties in de Waddenzee kennen juist sterke waterbewegingen met als doel dat de specie hierdoor verder door het gebied verspreid wordt. De aangebrachte specie zal hier dus niet blijven en zal daardoor slechts door pioniersoorten gekoloniseerd kunnen worden. Ook in de vaargeulen waar met hoge regelmaat gebaggerd moet worden zal zich onmogelijk een stabiele benthische gemeenschap kunnen ontwikkelen. Op de frequent gebaggerde gebieden en de verspreidingslocaties is de waarde voor benthische organismen laag. Het beste is om de omvang van baggerwerk tot een noodzakelijk minimum te beperken.

Door Essink (1999) zijn de effecten van verschillende opties voor verspreiding vergeleken (Essink, 1999; Tabel 9), welke nog steeds van toepassing zijn. We bevelen aan om in plaats van deze generieke effectbeschrijvingen in een beheerplan locatie-specifieke richtlijnen op te stellen.

In deze studie is vooral gekeken naar de directe effecten van baggeractiviteiten en niet naar de doorwerking ervan in de voedselketen. Voor de evaluatie van de actuele effecten van baggeractiviteiten dienen ook indirecte effecten betrokken te worden. Zo kan verstoring van de bodem leiden tot een veranderde dichtheid en soortensamenstelling van het benthos en daarmee ook het voedselaanbod voor daarop foeragerende vogels en vissen negatief of positief veranderen. Hetzelfde geldt voor de effecten van zwevend stof op bodemfauna, plankton en vis.

Voor de verstoring van vogels en zeezoogdieren geldt dat niet alleen de locatie maar ook de periode tijdens het getij (bijvoorbeeld bij hoogwatervluchtplaatsen) en in het jaar (bijvoorbeeld de rui op tijdens het werpen van jongen) van groot belang is voor de mate van verstoring. Zowel ruimtelijke als temporele aspecten dienen daarom een rol te spelen in de opties voor de verspreiding van baggerspecie.

Tabel 9 Opties voor verspreiding van baggerspecie en de effecten daarvan (uit Essink, 1999)

Optie voor verspreiden	Effect
Bij zeegrasbedden	Mogelijke verslechtering van zeegras
Bij getijdenvlakten	Verminderde productie door microfytobenthos afhankelijk van sedimentatie op getijdeplaten Sterfte onder meiofauna afhankelijk van omvang en type sedimentatie op getijdeplaten Sterfte onder macrobenthos afhankelijk van omvang en type sedimentatie op getijdeplaten
In getijdengeulen en andere subtidale gebieden	Sterfte onder meiofauna afhankelijk van omvang en type sedimentatie op getijdeplaten Sterfte onder macrobenthos afhankelijk van omvang en type sedimentatie op getijdeplaten
In lente/zomer	Gevoeligheid voor macrozoöbenthos groter dan in de winter
In de winter	Weinig kans voor macrofauna om te ontsnappen uit begraving Slecht voor wintermigratie van jonge <i>Macoma balthica</i>
In de herfst	Kans voor macrofauna om te ontsnappen uit begraving Normale wintermigratie van jonge <i>Macoma balthica</i>
Verspreiden over klein gebied	Grote impact op benthos van klein gebied
Verspreiden verdeeld over groot gebied	Weinig impact op benthos van stortgebied
Gebruik site elk jaar	Onvolledig herstel tussen stormmomenten
Elk jaar andere site	Beter herstel van benthos op stortplaats

4.3.1 Beschouwing relevante actuele voorschriften en voorwaarden

In deze paragraaf worden de relevante voorschriften en voorwaarden uit het huidige beheerplan, de Nb-wetvergunning en het Ontwerp Natura 2000-beheerplan voor baggeren en verspreiden van de baggerspecie in de Waddenzee (Arcadis 2016) kort besproken in het licht van de resultaten van deze studie.

In de Waddenzee gelden activiteit-gerelateerde voorwaarden voor de verspreiding van baggerspecie zoals vermeld in het beheerplan 2016-2021 (en de verlenging daarvan), zie ook Witteveen+Bos, 2022: 3-jaarlijkse evaluatie verspreidingslocaties 2017-2019 (inclusief 2020-2021).

Baggerspecie mag niet worden verspreid:

- a binnen 1.000 m van gebieden met rijke flora en fauna, waaronder mossel-, oester- en kokkelbanken en mosselpercelen;
- b binnen 500 m van vogelbroedgebieden en hoogwaterrustplaatsen;
- c binnen 1.500 m van rust- en zoogplaatsen van zeehonden;
- d op locatie P1 in het Randzelgat: in de periode tussen 1 juni en 1 september bij aanwezigheid eiders op nabijgelegen ruillocatie, bij kleinere afstand dan 1.200 m tot rust- en zoogplaatsen van zeehonden, bij kleinere afstand dan 500 m tot foerageergebied van steltlopers (tenzij er wordt verspreid tijdens hoogwater en de vogels elders verblijven);
- e bij voorkeur niet tijdens de kentering.

Geconstateerd is dat van de 48 verspreidingslocaties in de Waddenzee en de Eems er 19 binnen 1.500 m vanaf zeehondenrustplaatsen liggen (RWS, 2022).

NB-Wetvergunning:

Er mag alleen schone zoute baggerspecie afkomstig uit de Waddenzee en daarmee in directe verbinding staande havens worden gestort. De te storten baggerspecie dient te voldoen aan de Chemie-Toxiciteit-Toets voor verspreiding van zoute baggerspecie, als bedoeld in de Vierde Nota Waterhuishouding.

Deze voorwaarde is bedoeld om uit te sluiten dat bij het baggeren en verspreiden toxische contaminanten uit het sediment vrijkomen. Deze potentiële drukfactor is in deze studie daarom buiten beschouwing gebleven.

Bagger mag niet worden gestort binnen 1000 meter van gebieden met rijke flora en fauna, waaronder mossel-, oester- en kokkelbanken en mosselpercelen, of binnen 500 meter van vogelbroedgebieden en hoogwaterrustplaatsen, of binnen 1500 meter van rust- en zoogplaatsen van zeehonden

Verspreiden van bagger kan genoemde schelpdieren negatief beïnvloeden via begraving en vertroebeling van het water. De onderbouwing van de afgesproken limiet van 1000 m is ons onbekend. Lokale condities, zoals stroomrichting en -snelheid en sedimentatiesnelheid van de baggerspecie bepalen of de afstand van 1000 meter voldoende bescherming biedt aan rijke flora en fauna. Anderzijds is het mogelijk dat op bepaalde locaties/situaties een kleinere veiligheidsafstand afdoende is. Dit geldt ook voor verstoringafstanden. Een locatie-specifiek beheer van bagger en verspreidingslocaties wordt door ons aanbevolen, gebaseerd op berekeningen met probabilistisch effectketens.

De voor natuurwaarden minst schadelijke stortmethode moet worden gebruikt volgens de laatste wetenschappelijke inzichten en stand der techniek.

Voor het storten van baggerspecie bestaan methoden om vertroebeling tegen te gaan zoals slibgordijnen of slibschermen en aanbevolen wordt om te verkennen of en welke methoden praktisch inzetbaar en effectief zijn. Hieronder wordt kort ingegaan op een aantal van deze methode (slibgordijnen, diffusoren, ontwatering en hergebruik van sediment). Hiernaast wordt kort ingegaan op de bruikbaarheid van monitoring in het beheer van baggerwerkzaamheden en op hergebruik van gebaggerd materiaal.

Slibgordijnen zijn flexibele barrières die op het wateroppervlak drijven en tot een bepaalde diepte reiken. Het gordijn vertraagt de waterbeweging, waardoor zwevende sedimentdeeltjes naar de bodem kunnen bezinken in plaats van door stromingen naar nabijgelegen ecosystemen te worden meegevoerd. Slibschermen zijn starre of semi-starre barrières die verticaal in het water worden geïnstalleerd, vaak van het oppervlak tot de zeebodem. Ze worden gebruikt in gebieden met sterkere stromingen of diepere wateren waar robuustere oplossingen nodig zijn.

Een andere techniek is het inzetten van diffusoren. Diffusoren zijn gespecialiseerde apparaten die worden gebruikt bij het storten van gebaggerd sediment om de milieueffecten te beperken door te regelen hoe het sediment in de waterkolom wordt vrijgegeven. Het hoofddoel van diffusoren is het beheersen van de snelheid en verspreiding van het sediment, waardoor troebelheid, lokale bedekking van het zeeleven en verstoring van aquatische ecosystemen worden geminimaliseerd. Diffusoren worden meestal bevestigd aan de uitlaat of pijpleiding waardoor het gebaggerde materiaal wordt getransporteerd. Ze helpen het sediment gecontroleerd in het ontvangende waterlichaam vrij te geven. Het werkingsprincipe omvat het afremmen of vertragen van de snelheid van het gebaggerde materiaal bij binnenkomst in het water, waardoor wordt voorkomen dat grote sedimentpluimen of hoge concentraties in één gebied ontstaan. De diffusor verspreidt het sediment over een breder gebied en in een langzamer tempo, zodat de deeltjes geleidelijker bezinken.

Ook is het mogelijk om het gebaggerde sediment te ontwateren vóór de verspreiding plaatsvindt om hiermee het volume en het potentiële risico voor vertroebeling te verminderen.

Door de troebelheid tijdens bagger- en stortactiviteiten te monitoren kan voorkomen worden dat drempelwaarden voor de troebelheid overschreden worden. Als uit monitoringsgegevens blijkt dat de troebelheid de drempelwaarden nadert, dan zouden werkzaamheden gestopt moeten worden of kunnen mitigatiemaatregelen worden aangescherpt.

Een ander soort oplossing is nuttig hergebruik van gebaggerd materiaal. Gebaggerd materiaal kan worden gebruikt om geërodeerde kustlijnen te herstellen, of kwelders aan te vullen of aan te leggen (Baptist et al. 2019; 2021). Hergebruik van sediment op land is ook een oplossing die schade aan de mariene natuur

voorkomt. Het sediment kan worden behandeld (ontzout) en hergebruikt worden, zoals vulmateriaal voor de bouw of verbetering van landbouwgrond. Hierdoor wordt wel bagger aan het systeem van de Waddenzee onttrokken, wat niet in overeenstemming is met de beleidslijn.

Ontwerp Natura 2000-beheerplan:

Bij verspreiding van baggerspecie die wordt gelost door middel van bodemdeuren of een kraan, moet worden verspreid op relatief diepe locaties (geuldelen waar weinig bodemfauna aanwezig is), met relatief hoge stroomsnelheden (voor optimale verspreiding).

Een additionele voorwaarde om rekening te houden met de grootte van en het type gebied waarover het slib door de 'relatief hoge stroomsnelheden' verspreid wordt lijkt hierbij op zijn plaats.

Bij verspreiden van de specie zo weinig mogelijk verspreidingslocaties gebruiken om verstoring in ruimtelijke zin te beperken

De literatuurstudie suggereert dat het onmogelijk is om baggerspecie te verspreiden zonder negatieve gevolgen voor de meest gevoelige (bodem)organismen. Dit ondersteunt deze voorwaarde om zo weinig mogelijk verspreidingslocaties te gebruiken. Idealiter wordt ook het oppervlak van de (gezamenlijke) verspreidingslocaties zoveel mogelijk beperkt. Middels monitoring zou onderzocht moeten worden of er onvoorziene neveneffecten ontstaan die verder reiken dan het stortgebied zelf.

Bij slibhoudende baggerspecie (vooral in havens) vindt het baggeren en verspreiden bij voorkeur plaats tijdens de winterperiode (in verband met een lagere primaire productie in deze periode).

Het effect van vertroebeling (negatief) en vrijkomende nutriënten (positief) op de primaire productie is inderdaad minimaal in de donkere wintermaanden. Daarnaast blijkt bedekking met vooral slibrijk sediment bij lagere temperaturen beter overleefd te worden door bodemorganismen dan bij hogere temperaturen. Dit als gevolg van een lagere microbiële activiteit in het sediment en een lagere zuurstofbehoefte van de evertetraten. Tenslotte kan in een 'slibpluim' met een hoog organisch stofgehalte bij hogere watertemperaturen de zuurstofconcentratie afnemen. In hoeverre deze zaken relevant zijn voor de Waddenzee is zonder metingen lastig te schatten. Het verspreiden van organisch rijke specie zoveel mogelijk te laten plaatsvinden in de winterperiode is in elk geval een goed uitgangspunt om mogelijke negatieve effecten te beperken.

Jaarlijks wordt bekeken of er een tussentijdse aanpassing van de vastgestelde verspreidingslocaties nodig en wenselijk is. Eenmaal per 3 jaar wordt het gebruik van de verspreidingslocaties op alle facetten geëvalueerd en afgestemd op de natuurlijke dynamiek, kwetsbare locaties (schelpdierbanken, foerageergebieden van vogels en rustplaatsen van zeehonden) en voortschrijdend inzicht.

Regelmatig evalueren en waar nodig aanpassen van de activiteiten/locaties is zeker in een dynamisch gebied als de Waddenzee zinvol. Als dat niet reeds gebeurt dan zouden wij daarbij aanbevelen om voor deze evaluatie ook metingen te doen naar de verspreiding/sedimentatie van het baggerspecie over het gebied en van nutriëntenconcentraties en zuurstofgehalten in de pluim. En het uitvoeren van studies naar benthische organismen, vispopulaties en ander marien leven helpt bij het beoordelen van bredere effecten.

5 Conclusies

Deze studie had tot doel kwantitatieve gegevens te verzamelen die gebruikt kunnen worden voor het opstellen van dosis-effectrelaties waarmee de ecologische effecten van baggeractiviteiten in de Waddenzee zouden kunnen worden gekwantificeerd. De uitkomsten dienen als bouwsteen voor het nieuw op te stellen Natura-2000 beheerplan voor de Waddenzee. Hieronder worden de kennisvragen beantwoord, worden de kennisleemtes benoemd en worden aanbevelingen gedaan voor het beheer van baggeractiviteiten.

1. Welke drukfactoren/stressoren kunnen ontstaan tijdens de activiteiten die gepaard gaan met het baggeren en verspreiden?

Op basis van verzamelde literatuurinformatie zijn de belangrijkste geachte drukfactoren die voortkomen uit baggeren, het verspreiden van baggerspecie en vaarbewegingen de volgende:

- Vertroebeling (toename gesuspendeerd materiaal in de waterkolom);
- Sedimentatie (bedekkingsdikte en bedekkingssnelheid);
- Habitataantasting (verandering van de natuurlijke dynamiek, sedimentsamenstelling en -verwijdering);
- Verstoring door aanwezigheid.

2. Hoe beïnvloeden deze drukfactoren relevante soortgroepen, functionele groepen en ecologische functies in kwantitatieve mate?

Vertroebeling wordt met verschillende eenheden gemeten die niet direct om te rekenen zijn. Zo wordt de concentratie SPM (Suspended Particulate Matter) uitgedrukt in mg/l, de lichtdoordringingsdiepte zoals gemeten met de Secchi-schijf in lengte (cm, dm, m), en verstrooiing en absorptie van licht in NTU (Nephelometric Turbidity Unit, dimensieloos). Vertroebeling leidt tot verschillende type effecten op diverse onderdelen van het ecosysteem. Door een verminderde lichtdoordringing in het water zijn er negatieve effecten op de primaire producenten (zeegras, fytoplankton, fyto benthos). Hierbij speelt dat ook andere factoren, vooral nutriëntconcentraties, van invloed zijn op de uiteindelijke respons, waardoor effecten niet eenduidig zijn uit te drukken in relatie tot verminderd doorzicht. Bij organismen die voedsel uit het water filteren (zoöplankton, bodemdieren) en bij vissen kunnen hoge concentraties slib in de waterkolom de voedselvergaring verstoren. Bij vissen kunnen daarnaast de kieuwen beschadigd worden. Voor dit laatste is geen informatie gevonden voor mariene soorten, maar is op basis van gegevens voor zoetwater vissen afgeleid dat effecten op kunnen treden vanaf ca. 50 mg SPM/L. De gevoeligheid van verschillende soorten voor vertroebeling blijkt een log-normale verdeling te volgen, waaruit kan worden afgeleid dat 5% van de soorten een effect ondervindt bij een concentratie van ca. 2 mg/L. Bij hogere waarden neemt het aantal soorten dat effect ondervindt toe. Voor vogels zijn weinig gegevens gevonden. Voor de grote stern blijkt dat de foerageerefficiëntie optimaal is bij een concentratie van ca. 10 mg/L en langzaam afneemt bij hogere concentraties. Bij lagere concentraties dan ca. 10 mg/L (helderder water) vermindert de fourageerefficiëntie relatief snel.

Bodemdieren kunnen sedimentatie van sediment (baggerspecie) tot op zekere hoogte overleven, afhankelijk van de mobiliteit van de soort en de samenstelling van het sediment. Mobiele soorten, zoals veel soorten wormen, kunnen uit het sediment ontsnappen, wat beter mogelijk is uit zand dan uit organisch-rijk slib. Vastzittende organismen, zoals oesters en mosselen, zijn juist gevoelig omdat ze niet of moeilijk aan het gestorte sediment kunnen ontsnappen. Berekeningen op basis van effect gegevens van bodemsoorten voorspellen dat bij een bedekking van 0.8 cm zand of 0.4 cm slib minder dan 5% van de soorten 50% sterfte zal ondervinden, terwijl 50% van de soorten 50% sterfte ondervindt bij bedekking met 6.9 cm zand of 5.1 cm slib. Met name bij bedekking met organisch-rijk slib kan bij hogere watertemperaturen een hogere sterfte verwacht worden omdat microbiële processen dan eerder tot zuurstofloosheid en de vorming van toxische sulfiden en/of stikstofverbindingen zal leiden. Naast de dikte van de bedekkingslaag is ook de snelheid waarmee sedimentatie optreedt belangrijk. Hierover is echter te weinig relevante informatie gevonden om een goede kwantitatieve inschatting te maken.

Onder habitataantasting worden veranderingen in de natuurlijke dynamiek, sedimentsamenstelling en verwijdering van materiaal, inclusief biota, verstaan. Hiervoor is vooral de herstelduur van de

bodemdiorgemeenschap van belang. Deze herstelduur is vooral afhankelijk van de dynamische omstandigheden van de omgeving waar gebaggerd of waar baggerspecie gestort wordt. Uit literatuur blijkt dat in hoogdynamische gebieden de herstelduur tussen de 3 en 6 maanden ligt en in laagdynamische gebieden in de orde van 2-3 jaar. Bij hoge frequentie van baggeractiviteiten zal de bodemgemeenschap altijd in een vroege staat van successie verkeren en bestaan uit kortlevende opportunistische soorten. Op wadplaten kunnen veranderingen in de soortensamenstelling van bodemdieren leiden tot veranderingen in het voedselaanbod van daar foeragerende vogels.

Er is voor vele soorten vogels informatie over verstoringsafstanden in relatie tot recreatie. Onduidelijk is hoe deze verstoringafstanden zijn door te vertalen naar baggeractiviteiten. Ook voor zeezoogdieren hebben verstoringafstanden betrekking op recreatie en/of zijn niet duidelijk onderbouwd.

3. Wat zijn de voor de Waddenzee belangrijkste ecologische effecten die door baggeren en verspreiden kunnen optreden?

Uit de analyse van kwantitatieve gegevens blijkt dat om 95% van de soorten ongewervelden en vissen te beschermen moet worden voorkomen dat bij baggeractiviteiten de bodem met meer dan 0.8 cm wordt bedekt, dat de sedimentatiesnelheid niet meer dan 0.04 mm per dag bedraagt en het gehalte gesuspendeerd materiaal in het water niet boven 0.7 mg/L komt. Deze waarden zijn mede afgeleid uit laboratoriumonderzoek waarbij het de vraag is of deze ook representatief zijn voor de veldsituatie. Het is echter aannemelijk dat deze grenswaarden regelmatig in de Waddenzee worden overschreden, mogelijk ook al door natuurlijke processen. In welke mate dit door baggeren (verder) beïnvloed wordt was geen onderdeel van deze literatuurstudie.

Kennisleemtes

Er zijn diverse kennisleemtes geconstateerd voor het kwantificeren van dosis-effectrelaties. Zo is er in het algemeen vaak weinig informatie over Waddenzee-soorten, dit geldt onder andere voor de effecten van de begravingdikte van bodemdieren. Daarbij ontbreekt informatie in relatie tot de effecten van de sedimentatiesnelheid. Voor in de Waddenzee voorkomende vissoorten is geen relevante informatie gevonden over de effecten van gesuspendeerd particulier materiaal. Ook ontbreekt het aan studies die de verstoringafstanden van vogels en zeezoogdieren voor baggeractiviteiten kwantitatief onderbouwen.

Aanbevelingen

Hoewel effecten van baggeractiviteiten op het ecosysteem niet te vermijden zijn, kunnen maatregelen genomen worden om deze te minimaliseren. Met name voor de verspreiding van baggerspecie zou een locatie-specifiek beheer kunnen worden toegepast, rekening houdend met lokale condities met betrekking tot onder meer stroomrichting en -snelheid, sedimentatiesnelheid en de aanwezigheid van gevoelige flora en fauna (inclusief vogels en zeehonden). Daarnaast kunnen mitigerende technieken worden toegepast om de vertroebeling tegen te gaan, zoals met behulp van zogenaamde slibgordijnen en diffusoren en/of door het gebaggerde sediment voorafgaand aan verspreiding te ontwateren. Met monitoring kan vastgesteld worden of grenswaarden overschreden worden en kunnen eventueel activiteiten daarop worden aangepast. Verder zou gebaggerd materiaal kunnen worden hergebruikt, bijvoorbeeld om kustlijnen te herstellen of kwelderontwikkeling te stimuleren.

Bij de selectie van verspreidingslocaties zou ook rekening gehouden moeten worden met de grootte en de ecologische kenmerken van het gebied waarover de baggerspecie zich zal verspreiden. In lijn met het beheerplan wordt aanbevolen om zo weinig mogelijk verspreidingslocaties te gebruiken en werkzaamheden vooral in de wintermaanden te laten plaatsvinden teneinde de omvang en ernst van effecten te minimaliseren. Voor de evaluatie van de effecten op en rond verspreidingslocaties wordt aanbevolen om ook metingen te doen naar de verspreiding/sedimentatie van het baggerspecie over het gebied en van nutriëntenconcentraties en zuurstofgehalten in de pluim. Ook het uitvoeren van studies naar benthische organismen, vispopulaties en ander marien leven helpt bij het beoordelen van bredere effecten.

6 Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2015 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV.

Literatuur

- Arcadis, 2016 Baggeren en verspreiden in de Waddenzee, Passende Beoordeling, Assen, Nederland.
- Arizaga, J., Amat, J.A. and Monge-Ganuzas, M. 2017. The negative effect of dredging and dumping on shorebirds at a coastal wetland in northern Spain. *Journal for Nature Conservation* 37, 1-7.
- Au, D.W.T., Pollino, C.A., Wu, R.S.S., Shin, P.K.S., Lau, S.T.F. and Tang, J.Y.M. 2004. Chronic effects of suspended solids on gill structure, osmoregulation, growth, and triiodothyronine in juvenile green grouper *Epinephelus coioides*. *MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES* 266, 255-264 %W WOS:000220134500024.
- Baptist M.J, Dankers N., van Apeldoorn R., 2007 Baggerstrategieën voor natuur en milieu. Rapportnummer C099/07 Wageningen IMARES.
- Baptist, M.J. and Leopold, M.F. 2010. Prey capture success of sandwich terns *Sterna sandvicensis* varies non-linearly with water transparency. *Ibis* 152(4), 815-825.
- Baptist M.J., Gerkema T., van Prooijen B.C., van Maren D.S., van Regteren M., Schulz K., Colismo I., Vroom J., van Kessel T., Grasmeijer B., Willemsen P., Elschot K., de Groot A.V., Cleveringa J., van Eekelen E.M.M., Schuurman F., de Lange H.J., van Puijenbroek M.E.B., 2019 Beneficial use of dredged sediment to enhance salt marsh developmen by applying a 'Mud Motor'. *Ecol Engineering* 127:312-323.
- Baptist M.J., Dankers P., Cleveringa J., Sittoni L., Willemsen P.W.J.M., van Puijenbroek M.E.B., de Vries B.M.I., Leuven J.R.F.W., Coumou L., Kramer H., Elschot K., 2021 Sat Marsh construction as a nature-based solution in an estuarine social-ecological system. *Nature-Based Solutions* 1. 100005.
- Barillé, L., Le Bris, A., Goulletquer, P., Thomas, Y., Glize, P., Kane, F., Falconer, L., Guillotreau, P., Trouillet, B., Palmer, S. and Gernez, P. 2020. Biological, socio-economic, and administrative opportunities and challenges to moving aquaculture offshore for small French oyster-farming companies. *Aquaculture* 521.
- Bearham, D., Vanderklift, M.A., Downie, R.A., Thomson, D.P. and Clementson, L.A. 2020. Macrophyte-derived detritus in shallow coastal waters contributes to suspended particulate organic matter and increases growth rates of *Mytilus edulis*. *Mar Ecol Prog Ser* 644, 91-103.
- Bettoso, N., Aleffi, I.F., Faresi, L., D'Aietti, A. and Acquavita, A. 2020. Macrozoobenthos monitoring in relation to dredged sediment disposal: The case of the Marano and Grado Lagoon (northern Adriatic Sea, Italy). *Regional Studies in Marine Science* 33.
- Bijkerk, R. 1988 Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden RDD Aquatic Ecosystems, Groningen.
- Boehlert, G.W. and Morgan, J.B. 1985. Turbidity enhances feeding abilities of larval pacific Herring, *Culpea harengus pallasi*. *Hydrobiologia* 123(2), 161-170.
- Bolam, S.G. 2011. Burial survival of benthic macrofauna following deposition of simulated dredged material. *Env. Mon. Assessm.* 181(1-4), 13-27.
- Bolam, S.G., Barry, J., Schratzberger, M., Whomersley, P. and Dearnaley, M. 2010. Macrofaunal recolonisation following the intertidal placement of fine-grained dredged material. *Environmental Monitoring and Assessment* 168(1-4), 499-510.
- Bolam, S.G., McLlwaïne, P.S.O. and Garcia, C. 2016. Application of biological traits to further our understanding of the impacts of dredged material disposal on benthic assemblages. *Mar Poll Bull* 105(1), 180-192.
- Borgwardt, F., Robinson, L., Trauner, D., Teixeira, H., Nogueira, A.J.A., Lillebo, A.I., Piet, G., Kuemmerlen, M., O'Higgins, T., McDonald, H., Arevalo-Torres, J., Barbosa, A.L., Iglesias-Campos, A., Hein, T. and Culhane, F. 2019. Exploring variability in environmental impact risk from human activities across aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment* 652, 1396-1408.
- Borja, A., Dauer, D.M., Elliott, M. and Simenstad, C.A. 2010. Medium-and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effectiveness. *Estuaries and Coasts* 33(6), 1249-1260
- Brasseur, S. and Reijnders, P. 1994 Invloed van diverse verstoringsbronnen op het gedrag en habitatgebruik van gewone zeehonden: concequenties voor de inrichting van het gebied IBN-DLO.
- Brinkman, A.G. 2005 Possible ecosystem effect of changing nutrient loads and silt content of the western Dutch Wadden Sea, an EcoWasp simulation.
- Cabaço, S. and Santos, R. 2007. Effects of burial and erosion on the seagrass *Zostera noltii*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 340(2), 204-212.
- Cabaço, S., Santos, R. and Duarte, C.M. 2008. The impact of sediment burial and erosion on seagrasses:: A review. *Est Coast Shelf Sci* 79(3), 354-366.
- Capelle, J.J., Hartog, E., van den Bogaart, L., Jansen, H.M. and Wijsman, J.W.M. 2021. Adaptation of gill-palp ratio by mussels after transplantation to culture plots with different seston conditions. *Aquaculture* 541, 9.

- Chandrasekara, W.U. and Frid, C.L.J. 1998. A laboratory assessment of the survival and vertical movement of two epibenthic gastropod species, *Hydrobia ulvae* (Pennant) and *Littorina littorea* (Linnaeus), after burial in sediment. *J Exp Mar Biol Ecol* 221(2), 191-207.
- Cleveringa, J. 2024 Ecosysteemgericht baggeren Fase 2: Literatuuronderzoek t.b.v. beantwoording kennisvragen Waddenacademie, ARCADIS Zwolle.
- Colden, A.M. and Lipcius, R.N. 2015. Lethal and sublethal effects of sediment burial on the eastern oyster *Crassostrea virginica*. *Marine Ecology Progress Series* 527, 105-117.
- Cottrell, R.S., Black, K.D., Hutchison, Z.L. and Last, K.S. 2016. The Influence of Organic Material and Temperature on the Burial Tolerance of the Blue Mussel, *Mytilus edulis*: Considerations for the Management of Marine Aggregate Dredging. *PLOS ONE* 11.
- Davies-Colley, R.J. and Smith, D.G. 2001. Turbidity, suspended sediment, and water clarity: A review. *J American Water Res Assoc* 37(5), 1085-1101.
- De Froe E. & Craeymeersch J., 2024 Ecologische bouwstenen baggeren en verspreiden Waddenzee. Deelonderzoek: analyse data inventarisatie sublitorale mosselen in de omgeving van de vaargeul Boontjes. Wageningen Marine Research rapport C0xx/24.
- Dejonge, V.N. and Vanbeusekom, J.E.E. 1992. Contribution of resuspended microphytobenthos to total phytoplankton in the Ems estuary and its possible role for grazers. *Neth. J. Sea Res.* 30, 91-105.
- Dubois S., Barillé L., Cognie B, 2007 Feeding response of the polychaete *Sabellaria alveolata* (Sabellariidae) to changes in seston concentration. *J Exp Mar Biol Ecol* 276:94-101.
- Dutertre, M., Ernande, B., Haure, J. and Barillé, L. 2017. Spatial and temporal adjustments in gill and palp size in the oyster *Crassostrea gigas*. *J Mollusc Studies* 83, 11-18.
- Alshout P.M.F., Dioniso Pire L.M., Leuven R.S.E.W., Wendelaar Bonga S.E., Hendriks A.J. 2013 Low oxygen tolerance of different life stages of temperate freshwater fish species. *J Fish Biol* 83:190-206.
- Erfteemeijer, P.L.A. and Lewis, R.R.R. 2006. Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. *Mar Poll Bull* 52(12), 1553-1572.
- Essink, K. 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments; Options for management. *Journal of Coastal Conservation* 5(1), 69-80.
- Fenchel, T., Kofoed, L.H. and Lappalainen, A. 1975. Particle size-selection of two deposit feeders: the amphipod *Corophium volutator* and the prosobranch *Hydrobia ulvae*. *Marine Biology* 30(2), 119-128.
- Grant, J. and Thorpe, B. 1991. Effects of suspended sediment on growth, respiration, and excretion of the soft-shell clam (*Mya arenaria*). *Canadian J Fish Aquat Sci* 48(7), 1285-1292.
- Groenewold, S. and Dankers, N.M.J.A. 2002 Ecoslib; de ecologische rol van slib, Wageningen Environmental Research
- Gwiazda, R. 2009. Can poor foraging habitat (an inundated opencast sulphur mine) be attractive to the great crested grebe (*Podiceps cristatus*)? *Oceanological and Hydrobiological Studies* 38(3), 135-139.
- Hendrick, V.J., Hutchison, Z.L. and Last, K.S. 2016. Sediment Burial Intolerance of Marine Macroinvertebrates. *PLOS ONE* 11.
- Hinchey, E.K., Schaffner, L.C., Hoar, C.C., Vogt, B.W. and Batte, L.P. 2006. Responses of estuarine benthic invertebrates to sediment burial: the importance of mobility and adaptation. *Hydrobiologia* 556, 85-98.
- Hintz, N.H., Schulze, B., Wacker, A. and Striebel, M. 2022. Ecological impacts of photosynthetic light harvesting in changing aquatic environments: A systematic literature map. *Ecology and Evolution* 12(3).
- Hoekstra, P., Philippart, K. and Verbree, R. 2023. Verkenning in het kader van uitvoeringsprogramma UP23 "Ecosysteemgericht baggeren in de Waddenzee".
- Holthaus, K.I.E., Kaag, N.B.H.M., Smit, M.G.D. and Jak, R.G. 2003 The derivation of a PNEC for suspended matter from drilling mud discharges, TNO-MEP.
- Hutchison, Z.L., Green, D.H., Burrows, M.T., Jackson, A.C., Wilson, B. and Last, K.S. 2020. Survival strategies and molecular responses of two marine mussels to gradual burial by sediment. *J Exp Mar Biol Ecol* 527.
- Hutchison, Z.L., Hendrick, V.J., Burrows, M.T., Wilson, B. and Last, K.S. 2016. Buried Alive: The Behavioural Response of the Mussels, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* to Sudden Burial by Sediment. *PLOS ONE* 11.
- ICES 2016 Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 2005–2011. E.D, A. (ed), p. 206.
- Illing, B., Sehl, J. and Reiser, S. 2024. Turbidity effects on prey consumption and survival of larval European smelt (*Osmerus eperlanus*). *Aquat Sci* 86.
- Jak, R.G., Kaag, N.H.B.M., Schobben, H.P.M., Scholten, M.C.T., Karman, C.C. and Schobben, J.H.M. 2000 Kwantitatieve verstoring-effect relaties voor AMOEBA soorten, TNO-MEP.
- Jensen L. F., Teilmann J., Galatius A., Pund R., Czeck R., Jess A., Siebert U., Körber P. & Brasseur S. 2017. Marine mammals. In: Wadden Sea Quality Status Report 2017. Eds.: Kloepper S. et al., Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Last updated 21.12.2017. Downloaded 2018-04-03. qsr.waddensea-worldheritage.org/reports/marine-mammals

- Jongbloed, R.H., Dankers, N.M.J.A., Brinkman, A., van Dalfsen, A.J., Smit, C. and Tamis, J.E. 2006 Effecten van storten van baggerspecie in het Marsdiep. Een Passende Beoordeling ter onderbouwing van een aanvraag op basis van de Natuurbeschermingswet 1998, TNO-MEP.
- Jonker, S. and Koolstra, B. 2011 Nadere effectenanalyse Natura 2000-gebieden Waddenzee en Noordzeekustzone, Beheerplankader voor baggeren, Arcadis.
- Kater, B. and van Kuik 2019 Verstoring van zwarte zeeëenden gedurende werkzaamheden, Arcadis Nederland B.V.
- Kiorboe, T., Mohlenberg, F. and Nohr, O. 1981. Effect of suspended bottom material on growth and energetics in *Mytilus edulis*. *Mar Biol* 61(4), 283-288.
- Kjeilen-Eilertsen G, T.H., Jak R, Smit M, Neff J, Durell G 2004 Literature report on burial: derivation of PNEC as component in the MEMW model tool, RF-Akvamijlo.
- Kramer, K. and Foekema, E. (2000) Biomonitoring and biomarkers as indicators of environmental change - 2 A Handbook. Butterworth, F., Gunatilaka, A. and Gensebatt, M. (eds), pp. 59-88, Kluwer Academic / Plenum Publishers New York.
- Kranz, P.M. 1974. The anastrophic burial of bivalves and its paleoecological significance. *Journal of Geology* Vol. 82, p. 237-265.
- Krijgsveld, K.L., Klaassen, B. and van der Winden, J. 2022. Verstoring van vogels door recreatie. Literatuurstudie van verstoringsgevoeligheid en overzicht van maatregelen. Deel 1 hoofdrapport & deel 2 soortbesprekingen. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Lake, R.G. and Hinch, S.G. 1999. Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian J Fish Aquat Sci* 56(5), 862-867.
- Matsuda, K. 2020. Effects of increasing concentrations of fine suspended sediment on the survival, growth, condition factor and gill condition of artificially reared juveniles of *Oncorhynchus masou*, *Salvelinus leucomaenis* and *Plecoglossus altivelis*. *Aquacult Res* 51(3), 972-981.
- Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C. and Leathem, W.A. 1981a. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material. 1. Mollusca. *Mar Env Res* 4(4), 299-319.
- Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C. and Leathem, W.A. 1981b. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material .2. Crustacea. *Mar Env Res* 5(4), 301-317.
- Maurer, D., Keck, R.T., Tinsman, J.C. and Leathem, W.A. 1982. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material .3. Polychaeta. *Mar Env Res* 6(1), 49-68.
- McMahon, K., Collier, C. and Lavery, P.S. 2013. Identifying robust bioindicators of light stress in seagrasses: A meta-analysis. *Ecological Indicators* 30, 7-15.
- Mestdagh, S., Ysebaert, T., Moens, T. and Van Colen, C. 2020. Dredging-induced turbid plumes affect bio-irrigation and biogeochemistry in sediments inhabited by *Lanice conchilega* (Pallas, 1766). *ICES J Mar Sci* 77(3), 1219-1226.
- Mills, K.E. and Fonseca, M.S. 2003. Mortality and productivity of eelgrass *Zostera marina* under conditions of experimental burial with two sediment types. *Mar Ecol Prog Ser* 255, 127-134.
- Montoya, X.C., Thompson, W.A., Smith, C.M., Wilson, J.M. and Vijayan, M.M. 2024. Exposure to Total Suspended Solids (TSS) Impacts Gill Structure and Function in Adult Zebrafish. *Bull Env Contam Toxicol* 113.
- Nam S-H., Lee T-Y., Kim S.A., An Y-J. 2023 Non-traditional species sensitivity distribution approaches to analyze hazardous concentrations of microplastics in marine water. *J Hazard Mat* 459 132174.
- Navarro, J.M. and Widdows, J. 1997. Feeding physiology of *Cerastoderma edule* in response to a wide range of seston concentrations. *Mar Ecol Prog Ser* 152(1-3), 175-186.
- Netzband, A. and Adnitt, C. 2009. Dredging Management Practices for the Environment: A Structured Selection Approach. *Terra et Aqua* 114, 3-8.
- Pasparakis, C., Lohroff, T., Biefel, F., Cocherell, D.E., Carson, E.W., Hung, T.C., Connon, R.E., Fangue, N.A. and Todgham, A.E. 2023. Effects of turbidity, temperature and predation cue on the stress response of juvenile delta smelt. *Conservation Physiology* 11(1), 16.
- Posthuma L, Suter GWI, Traas TP. 2002. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. CRC, Boca Raton, FL, USA. <https://doi.org/10.1201/9781420032314>
- Powilleit, M., Graf, G., Kleine, J., Riethmüller, R., Stockmann, K., Wetzel, M.A. and Koop, J.H.E. 2009. Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *J mar Systems* 75(3-4), 441-451.
- Rippen, A., van der Zee, E., Fieten, N., Latoer, J. and Wymenga, E. 2020 Review effecten natuurlijke bodemdynamiek en menselijke bodembegroering in de sublitorale Waddenzee, Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.
- Rodrigues, J.N., Ortega, J.C.G., Petsch, D.K., Padial, A.A., Moi, D.A. and Figueiredo, B.R.S. 2023. A meta-analytical review of turbidity effects on fish mobility. *Reviews Fish Biol Fisheries* 33(4), 1113-1127.
- RoyalHaskoning DHV, 2022. Nadere Effectanalyse Eems-Dollard.
- Schratzberger, M., Rees, H.L. and Boyd, S.E. 2000. Effects of simulated deposition of dredged material on structure of nematode assemblages - the role of burial. *Mar Biol* 136(3), 519-530.

-
- Sherk J.A., J.M. O'Connor & D.A. Neumann 1975. Effects of suspended and deposited sediments on estuarine environments. *Est. Res.* 2:541-558.
- Shin, P.K.S., Yau, F.N., Chow, S.H., Tai, K.K. and Cheung, S.G. 2002. Responses of the green-lipped mussel *Perna viridis* (L.) to suspended solids. *Mar Poll Bull* 45(1-12), 157-162.
- Singsaas I., Tye H., Frost T.K., Smit M.G.D., Garpestad E., Skare I., Bakke K., Falcao Veiga L., Buffagni M., Follum O-A., Johnsen S., Moltu U-E., Reed M., 2008 Development of a risk-based environmental management tool for drilling discharges. Summary of a four-year project. *Integ Env Assess Manag* 4:171-176.
- Smit, M.G.D., Holthaus, K.I.E., Trannum, H.C., Neff, J.M., Kjeilen-Eilertsen, G., Jak, R.G., Singsaas, I., Huijbregts, M.A.J. and Hendriks, A.J. 2008. Species sensitivity distributions for suspended clays, sediment burial, and grain size change in the marine environment. *Env Toxicol Chem* 27(4), 1006-1012.
- Spieckermann, M., Gröngroft, A., Karrasch, M., Neumann, A. and Eschenbach, A. 2022. Oxygen Consumption of Resuspended Sediments of the Upper Elbe Estuary: Process Identification and Prognosis. *Aquat. Geochem.* 28(1), 1-25.
- Stempniewicz, L., Darecki, M., Trudnowska, E., Błachowiak-Samołyk, K., Boehnke, R., Jakubas, D., Keslinka-Nawrot, L., Kidawa, D., Sagan, S. and Wojczulanis-Jakubas, K. 2013. Visual prey availability and distribution of foraging little auks (*Alle alle*) in the shelf waters of West Spitsbergen. *Polar Biology* 36(7), 949-955.
- Stienen, E.W.M. and Brenninkmeijer, A. 1994 Voedseleecologie van de grote stern (*Sterna sandvicensis*): onderzoek ter ondersteuning van een populatie-dynamisch model, IBN-DLO.
- Suedel, B.C., Wilkens, J.L. and Kennedy, A.J. 2017. Effects of Suspended Sediment on Early Life Stages of Smallmouth Bass *Micropterus dolomieu*. *Arch Env Contam Toxicol* 72(1), 119-131.
- Sutherland, A.B. and Meyer, J.L. 2007. Effects of increased suspended sediment on growth rate and gill condition of two southern Appalachian minnows. *Env Biol Fish* 80(4), 389-403.
- Tamis, J.E., de Vries, P., Jongbloed, R.H., Lagerveld, S., Jak, R.G., Karman, C.C., Van der Wal, J.T., Slijkerman, D.M.E. and Klok, C. 2016. Toward a Harmonized Approach for Environmental Assessment of Human Activities in the Marine Environment. *Integrated Environmental Assessment and Management* 12(4), 632-642.
- Todd, V.L.G., Todd, I.B., Gardiner, J.C., Morrin, E.C.N., MacPherson, N.A., DiMarzio, N.A. and Thomsen, F. 2015. A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. *Ices Journal of Marine Science* 72(2), 328-340.
- Tulp I. & Hamer A., 2024 Effect van baggeractiviteiten in de Waddenzee op ontwikkelingen van vissen en enkele epibenthosoorten. Analyse op basis van Demersal Fish Survey data. Wageningen Marine Research rapport C060/24.
- Turk, T.R. and Risk, M.J. 1981. Effect of sedimentation on infaunal invertebrate populations of Cobequid Bay, Bay of Fundy. *Canadian J Fish Aquat Sci* 38(6), 642-648.
- van der Wal, D., Forster, R.M., Rossi, F., Hummel, H., Ysebaert, T., Roose, F. and Herman, P.M.J. 2011. Ecological evaluation of an experimental beneficial use scheme for dredged sediment disposal in shallow tidal waters. *Marine Pollution Bulletin* 62(1), 99-108.
- Vermaat, J.E., Agawin, N.S.R., Fortes, M.D., Uri, J.S., Duarte, C.M., Marba, N., Enriquez, S. and van Vierssen, W. 1997. The capacity of seagrasses to survive increased turbidity and siltation: The significance of growth form and light use. *AMBIO* 26(8), 499-504.
- Widdows, J., Fieth, P. and Worrall, C.M. 1979. Relationships between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar Biol* 50(3), 195-207.
- Witteveen+Bos, 2023. Vervolgopdracht tussentijdse evaluatie verspreidingslocaties Waddenzee. Notitie 3: Scope uit te voeren ecologisch onderzoek.

Verantwoording

Rapport C061/24

Projectnummer: 4315100230

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van Wageningen Marine Research.

Akkoord: S.T. Glorius MSc. BSc.
Projectleider Benthosstudies

Handtekening:

Ondertekend door:

955FB6381E3244E...

Datum: 22 oktober 2024

Akkoord: Dr. A.M. Mouissie
Business Manager Projecten

Handtekening:

Signed by:

291E7A4CA7DB419...

Datum: 22 oktober 2024

Bijlage Kwantitatieve gegevens

- A. Effecten van bedekking
- B. Overleving van Waddenzeerelevante soorten bij sedimentatiesnelheden
- C. Effect concentraties voor Suspended Particulate Matter

A. Effecten van Bedekking

Percentage sterfte bij bedekkingsdiepte																											
Groep	ZAND laagdikte (cm)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	15	16	19	20	21	24	28	32	36	40	45	60	referentie	
Zeegras	<i>Zostera marina</i>				50							100														Cabayo et al., 2008	
Zeegras	<i>Zostera noltii</i>		50						100																	Cabayo et al., 2008	
Anemmoon	<i>Sagartia troglodytes</i>								100																	Schäfer, 1968	
Anemmoon	<i>Sagartiogeton laceratus</i>		69			86	100																			Hendrick et al., 2016	
Zakpijp	<i>C. intestinalis</i>		100																							Hendrick et al., 2016	
Gastropode	<i>Hinia reticulata</i>												0													Schäfer 1962	
Gastropode	<i>Buccinum undatum</i>																0									Schäfer 1962	
Gastropode	<i>Ilyanassa obsoleta</i>																62				81					Maurer et al. 1981	
Gastropode	<i>Littorina littorea</i>	70	78	80	87	88																				Chandrasekara and Frid, 1998	
Gastropode	<i>Perningia ulvae</i>	28	30	35	40	45																				Chandrasekara and Frid, 1998	
Gastropode	<i>Crepidula fornicat</i>		80					100																		[Powell-Jennings and Callaway, 2018]	
Bivalve	<i>Crassostrea virginica</i>			100																						Kranz 1972	
Bivalve	<i>Mytilus edulis</i>		59	50		100					0															Cottrell et al. 2015; Hutchison et al., 2016; Kranz 1972	
Bivalve	<i>Cerastoderma edule</i>					0				0																Jackson and James (1979); Ansell 1967	
Bivalve	<i>Climocardium nuttalli</i>										45		50			100										Kranz (1972)	
Bivalve	<i>Donax variabilis</i>										17							90								Kranz (1972)	
Bivalve	<i>Ensis directus</i>																		8.5					75		Kranz (1972)	
Bivalve	<i>Macoma nasuta</i>										0	0					20			0		42		75		Kranz (1972)	
Bivalve	<i>macoma balthica</i>																		0							Hinchev et al. 2006	
Polychaete	<i>S.Spinulosa</i>							5																		Hendrick et al., 2016	
Polychaete	<i>Nereis succinea</i>																					42				Maurer et al., (1982)	
Polychaete	<i>Scoloplos fragilis</i>															54					52	57				Maurer et al., (1982)	
kreefachtige	<i>Haustoriiden</i>														7						15	12				Maurer et al., (1982)	
Stekelhuidige	<i>Asterias rubens</i>																									Schäfer (1962)	
Stekelhuidige	<i>Ophiura ophiura</i>					0					67													100		Hendrick et al., 2016	
Percentage sterfte bij bedekkingsdiepte																											
Groep	SUB laagdikte (cm)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	12	16	21	24	28	32	36	40								referentie	
Gastropode	<i>Ilyanassa obsoleta</i>																									Maurer et al. 1981	
Gastropode	<i>Littorina littorea</i>	70	78	87	88	93								39		36										Chandrasekara and Frid, 1998	
Gastropode	<i>Perningia ulvae</i>	50	50	50	50	50																				Chandrasekara and Frid, 1998	
Bivalve	<i>Mytilus edulis</i>					100																				Cottrell et al. 2015; Hutchison et al., 2016; Kranz 1972	
Bivalve	<i>Mya arenaria</i>			50					100																	Türk & Risk (1981)	
Bivalve	<i>Cerastoderma edule</i>									54																Jackson and James (1979); Ansell 1967	
Bivalve	<i>Ensis directus</i>					0					8.5			59				84								Kranz (1972)	
Polychaete	<i>Nereis succinea</i>																									Maurer et al., (1982)	
Polychaete	<i>Nephtys incisa</i>												0													Sallia et al. 1972	
Polychaete	<i>Scoloplos fragilis</i>								90																	Maurer et al., (1982)	
kreefachtige	<i>Haustoriiden</i>											92														Maurer et al., (1982)	
Stekelhuidige	<i>Ophiura ophiura</i>					33												95	100							Hendrick et al., 2016	

B. Overleving van Waddenzeerelevante soorten bij sedimentatiesnelheden

Soort		Cm/dag	Aanwezig bij	
Corphium volutator	crustacea	0.03	<2cm /mnd	Turk & Risk 1981
Wadslakje	Gastropode	0.03	1-3 cm/mnd	Bijkerk 1988
Strandgaper	Bivalve	0.03	1-3 cm/mnd	Bijkerk 1988
Slijkgaper	Bivalve	0.03	1-3 cm/mnd	Bijkerk 1988
Neries diversicolor	Polychaete	0.03	1-3 cm/mnd	Bijkerk 1988
Pygospio elegans	Polychaete	0.03	1-3 cm/mnd	Bijkerk 1988
Schelpkokerworm (Lanice conchilega)	Polychaete	0.09	1m/3jr	Bijkerk 1988
Capitella capitata	Polychaete	0.18	2 m/3jr	Bijkerk 1988
Arenicola marina	Polychaete	0.33	10-25 cm/mnd	Bijkerk 1988
Nonnetje	Bivalve	0.47	14 cm/mnd	Bijkerk 1988
Mytilus edulis	Bivalve	0.51	<1 cm/d	Hutchinton 2020
Kokkel	Bivalve	0.83	25 cm/mnd	Bijkerk 1988
Nephtys	Polychaete	0.83	25 cm/mnd	Bijkerk 1988
Wapenworm Scoloplos f	Polychaete	0.83	25 cm/mnd	Bijkerk 1988
Draadworm (Heteromastus filiformis)	Polychaete	0.83	25 cm/mnd	Bijkerk 1988

C. Effect concentraties voor Suspended Particulate Matter

L=laagste effect concentratie voor deze soort (gebruikt voor SSD)

W= relevante soort(groep) voor Waddenzee

		Taxonomic group	soort	Effect grootte	Effecttype	effect concentratie (mg/l)	Referentie	
	L	Bivalve	<i>Placopecten magellanicus</i>	?	groei	0.5	Cranford et al., 1999	
		Bivalve	<i>Placopecten magellanicus</i>	?	voedselopname	2	Cranford & Gordon, 1992	
		Bivalve	<i>Placopecten magellanicus</i>	?	groei	6	Cranford et al., 1999	
W	L	Alg	<i>Skeletonema costatum</i>	50	sterfie	9.6	EG&G, 1976	
W	L	Zooplankton	<i>Acartia clausi</i>	?	voedselopname	10	MARE	
W	L	Zooplankton	<i>Temora longicornis</i>	?	voedselopname	10	MARE	
		Zooplankton	<i>Temora longicornis</i> en <i>Acartia clausi</i>	25	voedselopname	10	Dutz J. (2002): Effect slijp op zo	
W	L	Vis	<i>Clupea harengus</i>	LOEC	voedselopname	20	Johnston D.D. & D.J. Wildish (1	
W	L	Bivalve	<i>Mya arenaria</i>	LOEC	voedselopname	20	Grant J. & B. Thorpe (1991): E	
W	L	Zooplankton	<i>Acartia tonsa</i>	50	sterfie	22	EG&G, 1976	
W	L	tunicates	<i>Ciona</i>	?	inhibition of growth	25	Robbins, 1985	
		tunicate	<i>Ascidella</i>	LOEC	Groei	25	Robbins I.J. (1985): Ascidian g	
W	L	Bivalve	<i>Crassostrea virginica</i>	50	sterfie	55	Cabrera, 1971	
		Pisces	<i>Salmo gairdneri</i>	50	sterfie	76	Sprague & Logan, 1979	
		Zooplankton	<i>Acartia tonsa</i>	LOEC	voedselopname	100	Sherk J.A., J.M. O'Connor & D.	
		Bivalve	<i>Crassostrea virginica</i>	50	voedselopname	100	Loosanoff, 1962	
		Bivalve	<i>Mya arenaria</i>	1	voedselopname	100	Grant J. & B. Thorpe (1991): E	
W	L	Bivalve	<i>Mytilus edulis</i>	LOEC	voedselopname	100	Widdows J., P. Fieth & C.M. W	
		L	Crustacea	<i>Pandalus hypsinotus</i>	50	sterfie	100	Dames & Moore, 1978
		L	Fish	shad	LOEC	sterfie	100	Auld A.H. & J.R. Schubel (1978
W	L	Bivalve	<i>Spisula solidissima</i>	?	voedselopname	100	Robinson et al., 1984	
		Bivalve	<i>Crassostrea virginica</i>	50	sterfie	114.5	Cabrera, 1971	
		L	fish	<i>Parapristipoma trilineatum</i>	50	sterfie	170	gordon & palmer 2015
W	L	Zooplankton	<i>Eurytemora affinis</i>	LOEC	voedselopname	250	Sherk J.A., J.M. O'Connor & D.	
		Bivalve	<i>Mytilus edulis</i>	1	voedselopname	250	Widdows J., P. Fieth & C.M. W	
		Fish	<i>Clupea harengus</i>	LOEC	ontwikkeling	300	Johnston D.D. & D.J. Wildish (1	
		Algae	<i>Skeletonema costatum</i>	50	sterfie	385	EG&G, 1976	
		L	Fish	striped bass and yellow perch	LOEC	sterfie	500	Auld A.H. & J.R. Schubel (1978
		L	Crustacea	<i>Cancer anthonyi</i>	?	hatching	550	Acquire
		Crustacea	<i>Cancer anthonyi</i>	?	sterfie	550	Acquire	
		Zooplankton	<i>Acartia tonsa</i>	50	sterfie	590	EG&G, 1976	
		tunicates	<i>Ciona</i>	?	sterfie	600	Robbins, 1985	
		tunicate	<i>Ciona</i> & <i>Ascidella</i>	LOEC	sterfie	600	Robbins I.J. (1985): Ascidian g	
		L	Bivalve	<i>Perna viridis</i>	LOEC	kieuwschade	600	Shin P.K.S., F.N. Yau, S.H. Cho
		L	fish	<i>Oplegnathus fasciatus</i>	50	sterfie	710	gordon & palmer 2015
		Algae	<i>Skeletonema costatum</i>	50	sterfie	825	Swan et al., 1994	
W	L	Crustacea	<i>Crangon crangon</i>	50	sterfie	1000	Hudgins, 1994	
		Bivalve	<i>Perna viridis</i>	NOEC	sterfie	1200	Shin P.K.S., F.N. Yau, S.H. Cho	
		Algae	<i>Skeletonema costatum</i>	50	sterfie	1650	EG&G, 1976	
		L	Crustacea	<i>Cancer magister</i>	?	im mobiliteit	1940	Neff, 1987
		L	Crustacea	dock shrimp	?	im mobiliteit	1940	Neff, 1987
W	L	Crustacea	<i>Pandalus danae</i>	?	im mobiliteit	1940	Neff, 1987	
		L	Pisces	<i>Brevortia tyrannus</i>	50	sterfie	2470	Sherk et al., 1975
		L	Pisces	bay anchovy	50	sterfie	4710	Sherk et al., 1975
		L	Pisces	<i>Cymatogaster aggregata</i>	50	sterfie	6000	McFarland & Peddicord, 1980
		Bivalve	<i>Crassostrea virginica</i>	50	sterfie	7500	Daugherty, 1951	
		L	Pisces	<i>Cynoscion nebulosus</i>	?	sterfie	7500	Acquire
W	L	Pisces	bot	?	groei	9000	Kennington, 1997	
		Crustacea	kreeft	?	sterfie	9000	Kennington, 1997	
		L	Crustacea	kreeft	?	groei	9000	Kennington, 1997
		L	Pisces	<i>Menidia menidia</i>	50	sterfie	10000	Sherk et al., 1975
		L	Pisces	<i>Leiostomus xanthurus</i>	50	sterfie	11115	Sherk et al., 1975
		Crustacea	<i>Pandalus danae</i>	50	sterfie	14410	Carls & Rice, 1984	
		Crustacea	<i>Pandalus danae</i>	50	?	16200	Bohem et al., 2001	
		L	Pisces	<i>Onchorhynchus mykiss</i>	50	sterfie	19000	Acquire
		Crustacea	<i>Cancer magister</i>	50	sterfie	22075	Carls & Rice, 1984	
		Crustacea	<i>Cancer magister</i>	50	sterfie	32000	McFarland & Peddicord, 1980	
		Crustacea	<i>Cancer magister</i>	50	sterfie	32955	Carls & Rice, 1984	
		L	tunicates	<i>Ascidia ceratodes</i>	50	sterfie	38000	McFarland & Peddicord, 1980
W		Polychaeta	<i>Neanthes succinea</i>	50	sterfie	48000	McFarland & Peddicord, 1980	
		L	Crustacea	<i>Crangon nigromaculata</i>	50	sterfie	50000	McFarland & Peddicord, 1980
		Crustacea	<i>Cancer magister</i>	50	?	71400	Bohem et al., 2001	
		Pisces	<i>Onchorhynchus mykiss</i>	50	sterfie	76000	Acquire	
		L	Crustacea	<i>Anisogammarus confervicolus</i>	50	sterfie	78000	McFarland & Peddicord, 1980
		L	Bivalve	<i>Mytilus californianus</i>	50	sterfie	96000	McFarland & Peddicord, 1980
W	L	Crustacea	mysid	50	sterfie	100000	Leuteman et al., 1989	
		Crustacea	<i>Pandalus hypsonotus</i>	50	sterfie	100000	Dames & Moore, 1978	

Wageningen Marine Research
T +31 (0)317 48 70 00
E marine-research@wur.nl
www.wur.nl/marine-research

Bezoekersadres:

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden



Wageningen Marine Research levert met kennis, onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek en advies een wezenlijke bijdrage aan een duurzamer, zorgvuldiger beheer, gebruik en bescherming van de natuurlijke rijkdommen in zee-, kust- en zoetwatergebieden.

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.600 medewerkers (6.700 fte) en 13.100 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.