



Deskstudie naar de mogelijke effecten van sedimentatie bij overvloei door zandwinning op macrobenthos nabij de 20 m. diepte

Auteurs: Dr. M.J.C. Rozemeijer, drs. S. Smith

Wageningen University &
Research Rapport C103/17

Deskstudie naar de mogelijke effecten van sedimentatie bij overvloed door zandwinning op macrobenthos nabij de - 20 m diepte

Auteur(s): Dr. M.J.C. Rozemeijer, drs. S. Smith

Publicatiedatum: 13/12/2017

Wageningen Marine Research IJmuiden, December, 2017

Wageningen Marine Research Rapport C103/17

Rozemeijer M.J.C., Smith S. (2017). Deskstudie naar de mogelijke effecten van sedimentatie bij overvloed door zandwinning op macrobenthos nabij de -20 m diepte. Wageningen UR (University & Research centre), Wageningen Marine Research rapport Rapport C103/17. 77 blz.

Keywords: zandwinning, overvloed, zand, sedimentatie, bedekking, slib, macrobenthos, vrijwaringszone, N2000.

Opdrachtgever: RWS Water Verkeer & Leefomgeving
T.a.v.: S. Marx
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/429102>
Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research Wageningen UR is ISO 9001:2008 gecertificeerd.

© 2016 Wageningen Marine Research Wageningen UR

Wageningen Marine Research, onderdeel van De Directie van Wageningen Marine Research is niet aansprakelijk voor	
Stichting Wageningen Research	gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten
KvK nr. 09098104,	van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen Marine
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.	Research opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van aanspraken van
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U	derden in verband met deze toepassing.
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285	Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven
	en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd
	worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder
	schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

Inhoud

Samenvatting	- 5 -
1 Inleiding	- 6 -
1.1 Probleemstelling	- 6 -
1.2 Leeswijzer	- 7 -
1.3 Disclaimer	- 7 -
2 Benthos-gemeenschappen en soorten	- 8 -
2.1 Macrobenthos	- 8 -
2.2 Hollandse kust – Offshore (> 20 m)	- 11 -
2.2.1 MWTL survey	- 11 -
2.2.2 WOT-survey	- 12 -
2.3 Hollandse kust – Kust/Offshore (< 20 m)	- 12 -
2.3.1 MWTL survey	- 12 -
2.3.2 WOT-survey	- 13 -
3 Overzicht van de ingreep-effect-relaties bij zandwinning	- 14 -
3.1 De ingreep effect relaties	- 14 -
4 Sedimentatie bij overvloed	- 16 -
4.1 Inleiding op sedimentatie van zand	- 16 -
4.2 Zandsedimentatie	- 16 -
4.3 Kan de vrijwaringsafstand aangescherpt worden?	- 18 -
4.4 Slibsedimentatie	- 18 -
5 Dosis effect relatie tussen zandsedimentatie en sterfte van macrobentahos	- 19 -
5.1 De mechanismen van sterfte door sedimentatie	- 19 -
5.1.1 Factoren van invloed op sterfte	- 19 -
5.2 Sedimentatiewaardes die overleefd worden door benthos	- 20 -
5.2.1 Concluderend omtrent grenswaarde voor bedekking	- 21 -
5.3 Effecten van slib: een kort overzicht	- 21 -
6 Scenario's van bescherming	- 23 -
6.1 Definitie van scenario's voor afweging	- 23 -
6.2 Definitie van criteria voor afweging	- 23 -
6.2.1 Zandsedimentatie	- 23 -
6.2.2 Slibsedimentatie	- 24 -
6.2.3 Benthos	- 24 -
6.2.4 Kosten	- 24 -
6.3 Scenario bespreking	- 25 -
6.3.1 Scenario 900m: uiterste rand slibsedimentatie	- 25 -
6.3.2 Scenario 300 m: uiterste rand zandsedimentatie	- 25 -
6.3.3 Scenario 50 m: beperkt risico voor slangsterren	- 25 -
6.3.4 Scenario 0 m: geen vrijwaringszone	- 25 -

6.3.5	Geen 10 cm scenario	- 26 -
7	Discussie, conclusie en aanbeveling	- 27 -
7.1	Zandsedimentatie	- 27 -
7.1.1	Sedimentatie berekeningen: worst case benadering	- 27 -
7.2	Slib	- 27 -
7.3	Benthos overleving na zand-sedimentatie	- 28 -
7.4	Vastgestelde normen dan wel gebruikte sedimentatie diktes voor besluitvorming	- 29 -
7.5	Conclusie	- 30 -
7.6	Aanvullend onderzoek	- 30 -
8	Kwaliteitsborging	- 31 -
	Literatuur	- 32 -
	Verantwoording	- 40 -
Bijlage 1	Schatting van de sedimentatie	41
Bijlage 2	Effecten van de sedimentatie	45
	Wat gebeurt er bij sedimentatie en factoren die de overleving bij sedimentatie beïnvloeden	45
	Het effect van sedimentatie op hoofdlijnen	45
	Fysiologisch: verhongering	45
	Fysisch: verdrukking en begraving.	46
	Chemisch: tolerantie vs. verstikking en vergiftiging.	47
Bijlage 3	Verzamellijst gebruikte literatuur	64

Samenvatting

In deze deskstudie is onderzocht bij welke sedimentatie belasting macrobenthos sterft als gevolg van sedimentatie veroorzaakt door de overvloed van zandwinning. Voor zandwinning voor suppleties is een uitvoeringskader gedefinieerd waarin een vrijwaringszone wordt gedefinieerd van 900 m westwaarts van N2000 gebieden. Op basis van de resultaten zijn verschillende scenario's gedefinieerd met verschillende vrijwaringszones op basis van verschillende criteria ter ondersteuning van een discussie tussen belanghebbenden.

Aanwezige soorten

Als eerste is bepaald welke macrobenthos soorten in de relevante zone zitten. Zandwinning gebeurt zeewaarts van de doorgetrokken -20 m NAP lijn waarbij nabij N2000 gebieden een vrijwaringszone voor sedimentatie wordt aangehouden van 900 m. Het zijn vooral soorten die ook in de meer dynamische kustgebieden en getijde gebieden voorkomen en die grote zand dynamiek en regelmatige sedimentatie van zand en slib gewend zijn.

Mate van belasting door sedimentatie

Daarna is de sedimentatie vanuit overvloed onderzocht. Als eerste is vastgesteld dat slib geen factor is in de sedimentatie. De slibgehalten in de bodem nabij de doorgetrokken -20 m NAP lijn zijn minder dan 2%. Het slib wat meegaat in de overvloed zal vooral wegstromen in een waterpluim nabij de zeebodem of een pluim in de waterfase en zeer weinig sedimenteren. Sterfte door incidentele slib sedimentatie is vanaf 1 tot 45 cms slib laagdikte. Zoveel slib sedimentatie zal niet gebeuren. Slib wordt daarom maar zeer beperkt behandeld.

Er zijn weinig metingen aan sedimentatie van zand door overvloed. Het beeld uit de literatuur is dat het niet zo belangrijk wordt gevonden en dat er meer aandacht gaat naar het gedrag van slib wat vooral een grote mobiele fase kent. Zowel uit de metingen als theoretische benaderingen via modellen komt de consistente suggestie dat dwars op de heersende stroming de sedimentatie niet veel meer is dan 300 meter. Dit getal van 300 meter is gebruikt in één van de scenario's voor een vrijwaringszone.

Voor zandsedimentatie in een zandwin-cyclus is daarnaast een worst case benadering aan sedimentatie berekend. Ook deze resultaten zijn gebruikt voor een scenario.

Dosis effect relaties

De effecten en mechanismen van sterfte door sedimentatie zijn beschreven in een bijlage en samengevat in een hoofdstuk. Ook wordt beschreven welke dieren bij welke sedimentatielaagdikte sterven. Gevoelig blijken sessiele dieren als mosselen en oesters maar die zijn weinig relevant omdat ze nabij de doorgetrokken -20 m NAP lijn niet of nauwelijks voorkomen. Gevoelig blijken Echinodermata (stekelhuidigen als zeesterren) als de gewone slangster (*Ophiura ophiura*) en de gewone zeeappel (*Psammechinus miliaris*). Bij 4 a 5 cm sedimentatie is al enige sterfte. Hierbij is de gewone zeeappel weinig relevant omdat deze nauwelijks voorkomt. De gewone slangster wordt als maatgevend genomen (relevante worst case). Het getal van 2 cm sedimentatie is dan ook gebruikt in een scenario.

De scenario's geven verschillende afstanden met overwegingen. In een discussie tussen belanghebbenden kunnen deze scenario's gebruikt worden, mocht er behoefte zijn aan een eventuele toekomstige aanpassing van het uitvoeringskader suppleties.

1 Inleiding

Zandwinning op zee met een trailing suction hopper dredger (TSHD) geeft effecten door het vergraven van substraat, verstoring door vaarbewegingen en aanwezigheid. De overvloed van water uit de beun van het baggerschip veroorzaakt een sedimentpluim. De sedimentpluim bestaat uit slib en zand dat sedimenteert op de bodem (Rozemeijer et al., 2013). Voor wat betreft de directe sedimentatie vanuit de pluim op de bodem bestaat de informatiebehoefte wat de effecten van de bedekking zouden kunnen zijn op het bodemleven in relatie tot N2000-doelen. Hoeveel is het effect en geeft dit aanleiding tot voorzorgsmaatregelen zoals bijvoorbeeld (bv.) een vrijwaringszone (Rozemeijer & Graafland, 2007, Koolstra et al., 2011).

In zandwingebieden die niet naast N2000-gebieden liggen mag er (bij ondiepe winningen) direct langs de doorgaande -20m lijn gewonnen worden. Bij diepe winningen dient er altijd 2 km uit de doorgaande -20m lijn gewonnen te worden (Ministerie Verkeer & Waterstaat (V&W), 2010). Bij N2000-gebieden wordt een vrijwaringszone voor zandwinning aangehouden van 900 m om effecten op het bodemleven te voorkomen (Ministerie Infrastructuur en Milieu (I&M), 2016, Koolstra et al., 2011). Hiermee wordt voorkomen dat er bedekking (en dus eventuele effecten) door sedimentatie van het bodemleven in N2000-gebieden ontstaat om daarmee de verbetering van de condities voor H1110b als habitat voor zwarte zee-eenden niet te verstoren (Jak et al., 2013, Ministerie van I&M, 2016).

Door het instellen van een vrijwaringszone worden effecten op bodemleven voorkomen. Gepaard gaat dat de baggerschepen verder moeten varen van de winlocatie naar de suppletie locatie. Hierbij wordt meer brandstof verbruikt, met bijbehorende kosten en hogere CO₂ uitstoot.

Sinds 2007 zijn er veel onderzoeken gedaan naar de effecten van sedimentatie op het bodemleven. RWS WVL heeft aan Wageningen Marine Research (WMR) gevraagd deze studies te gebruiken in een deskstudie en de concrete effecten op het bodemleven door sedimentatie door overvloed bij zandwinning op een rij te zetten en dit te vertalen in mogelijke scenario's van uitvoering

De uitkomst van deze deskstudie kan worden gebruikt voor een evaluatie van het uitvoeringskader zandsuppleties. De resultaten vormen de basis voor kaderstelling bij projecten met een noodzakelijkheid voor een eventuele vrijwaringszone. De studie is ook van nut voor een volgend Beheerplan Noordzeekustzone (NZKZ) voor de beheerplanperiode na 2022 (Ministerie I&M, 2016).

1.1 Probleemstelling

In onderliggende studie gaat het om de effecten van de directe sedimentatie door overvloed van zandwinning, en niet om de effecten van suppleties en andere effecten van de zandwinning. Meer specifiek zijn de onderstaande vragen door RWS Water Verkeer & Leefomgeving gesteld aan Wageningen Marine Research:

1. Wat zijn de effecten op het bodemleven van directe sedimentatie door pluim van de overflow bij zandwinning?
2. Hoe kunnen deze effecten worden verkleind of voorkomen?
3. Definieer verschillende scenario's van vrijwaringszone op basis van criteria.

1.2 Leeswijzer

Dit rapport is ingedeeld volgens een risico-benadering. De hoofdstuk indeling is als volgt:

1. Deze inleiding
2. Waar zitten welke soorten?.
3. Wat zijn de soort-specifieke ingreep-effect relaties?
4. Wat is de grootte van de ingreep (sedimentatie, de dosis)?
5. Wat is het effect op aanwezige soorten (dosis : effect relatie)?
6. Scenario's van vrijwaringszone
7. Discussie, conclusie en aanbevelingen.

Hoofdstukken 3 en 5 geven een samenvatting van een uitgebreid literatuuronderzoek weergegeven in Bijlage 2.

Dit rapport is afgebakend tot een beperkt deel van het mariene ecosysteem, nl het macrobenthos. Want:

- Een reden om gesloten gebieden te maken is de verbetering van de bodemkwaliteit voor macrobenthos. Overvloed door zandwinning is potentieel een verstoring die de kwaliteit kan verminderen.
- Macrobenthos klein is (mm tot cms) ten opzichte van de te verwachten belasting (centimeters zand per oppervlakte eenheid en daarmee kwetsbaar.
- Macrobenthos is dusdanig weinig mobiel is dat het niet weg kan vluchten, wat het kwetsbaar maakt.
- Macrobenthos is als mogelijk voedselbron voor vis en vogels in zijn algemeenheid.
- Schelpenbanken (macrobenthos) van belang zijn voor zwarte zee-eenden in het bijzonder (verbetering van de omstandigheden voor zwarte zee-eenden een reden is voor de bescherming van sommige delen van de bodem van de NZKZ).

1.3 Disclaimer

In dit document wordt met de tot nu toe bestaande kennis inzicht gegenereerd over effecten van zandwinning en het al dan niet voorkomen van effecten door het instellen van een vrijwaringszone. Latere studies kunnen leiden tot andere inzichten.

2 Benthos-gemeenschappen en soorten

Het doel van het huidige hoofdstuk is om een overzicht te geven van soorten om en nabij de -20 m lijn. Als eerste wordt macrobenthos in zijn algemeenheid beschreven en daarna wordt ingegaan op twee typen kustgemeenschappen rond de doorgetrokken -20 m NAP lijn. Dat is namelijk een overgangszone waar beide macrobenthos gemeenschappen voor komen (Leewis et al., 2017)).

2.1 Macrobenthos

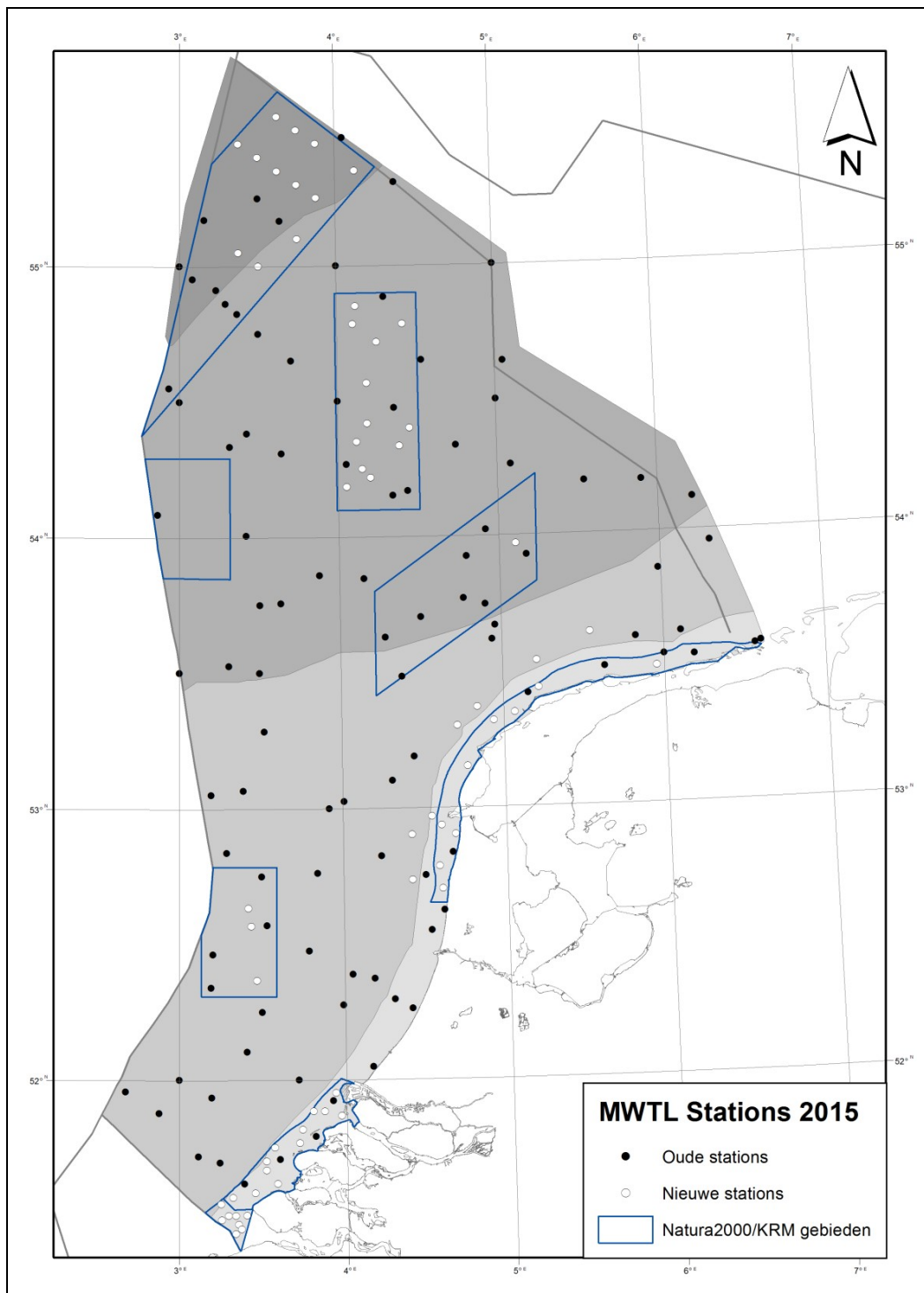
Macrobenthos is een verzamelnaam voor ongewervelde dieren die met het 'blote' oog te zien zijn, de zogenaamde macro-invertebraten. Soms wordt macrofauna gedefinieerd als alle ongewervelde dieren die achterblijven op een zeef met openingen van 0,5 mm x 0,5 mm. Macrofauna wordt gevormd uit soorten die op en in de zeebodem voorkomen zoals wormen, kreeftachtigen, weekdieren, waaronder de tweekleppigen, en stekelhuidigen. Omdat langs de Nederlandse kust zandwinning alleen is toegestaan voorbij de doorgetrokken -20 m NAP lijn, ligt de nadruk in dit rapport met name op die macrobenthische soorten die rond de doorgetrokken -20 m NAP lijn voorkomen. De gemeenschappen zullen op de grens van de doorgetrokken -20 m NAP lijn niet abrupt verschillen, daarom worden de soorten die enigszins binnen de doorgetrokken -20 m NAP lijn vallen ook meegenomen.

De macrobenthos in de Noordzee is in kaart gebracht op basis van data uit de MWTL monitoring (Tabel 1, Figuur 1), en het WOT monitoringsprogramma (Tabel 1, Figuur 2).

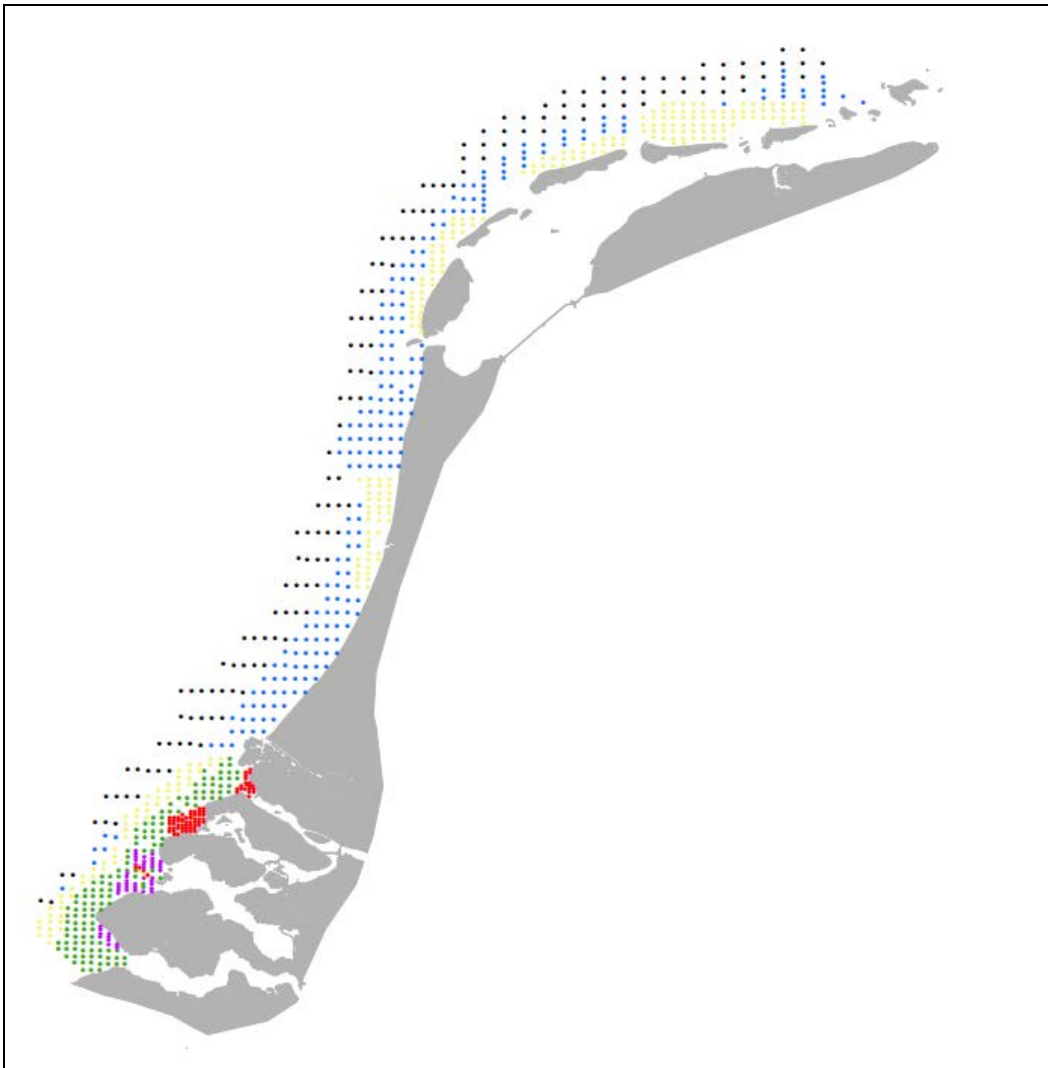
In dit rapport wordt de indeling gebruikt naar meetprogramma en type bemonstering. MWTL van RWS is uitgevoerd met een boxcorer (gericht op kleiner, slap macrobenthos zoals wormen en meiofauna, alles > 1mm). Het WOT programma is uitgevoerd met een bodemschaaf (gericht op groter, stevig macrobenthos zoals schelpen). Samen beschrijven ze verschillende aspecten van de benthos gemeenschap.

In meerdere studies worden twee macrobenthos gemeenschappen beschreven rondom de -20 m lijn: de Offshore gemeenschap en de Kustzone gemeenschap (Baptist et al., 2006; Tempelman et al., 2008, 2009a,b, Verduin et al., 2012, De Mesel et al., 2011; Goudswaard et al. 2011, Verduin & Leewis. 2013, Perdon et al., 2014, 2016, Leewis et al., 2017).

Tabel 1 Kort overzicht van de karakteristieken van het MWTL macrobenthos programma overzicht		
	MWTL-macrobenthos	WOT-schelpdiersurvey
Wanneer	3-jaarlijks	Jaarlijks
Hoeveel meetstations	164	855
Referentie	Leewis et al., 2017	Troost et al., 2017
Meetmethode	Reineck boxcorer	bodemschaaf
Bemonsterd oppervlak	0,078 m ²	15 m ²
Welke type benthos	Macrobenthos > 1mm	Schelpdieren
Ruimtelijk domein	Gehele kustzone	Kustzone



Figuur 1 Ligging van de stations in de Noordzee, met onderscheid tussen historische stations en de nieuw toe-gevoegde stations (voor de KRM). Zones van licht- naar donkergrijs Kustzone (COA) (< 20 m), Offshore (OFF), Oestergronden (OYS) en Doggersbank (DOG). (Lewis et al., 2017). Zandwinning vindt over het algemeen plaats op de grens tussen het kustgebied en het offshore gebied.



Figuur 2 De ligging van de 855 monsterpunten langs de Nederlandse kust in 2016. De verschillende strata worden weergegeven met verschillende kleuren.

2.2 Hollandse kust – Offshore (> 20 m)

2.2.1 MWTL survey

Tabel 2 geeft een overzicht van het macrobenthos aangetroffen in de verschillende zones. In het gehele offshore gebied werden in 2015 114 soorten gevonden, vergelijkbaar met eerdere jaren (Tempelman et al., 2008, 2009a,b, Verduin et al., 2012, Verduin & Leewis. 2013, Leewis et al., 2017). In het Offshore gebied werden in totaal 114 soorten gevonden met een gemiddelde dichtheid van 974 ind./m². De gemiddelde biomassa is 17.8 g AFDW/m². *Polychaeta* (Borstelwormen) en crustacea zijn in hoge dichtheden aanwezig (respectievelijk 380 en 385 individuen (ind.)/m² van de gemiddelde 974 ind./m². *Magelona johnstoni*, *Spiophanes bombyx*, *Notomastus latericeus* en *Nephtys cirrosa* waren in hoge dichtheden aanwezig (30 – 44%). Hoefijzerwormen bepalen in het offshore-gebied een belangrijk deel van de densiteit (11% van het aantal ind./m²) (Verduin & Leewis. 2013). Andere algemene soorten waren Amphipoda (*Urothoe poseidonis*, *Bathyporeia elegans*, *B. guilliamsoniana* en *U. brevicornis*). Vooral Echinodermata (10.5 g. AFDW/m² 53%) en bivalven (tweekleppigen) (4.7 g. AFDW/m²23%) vormen vooral de biomassa (Tabel 2).

Tabel 2 Kengetallen voor het macrobenthos gevonden bij de MWTL meting van 2015 voor alle stations in de Noordzee (Leewis et al., 2017)					
Alle stations	Totaal	Doggers Bank	Oester gronden	Offshore gebied	Noordzee kustzone
Aantal stations	164	19*	55	37	53
Mediane korrelgrootte (µm)	225	197*	134	313	267
Siltfractie (fr < 63 µm)	4,18	1,03*	9,87	0,83	1,52
Diversiteit					
Totaal aantal soorten	262	119	172	114	117
Gemiddeld aantal soorten	21	31	28	15	14
Shannon & Wiener diversiteit	2,30	2,85	2,61	2,14	1,90
Simpson's dominantie	0,18	0,10	0,14	0,19	0,25
Aantal individuen (ind./m2)					
Bivalvia	316,5	282,7	496,3	92,9	298,3
Crustacea	277,0	381,9	191,8	384,6	252,5
Echinodermata	166,6	319,2	352,0	22,9	19,8
Gastropoda	27,8	40,5	63,9	3,8	2,7
Overige	102,5	129,6	135,0	90,1	91,7
Polychaeta	438,4	561,4	421,0	379,8	453,3
Gemiddelde dichtheid**	1328,8	1715,2	1659,1	974,0	1118,3
Biomassa (g AFDW/m2)					
Bivalvia	14,4	3,0	2,5	4,7	37,5
Crustacea	1,9	0,2	4,2	0,4	1,2
Echinodermata	6,2	4,8	4,6	10,5	5,3
Gastropoda	0,1	0,1	0,1	0,0	0,3
Overige	0,4	0,7	0,6	0,1	0,1
Polychaeta	2,6	2,5	3,1	2,0	2,4
Gemiddelde biomassa**	25,5	11,3	15,1	17,8	46,8

Aan bivalven werden er met de boxcore de volgende soorten gevangen: *Abra alba*, *Donax vittatus*, *Ensis spec.*, *Ensis arcuatus*, *Ensis directus*, *Goodallia triangularis*, *Kurtiella bidentata*, *Lucinoma borealis*, *Macoma balthica*, *Petricola pholadiformis*, *Spisula subtruncata*, *Tellimya ferruginosa*, *Tellina pygmaea*, *Tellina fabula*, *Thracia papyracea*, *Venerupis senegalensis*.

Echinodermata (stekelhuidigen): hartegel/zeeklit (*Echinocardium cordatum*), zeeboontje (*Echinocyamus pusillus*), de kleine en de gewone slangster, respectievelijk *Ophiura albida* en *Ophiura ophiura*.

2.2.2 WOT-survey

De WOT schelpdierprogramma geeft een beter beeld van de bivalven bestanden omdat en het bemonsterde oppervlak groter is en er meer monsterpunten worden genomen. De meest voorkomende soorten die gevonden worden rondom de - 20 -30 meter zijn met name *Spisula solida* (in het noorden), *Spisula elliptica* (in het zuiden), venusshelven (*Chamalea striatula*) en zaagje (*Donax vittatus*). Vooral de zaagje begint rondom de -20 m lijn in dichtheid toe te nemen. De otterschelp (*Lutraria lutraria*) is ook een veelvuldig voorkomende soort tussen de -20 en - 30 meter lijn. *Dosinia sp.* zijn ook te vinden rondom de - 20 m lijn, maar dit zijn zeldzame soorten die in lage dichtheden voorkomen.

Belangrijke aspecten zijn dat de schelpdierbank vormende *Spisula subtruncata* (hierna *Spisula*) vooral tot de -15 m diepte voorkomt en zelden in hoge dichtheden bij de -20 m diepte. De bankvormende *Ensis directus* (hierna *Ensis*) komt nauwelijks voor (De Mesel et al. 2011, Houzieaux et al., 2011). De grote strandschelp (*Mactra corallina*) is een dieper water soort (K. Goudswaard pers. comm.). Deze wordt slechts weinig gevangen (in 2016 slechts 26 keer op de 855 stations, Perdon et al., 2016). De otterschelp komt in lage dichtheden voor (maar wel veel biomassa met zijn bouw die op *Mya arenaria* lijkt). Kokkels en mossels komen niet voor (Goudswaard et al., 2011, 2012, 2013, Perdon et al., 2014, 2016, Troost et al., 2017).

Gebaseerd op de soorten die voorkomen in het offshore gebied vóór de Hollandse kust is de volgende verdeling in voedingswijze een globale benadering: deposit feeders 69.2% (*Oligocheata*, *Polychaeta*, *Amphipoda*, *Echinodermata*), filter feeders 26.8% (*Phoronida*, overige *Crustacea* en *Bivalvia*), predators 3.4% (*Nemertea*, *Decapoda*, *Gastropoda*, *Hydrozoa*), en omnivoren 0.5% (*Mysida*).

2.3 Hollandse kust – Kust/Offshore (< 20 m)

2.3.1 MWTL survey

In de gehele kustzone werden in totaal 117 soorten gevonden met een gemiddelde dichtheid van 1118 ind./m². De gemiddelde biomassa is 46.8 g AFDW/m². De kustzone wordt in aantallen meer gelijkmatig verdeeld. Crustacea en Echinodermata vertegenwoordigen ieder zo ~25% en de Polychaeta zo'n 40%. Qua biomassa valt op dat bivalven ongeveer 80% innemen.

Als de stations nabij de -20m worden bestudeerd valt een verschuiving op naar Polychaeta, die 61% van de totale dichtheid innemen. *Magelona johnstoni* is daarvan de meest abundante soort (bepaalt ~25% van de totale dichtheid). Andere Polychaeta zijn *Capitella capitata*, *Phyllodoce mucosa*, *Spiophanes bombyx*, *Scoloplos armiger*, *Nephtys cirrosa*, *Lanice conchilega*, *Notomastus latericeus* en *Nephtys hombergii* en komen in hoge dichtheden voor in de kustzone. De gemiddelde dichtheid voor de *Ensis* is zeer hoog. Deze komt door hoge aantallen op enkele locaties. De kustzone bevat ook hoge dichtheden van Amphipoda (*Urothoe poseidonis*, *Bathyporeia elegans*).

2.3.2 WOT-survey

Dit is dezelfde beschrijving als de offshore gemeenschap met als belangrijk verschil dat kustwaarts de dichtheden *Ensis* en *Spisula* toenemen en otterschelp minder wordt. Kokkels en mossels worden wel dicht tegen de kust gevonden.

3 Overzicht van de ingreep-effect-relaties bij zandwinning

In dit hoofdstuk worden de ingreep-effect-relaties van sedimentatie door zandwinning toegelicht. Eerst wordt een totaal overzicht van de ingreep-effect-relaties van zandwinning gegeven waarbij de afbakening naar directe sedimentatie door overvloed nogmaals gebeurt. Daarna wordt de sedimentatie door overvloed beschreven en een "beste kwantitatieve schatting" wordt gegeven als input voor de later effect schatting. Daarna volgt een beschrijving van de mogelijke effecten van sedimentatie op verschillende taxa in het macrobenthos.

De informatie in dit rapport is een samenvatting van Bijlage 2.

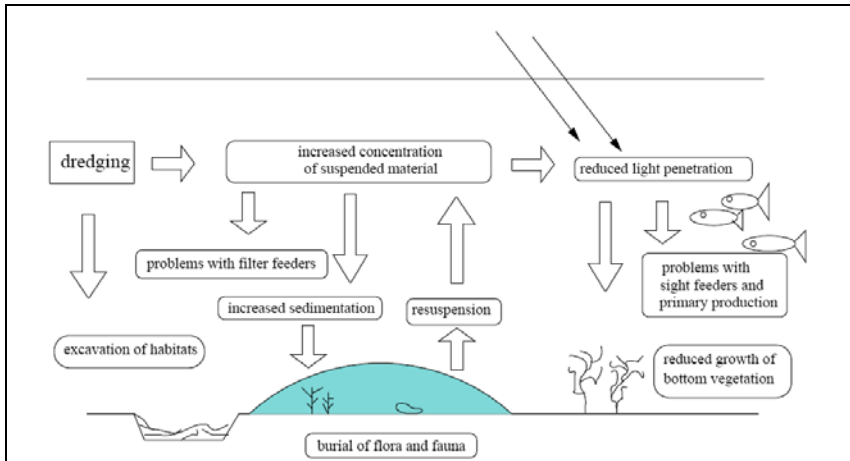
3.1 De ingreep effect relaties

Zandwinning heeft drie drukfactoren (**Figuur 3**), vernietiging, suspensie en verstoring (alle 3 met sub-factoren). Alleen op sedimentatie wordt ingegaan. Verwijdering, bedekking, emissies en verstoring vallen buiten de scope van deze studie. Sectie **5.3** geeft een korte samenvatting met literatuur waar meer gevonden kan worden omtrent de effectsporen van slib. In de MERren en vergunningen voor zandwinning wordt ook aandacht besteed aan de effecten op het bodemleven door zandwinning.

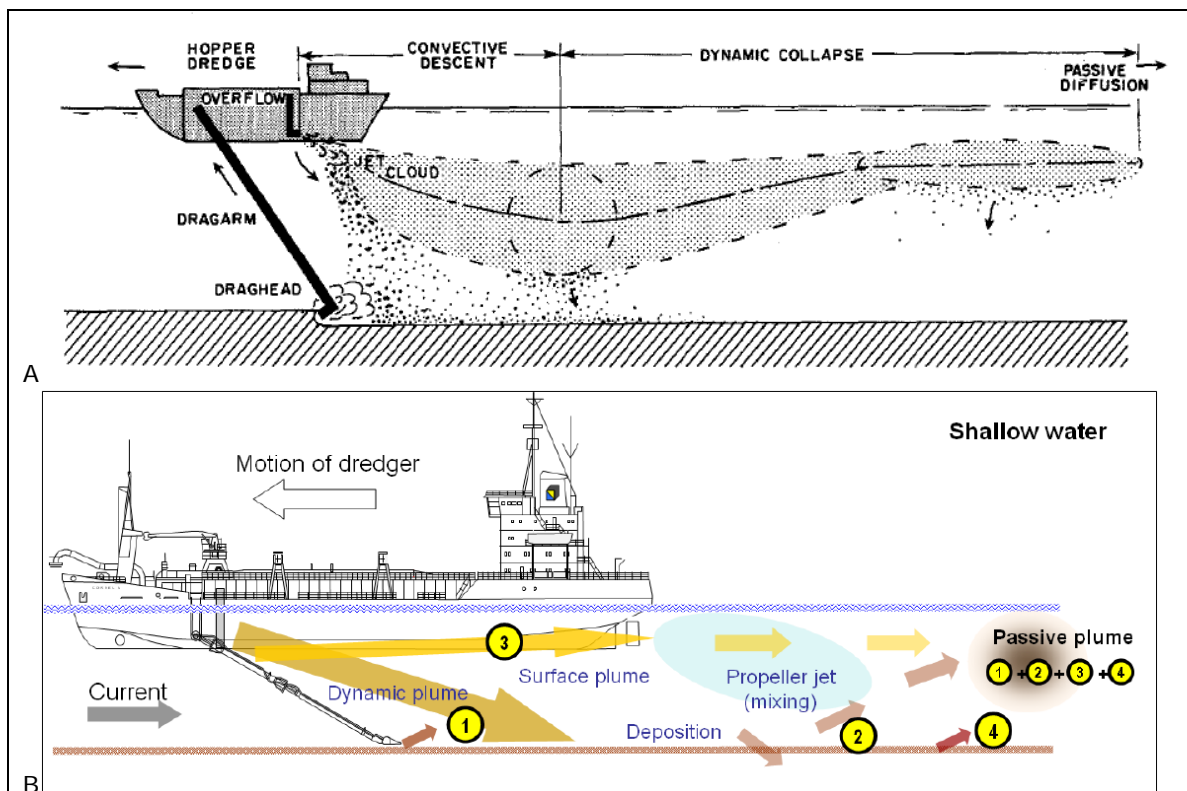
- 1) Vernietiging
 - a) Verwijdering

De toplaag van de bodem wordt weggezogen wat leidt tot het verdwijnen van de bovenlaag van de bodem inclusief de aanwezige soorten.
 - b) Sedimentatie/bedekking
 - i) Direct bij winnen: Via de overvloed komen zand en slib in de waterkolom (verlies van fijn zand en slib tijdens de winning). Het grootste gedeelte van het zand en een klein gedeelte van het slib zullen in en rondom de zandwinputten bezinken (**Figuur 4**). Deze bedekking kan leiden tot sterfte van de organismen als de laag te dik is of te lang blijft liggen. Meer informatie of de mechanismes van sterfte door bedekking wordt gegeven in sectie
 - ii) Suppleties: bij suppleties worden grote hoeveelheden zand gestort op plekken langs de kust. Hierbij sterft het benthos door bedekking. De lagen zijn zo dik dat niets zich naar boven kan graven. De effecten van suppleties vallen buiten de scope van deze studie.
- 2) Suspensie/vertroebeling:
 - a) In de overvloed van overtollig water zit veel slib (tot 400 g/l). Dit slaat voor een klein deel direct neer en een groter deel wordt meegenomen met de waterstromingen. Daar zal het een cyclus ondergaan van bezinken tijdens rustig weer en opwervelen tijdens harde wind, golven en stromingen. Als het slib opwervelt, verlaagt het slib het doorzicht in het water. Daarmee krijgen algen minder zonlicht. Dit verlaagt de primaire productie. Uiteindelijk is er minder voedsel beschikbaar voor het macrobenthos wat kan leiden tot verminderde groei en aanpalende effecten.
 - b) Daarnaast kan extra slib in de waterkolom van invloed zijn op filtermechanismen en -efficiëntie van filterfeeders.
- 3) Verstoring

De aanwezigheid van TSHDs (tijdens baggeren, transport, suppletie) leidt potentieel tot verstoring omdat dieren verstoord kunnen worden door de aanwezigheid, het geluid bovenwater of onderwater dan wel door het licht aan boord tijdens werken of navigeren ('s nachts).



Figuur 3 Schematisch overzicht van de ingreep-effect-relaties van zandwinning (uit Dankers, 2002).



Figuur 4 Het gedrag van de verschillende sedimenten bij zandwinning en overvloed. De zwaardere zanddeeltjes sedimenteren direct, het overgrote deel van het slib gaat verder als pluim meegevoerd met de stromingen in de waterkolom en sedimenteert (en resuspendeert) verderop (Figuur A: Nichols et al., 1990, Figuur B naar Aarninkhof et al. 2010, Spearman et al., 2011).

4 Sedimentatie bij overvloed

In dit hoofdstuk wordt het proces van overvloed beschreven. Op basis van literatuur en berekeningen worden enkele suggesties gedaan wat afstanden voor vrijwaringszones voor zandsedimentatie zouden kunnen zijn. Slib sedimentatie wordt zeer beperkt behandeld vooral om aan te tonen dat slibsedimentatie rond de -20 meter niet relevant is.

4.1 Inleiding op sedimentatie van zand

Zand en slib worden opgezogen met water en gedumpt in de beun van het zandwingschip. Het overtollig water bevat ook (fijn) zand en slib. Het overvloed-mengsel gaat deels verder als een dichtheidsgedreven pluim richting bodem en deels als passieve pluim naar de waterkolom (**Figuur 4**). Het gedrag van deze pluimen is afhankelijk van:

1. De baggertechniek, waaronder het type hopper, de wijze van overflow en operationele condities, zoals vaarsnelheid (snelheid op de grond).
2. Gevoeligheid voor suspensie en resuspensie van het bodemmateriaal zoals bv. het gemak waarmee het bodemmateriaal wordt verstoord en in suspensie blijft. Dit wordt grotendeels bepaald door de kenmerken van het sediment (geotechnisch, rheologische en microbiologische).
3. De gebaggerde hoeveelheden en het tijdsbestek waarin dit gebeurt (duur van de operatie).
4. De toestand van de bovenliggende wateren dwz waterdiepte, de -snelheid en bottomshear van het moment, turbulentie, temperatuur, golfklimaat, zoutgehalte etc.

4.2 Zandsedimentatie

Zand heeft een zeer hoge valsnelheid en valt snel weg uit beide pluimen (Desprez, 2000, Hitchcock & Bell, 2004, Kim & Lim, 2009, Stamou et al., 2009, Desprez et al., 2010, HR Wallingford, 2010, Harezlak et al., 2012). Dit vallen wordt versneld door de dichtheidsgedreven stroming¹ vanuit de pijp naar de bodem (**Figuur 4**). Over de afstanden en hoeveelheden van sedimentatie van zand werden slechts twee referenties met metingen gevonden en enkele referenties met suggesties op basis van theorie. Het lijkt daarmee niet goed onderzocht. Uit het onderstaand overzicht wordt eerst een worst case benadering afgeleid en vervolgens een kwantitatieve schatting van hoeveel sedimentatie kan zijn (in cm of g/per oppervlak) op welke afstand dwars van het schip.

De studie van Gajewski & Uscinowicz (1993, **Figuur 5**) laat zien dat na 300 meter vanaf de overvloed nauwelijks gesedimenteerd zand te vinden is (-0.6 tot ~4 g/m²). De meeste sedimentatie vindt plaats direct nabij de TSHD en neemt dan snel af. Locatie van de TSHD ten opzichte van (tov) de stroming bepaald aan welke zijde de meeste sedimentatie plaats vindt. Zandconcentraties in de pluim zijn gelijk aan achtergrondconcentraties na 250 meter (Hitchcock & Bell, 2004, Newell et al., 2004a,b). Poiner & Kennedy (1984) beschrijven dat de pluim dwars op de stroomrichting zelden breder is dan 200 m. Stamou et al. (2009) berekenden dat na 250m het zand in de kolom de natuurlijke achtergrondconcentraties heeft bereikt en dat het zand uit de overvloed gesedimenteerd is. Ook Wallingford (2010) stellen 250 m als de maximum range voor passieve sedimentatie.

¹ Het overvloedwater heeft een hogere dichtheid dan zeewater door de belading met zand en slib. Hierdoor valt het naar beneden.

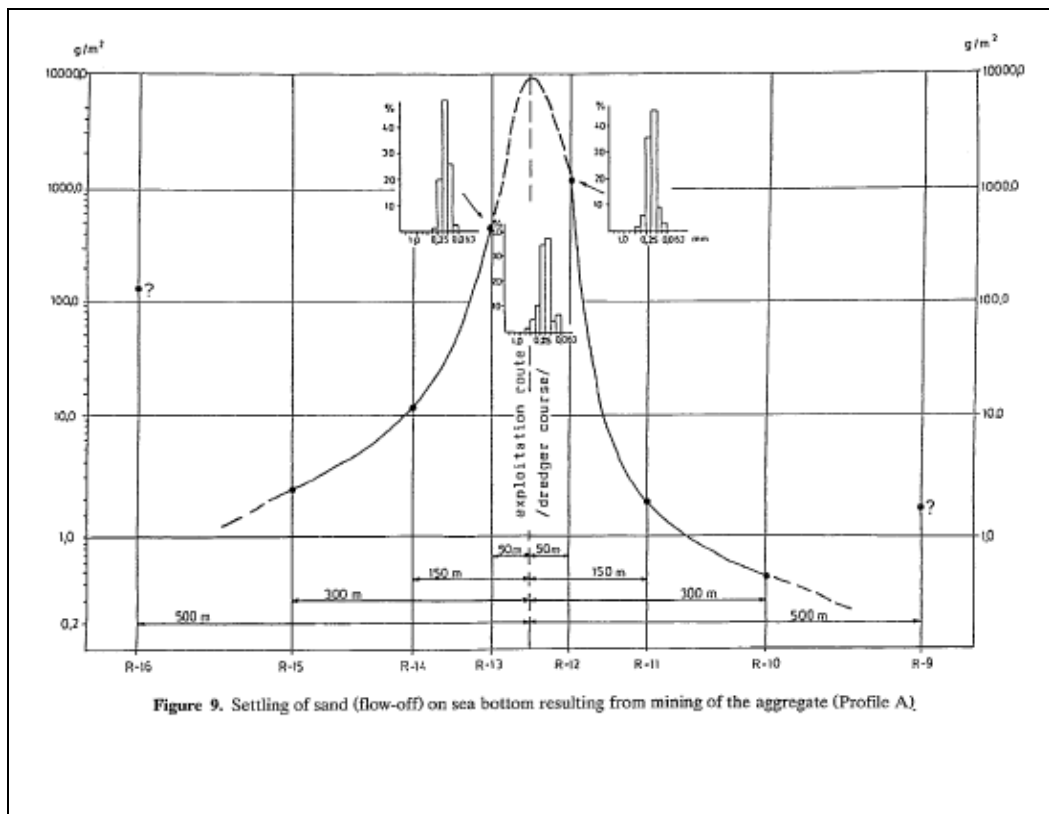


Figure 9. Settling of sand (flow-off) on sea bottom resulting from mining of the aggregate (Profile A)

Figuur 5 Dwarsdoorsnede van de sedimentatie van de overflow van een hopper (Gajewski & Uscinowicz, 1993).

Echter als er langdurig zeer veel zand gewonnen wordt op één plek (bv 14 Milm³ in twee jaar, Poiner & Kennedy, 1984) dan wel als er veel zand en slib expres weggespoeld wordt zoals in het geval van grindwinning (> 50% van het opgezogen materiaal, Evans, 2002, Newell et al., 2002, Newell & Seiderer, 2003) is de 250-300 m richtlijn niet van toepassing. In dergelijke gevallen kan de zandsedimentatie op grotere afstand worden waargenomen, en dan met name in de stroom richting, niet dwars op de stroomrichting (Poiner & Kennedy, 1984). Beide situaties zijn echter niet relevant in de Nederlandse situatie. Grote winningen vinden plaats op 2 km afstand van de doorgetrokken -20 m NAP lijn en grind wordt niet gewonnen op zee, is ook niet aanwezig nabij de doorgetrokken -20 m NAP lijn. Grind wordt gevonden op de Klaverbank en eventueel de Borkumse stenen. Daarnaast vindt winning plaats met de stroomrichting mee parallel aan de doorgetrokken -20 m NAP lijn, de sedimentatie stroming dwars is daarmee relevant.

Op basis van bovenstaande kan worden verondersteld dat het zand uit de overvloed op een afstand van 250 en 300 meter gesedimenteerd zal zijn. De afstand van 300 meter wordt in deze studie opgenomen als een "worst case" vrijwaringsafstand. Deze afstand wordt toegepast in de definitie van scenario's later in dit rapport.

4.3 Kan de vrijwaringsafstand aangescherpt worden?

Deze worst case benadering uit sectie Zandsedimentatie kan wellicht nog bijgesteld worden. Veel benthos van de Nederlandse kustzone kan namelijk een bepaalde mate van bedekking tolereren (Bijkerk, 1988). Daartoe is het nuttig te schatten wat de 'feitelijke' sedimentatie is op welke afstand bij winning van een zandvak. De gegevens van Gajewski & Uscinowicz (1993, **Figuur 5**) zijn vervolgens nader geanalyseerd om vanuit gemeten éénmalige sedimentatie de sedimentatie-laag bij een normale winning te berekenen (Bijlage 1). Het doel is om met deze berekening de nu worst case scenario vrijwaringsafstand van 300 m beargumenteerd bij te stellen. Bijlage 1 laat zien dat afhankelijk van hoeveel aanleverend oppervlak wordt meegerekend de zandsedimentatie op 50 m 2 tot 4 cm/m^2 is bij de uitputting van een bepaalde zandwinvak grootte (**Tabel 5**). Op 150 m vanaf de rand van het wingebied is de sedimentatie 0.03 tot 0.06 cm/m^2 .

Met behulp van de ecologische gegevens in sectie 5.2, zal aangetoond worden dat de theoretische afstanden uit sectie 4.2 scherper gesteld zouden kunnen worden.

4.4 Slibsedimentatie

Van slib is het twijfelachtig of er rond de -20 m veel sedimenteert bij zandwinning. De meeste studies laten zien dat slib weg stroomt (**Figuur 4**, Gajewski & Uscinowicz 1993, Newell & Seiderer, 2003, Hitchcock & Bell, 2004, Stamou et al., 2009, Wallingford, 2010). De slibgehaltenes van de gekozen winvakken in de Noordzee zijn vergelijkbaar met die in de studie van Gajewski & Uscinowicz (1993). Daarmee zijn de processen van overvloed van hoppers op de Noordzee enigszins vergelijkbaar te stellen met die als beschreven in Gajewski & Uscinowicz (1993). De figuur uit Gajewski & Uscinowicz (1993) maakt dan duidelijk dat slib zeer weinig bedraagt aan de sedimentatie en daarmee aan het mogelijke impact van begraving van benthos door sediment. Rozemeijer & Graafland (2007) berekenden dat per TSDH lading een extra slibsedimentatie kan optreden van 15 g/m^2 waar 750 g/m^2 slib sedimentatie de natuurlijke dynamiek is ($\pm 2\%$). Dit is dermate weinig slib extra dat het niet relevant werd beschouwd in relatie tot de te verwachten impact van sedimentatie door zand. Daarnaast laten Rozemeijer en Graafland (2007) zien dat op **900 m** dwars op de winningsrichting geen slibsedimentatie meer plaats vindt. Ook dit is een potentieel criterium om scenario's te definiëren.

5 Dosis effect relatie tussen zandsedimentatie en sterfte van macrobenthos

Bijlage 2 geeft een uitgebreid overzicht van de verschillende aspecten van de effecten van sedimentatie op benthos. Dit hoofdstuk geeft een samenvatting daarvan. Het gaat allereerst in op algemene principes van sterfte door sedimentatie, aangevuld met factoren die van invloed zijn op sterfte door sedimentatie. Daarna wordt een samenvatting gegeven van Bijlage 2 waarin een review wordt gegeven van de sterfte van verschillende soorten bij variërende sedimentatie. In dit hoofdstuk wordt een voorstel gedaan voor een grenswaarde in sedimentatie. Daarna wordt het effect van slibsedimentatie kort behandeld vooral met het doel aan te tonen dat het in de situatie rond de -20 m niet relevant is.

5.1 De mechanismen van sterfte door sedimentatie

Het zand afkomstig van het overvloedig sedimenteert op de zeebodem en bedekt het bodemleven. De meeste benthische soorten komen voor in de bovenste 10 cm van de zeebodem en zijn gebaad bij een connectie met het water o.a. voor de uitwisseling van zuurstof en afvalstoffen en het verkrijgen van voedsel (Miller et al., 2002). Wanneer er sprake is van bedekking door sedimentatie zorgt dit voor een extra laag sediment op de zeebodem, wat de connectie met de oppervlakte kan verhinderen. Afhankelijk van de dikte van de sedimentatie-laag zal dit effect hebben op de verschillende benthische soorten. Is de laag te dik dan kan dit leiden tot sterfte van het bodemleven.

Sedimentatie kan voor het bodemleven zowel fysiologische, fysische als chemische gevolgen hebben. Redenerend vanuit de fysiologie kan sterfte optreden door verhongering omdat er geen voedsel beschikbaar is. Redenerend vanuit de fysica kan sterfte optreden door verdrukking en begraving. Redenerend vanuit de chemie kan sterfte optreden door verstikking en vergiftiging (zie Bijlage 2).

5.1.1 Factoren van invloed op sterfte

Er zijn verschillende aspecten die van invloed zijn op de overlevingskans van organismen nadat ze zijn begraven door een laag sediment (Bijkerk, 1988):

- De dikte van de sediment laag: hoe dikker hoe meer gewicht en hoe minder uitwisseling met de waterkolom.
- De fysische eigenschappen van het sediment (korrelgrootte): de korrelgrootte bepaalt de uitwisseling en ook het gemak van uitgraven.
- De frequentie waarmee sediment wordt afgezet in relatie tot graafsnelheid van het benthos bepaalt de mate van bedekking.
- Watertemperatuur/seizoen bepaalt het metabolisme van het dier en daarmee de behoefte aan zuurstof en afscheiding van afvalstoffen.
- De soort: de ene soort is beter in staat met sedimentatie om te gaan dan de andere. Soorten die in een dynamische omgeving leven hebben een grotere tolerantie.

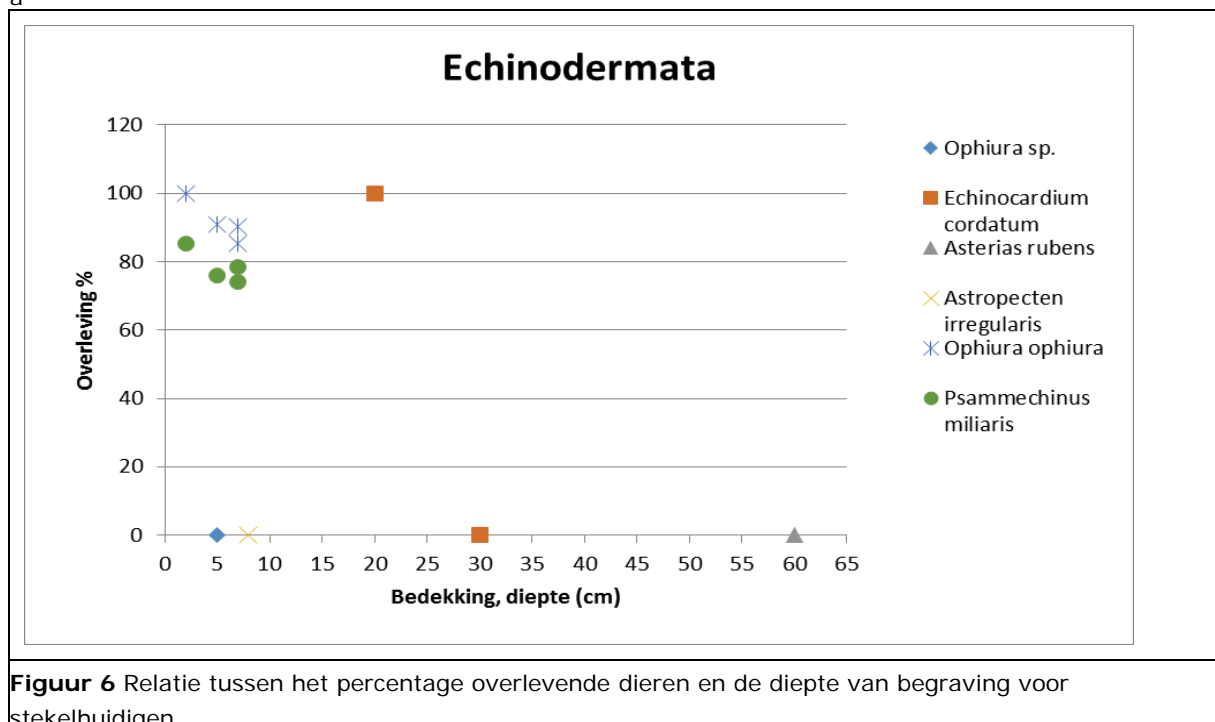
Bij overvloedig wordt in een korte tijd een laag afgezet waardoor dieren geplet kunnen worden. Of de verschillende soorten wel of niet geplet worden bij een bepaald gewicht is afhankelijk van hun bouw en hoeveel druk dat zij kunnen weerstaan. Wordt het macrobenthos alleen maar begraven dan zullen de bodemdieren voldoende verticaal moeten kunnen migreren om te overleven. Meerdere studies zijn uitgevoerd om van verschillende benthische organismen de ontsnappingscapaciteit na begraving te meten (Maurer, 1982, Bijkerk, 1988; Essink, 1999; Wilber et al., 2007). Deze laten zien dat de

sedimentatie-laag waarbij organismen kunnen overleven is afhankelijk per soort en van de samenstelling van het sediment (OSPAR, 2008). Er is een maximale dikte van sediment die de bodemdieren kunnen overwinnen door middel van ontsnappingsmechanismen zoals zwemmen of graven. Worden dieren begraven tot op een diepte die groter is dan deze 'fatale' diepte, dan zijn de overlevingskansen minimaal. Sectie 5.2 en Bijlage 3 geven een overzicht waarin de fatale dieptes per soort worden opgesomd, onderverdeeld in zand en slib. Voor eenzelfde soort kan de fatale diepte in zand verschillen van de fatale diepte in slib. Dit heeft te maken met de fysieke eigenschappen van het sediment. Hoewel meerdere benthische soorten beschikken over ontsnappingsmethoden, kost dit energie en is hiervoor tijd nodig.

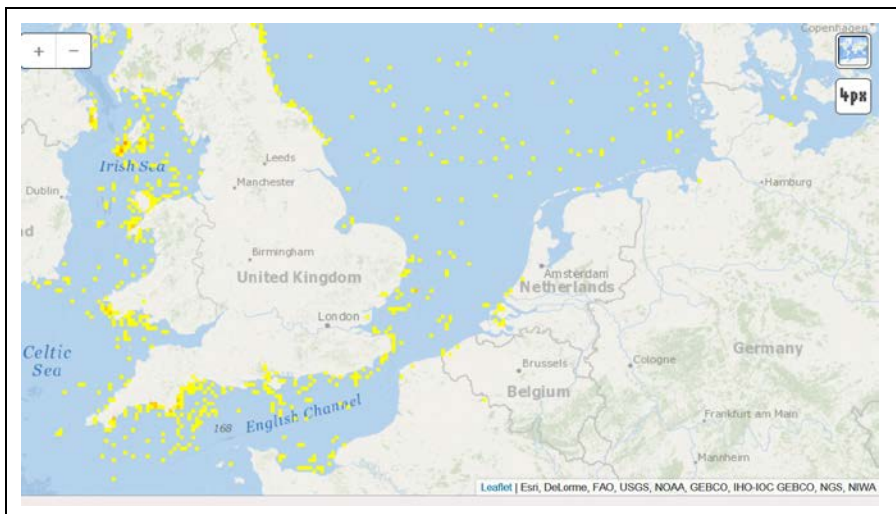
5.2 Sedimentatiewaardes die overleefd worden door benthos

Uit Bijlage 2 blijkt dat de meeste tweekleppige schelpdieren een sedimentatie-laag (zand) van 10 cm moeten kunnen overleven. Dit geldt met name voor de soorten die nabij -20 m worden aangetroffen. Alleen soorten die voorkomen in slibbige omgevingen, zijn kwetsbaar voor zandsedimentatie maar die zijn niet relevant omdat deze hier niet voorkomen (Bijlage 2, Bijlage 3). Een soort van zorg is de otterschelp, waarover weinig informatie beschikbaar is. Deze soort komt nog niet in hoge dichtheden voor (over het algemeen < 5 individuen m⁻²) maar wordt wel steeds belangrijker (Perdon et al., 2014, 2016). Aangezien ze op de strandgaper lijken, zijn de strandgaper resultaten als proxy gebruikt. De strandgaper overleeft nog 100% bij 4 cm sedimentatie-laag. Vanaf 5 cm kan sterfte optreden (**Figuur 17**). Daarom wordt voor otterschelp eventueel 5 cm sedimentatie wordt aangehouden als grenswaarde. Voor de andere diergroepen gelden de volgende grenswaarden: Gastropoda: 10 cm, Polychaeta: 15cm, Crustacea: 15 cm; sessiele soorten: 1,5 – 2 cm (Bijlage 2).

a



De cruciale groep is de Echinodermata (stekelhuidigen). De zeeklit (*Echinocardium cordatum*) overleeft 20 cm (Bijlage 2, **Figuur 6**). Gevoelig blijken de gewone slangster (*Ophiura ophiura*) en de gewone zeeappel (*Psammechinus miliaris*). Bij 2 cm sedimentatie is er tot 6% sterfte, en er wordt ook gerapporteerd dat ze na ingegraven boven kunnen komen (Boos et al., 2010, Last et al., 2011, Hendrick et al., 2016). Bij 5 cm sediment is de sterfte ongeveer gelijk 7%. In het onderzoeksgebied is de gewone zeeappel echter weinig relevant omdat deze nauwelijks voorkomt (**Figuur 7**). Uitgaande van 2 tot 5 cm sedimentatie op de gewone slangster, wordt op basis van **Figuur 4** en **Tabel 5** het getal van 4 cm sedimentatie op 50 m afstand van het zandwinvak gebruikt in een scenario in hoofdstuk 6.



Figuur 7 Aanwezigheid van de gewone zeeappel (*Psammechinus miliaris*), verkregen via <http://eol.org/pages/599663/maps> (op 21-01-15).

5.2.1 Concluderend omtrent grenswaarde voor bedekking

Een 5 cm bedekking met zand afkomstig van overvloed zal weinig tot geen effect hebben op het bodemleven. Wel enige Echinodermata soorten kunnen effect ondervinden. Ook de otterschelp kan eventueel effect ondervinden. De overige soorten lijken niet gevoelig voor sedimentatie. **Tabel 5** in Bijlage 1 geeft een overzicht van berekende sedimentatie-laag-diktes. De sedimentatie-laag-dikte van 5 cm op basis van ecologie komt het meest overeen met de 4 cm berekende sedimentatie op 50 m afstand vanaf de rand van het wingebied (**Tabel 5**). Met deze 4 cm als maat is de potentiële impact op bv otterschelp naar verwachting ook weer minder.

5.3 Effecten van slib: een kort overzicht

Deze sectie geeft een zeer bondige samenvatting van de effecten van slib. Het is bondig omdat slib een niet relevant effectspoor is (zie ook sectie 4.4). Er zal niet ingegaan worden op een grenswaarde omdat dat een apart, uitgebreid onderzoek is. De geciteerde literatuur geeft meer inzicht in de effecten wanneer gewenst. Slib heeft de volgende effecten in de Nederlandse situatie:

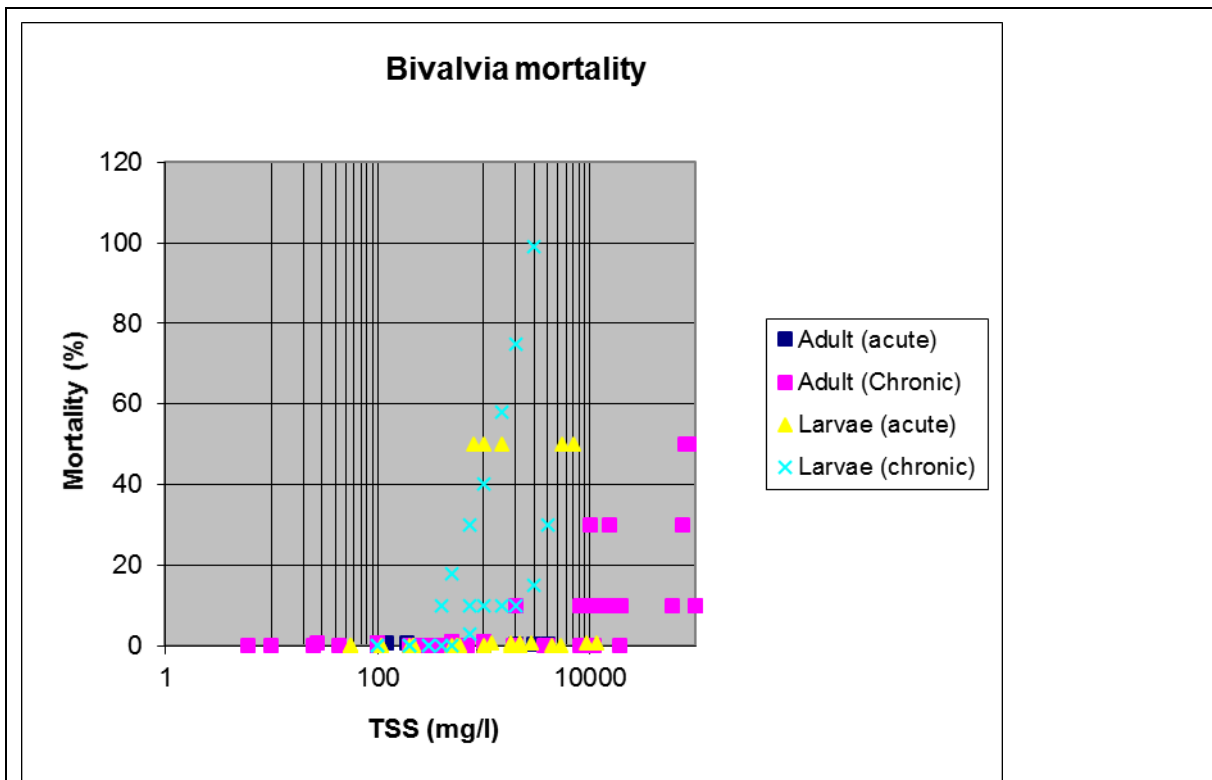
1. Sedimentatie (bedekking) en gepaard gaande effecten.
2. Verlaging van de beschikbare hoeveelheid voedsel door dat het licht wegneemt en daarmee de primaire productie verlaagd.
3. Effecten als verstikking van het kieuwapparaat, verminderde zuurstof- en voedselopname, verspilling van energie door het verwerken van overmatig slib.

Ad 1: Aangaande sedimentatie geeft Bijkerk (1988) een goed overzicht. Voor sessiele dieren geldt ook dat ze slechts 1-3 cm sedimentatie door slib kunnen overleven. Voor de overig macrobenthos gaat het om 8cm en meer laagdikte. Voor slangsterren is geen informatie gevonden. Rozemeijer & Graafland (2007) berekenen dat door zandwinning een extra slibsedimentatie kan optreden van 15 g/m² waar 750 g/m² slib sedimentatie de natuurlijke dynamiek is ($\pm 2\%$).

Ad 2: In het MER voor winning suppletie zand (van Duin et al., 2012, 2017) is modelmatig onderzocht wat de mogelijke effecten van extra slib in de kolommen waren op de groei van *Ensis*. Dit bleek bij de

een gebruikelijke zandwinprogramma (tot 25 m³ gezamenlijk voor Rijkswaterstaat en derden per jaar) tot 5-10% mindere groei te geven op de groei van *Ensis* (van Duren et al., 2017).

Ad 3: Voor de overige effecten zijn ook meerdere studies uitgevoerd. **Figuur 8** vat deze getallen samen voor tweekleppigen. Voor larven van bivalven beginne de eerste effecten bij 400 mg/l chronische belasting. Voor adulte bivalven is dat bij 2000 mg/l chronische belasting. Rozemeijer & Graafland (2007) laten zien dat de veranderingen in slibconcentraties door geen wezenlijke veranderingen zijn ten opzichte van de natuurlijke dynamiek. Daarnaast suggereren ze ook een veilige norm van 150 m/l. Die wordt slechts af en toe gehaald onder stormcondities, als een natuurlijk aspect.



Figuur 8 relatie van de sterfte van verschillende soorten schelpdieren versus gesuspenseerd slib (TSS, mg/l). De tests zijn gedaan bij adulten en larven, onder chronische belasting en acute belasting met gesuspenseerd slib, (data uit Anonymys (2003) en Wilber & Clark (2001), figuur uit Rozemeijer & Graafland (2007)).

6 Scenario's van bescherming

Om het benthos in N2000-gebieden te beschermen zijn er meerdere scenario's mogelijk. In dit hoofdstuk worden een aantal scenario's beschreven. Alhoewel de criteria kwantitatief geschaald worden is het niet de bedoeling de uitkomsten voor de criteria op te tellen. De scenario's zijn zeker niet kwantitatief bedoeld. De scenario's en ingevulde criteria bieden een uitgangspunt voor discussie en overweging zodat de verschillende belanghebbenden een afweging kunnen maken.

6.1 Definitie van scenario's voor afweging

Een viertal scenario's is gedefinieerd op op relevante afstanden uit de review.

- **Scenario 900m:** op 900m op vindt geen slibsedimentatie meer plaats. Dat is de huidige maat in het beheerplan en de uitvoeringspraktijk nabij N2000-gebieden (Ministerie I&M, 2016, Koolstra et al., 2011).
- **Scenario 300m:** In secties 4.1 en 4.2 worden de uiterste grenzen van zandsedimentatie gesteld op 300m op basis van metingen en modellen (die afstand wordt ongeveer bevestigd door onze berekeningen in **Tabel 5**). Het is daarmee een potentiële vrijwaringsafstand.
- **Scenario 50m:** in **Tabel 5** worden de resultaten van eigen berekeningen geven waarin het duidelijk wordt dat op 50m ~4 cm zand sedimenteert. Deze sedimentatiedikte leidt eventueel tot 7% sterfte bij de gewone slangster (*O. ophiura*) en mogelijk ook de otterschelp. Al het andere aanwezige benthos zal het overleven (sectie 5.2).
- **Scenario 0m:** Deze afstand staat gelijk aan de huidige uitvoeringspraktijk voor zandwinningen die niet aan een N2000-gebied grenzen. Het is daarmee ook een relevant scenario om te behandelen.

6.2 Definitie van criteria voor afweging

Er zijn vier criteria gedefinieerd: **zandsedimentatie** (op welke afstanden vindt hoeveel sedimentatie plaats); **slibsedimentatie** (op welke afstand vindt slibsedimentatie meer plaats, om te kunnen vergelijken met Koolstra et al. (2011), Rozemeijer & Graafland (2007)); **Benthos:** bij welke druk/pressure (lees welke afstanden) gaat benthos dood of overleefd het juist wel; **Kosten** een vrijwaringsafstand betekent een kostenpost (Ministerie VenW, 2009). Hoe worden de verschillende vrijwaringsafstanden gewaardeerd in relatie tot kosten? In de verschillende scenario's wordt genormeerd volgens een 3 punten schaal. Hierbij is de grootste negatieve effect 3 punten. Per criterium geldt t dan een lineaire of non-lineaire schaling. Hieronder volgt een nadere uitleg per scenario-criterium waar de inschaling per criterium wordt uitgelegd.

6.2.1 Zandsedimentatie

Voor zandsedimentatie werden twee afstanden genoemd: 300m, daar waar geen zand meer sedimenteert en 50 m waar ~4 cm sedimenteert wat leidt tot 7% sterfte bij enkel de gewone slangster (*O. ophiura*). Sedimentatie blijkt een non-lineair proces (**Figuur 5**). De eerste paar meters sedimenteert heel veel. Op 0m is de sedimentatie tot 6 cm per track van een TSHD. Bij meerdere tracks (3 tot -2m verdieping) wordt de 10 cm sedimentatie grens die meerdere soorten overleven (Bijkerk, 1988, Bijlage 2) snel overschreden. De afstand 0m scoort daarom 3 punten (geschat 100,000 g/m² sedimentatie) Om recht te doen aan het non-lineaire karakter scoort de afstand 50m 0.5 (geschat 4,000 g/m² sedimentatie, ±4% van de 0m sedimentatie, wellicht is 0.05 beter op zijn plaats).

6.2.2 Slibsedimentatie

Voor slibsedimentatie wordt een afstand gedefinieerd: 900m, daar waar geen slib meer sedimenteert (Rozemeijer & Graafland, 2007). Afstanden van $\geq 900m$ scoren 0. De afstanden 300 m en 50m scoren ook 0 omdat er geen effect te verwachten is van de geringe slibsedimentatie onder de omstandigheden van winning van zand op de Noordzee nabij de -20m diepte (max. 2% van de achtergrond sedimentatie, sectie 4.4, Rozemeijer & Graafland, 2007). Op 0m draagt slib draagt slib enigszins bij aan de totale sedimentatie en scoort daarom 1 (als is de bijdrage minder dan $>>17\%$, **Figuur 5**).

6.2.3 Benthos

Voor benthos worden drie waarderingen gedefinieerd: $\geq 300m$, daar waar geen zand meer sedimenteert en zeker geen effect is: 0 punten. Op 50 m waar ~ 4 cm sedimenteert wat leidt tot 7% sterfte bij slechts één soort de gewone slangster (*O. ophiura*). De afstand -50 scoort 1 omdat er slechts 1 soort sterfte vertoont bij $\sim 4cm$ bedekking waar de meeste soorten 10 cm of meer tolereren (Bijlage 2). Wellicht dat ook otterschelp nog last ondervindt maar de dichtheid aan otterschelpen is ook laag (Perdon et al., 2014, 2016, Troost et al., 2017). Voor otterschelp wordt geen sterfte verwacht met 4 cm sedimentatie (met de strandgaper als model, **Figuur 17**). Op 0 m geeft één passage van een TSHD >6 cm sedimentatie (**Figuur 5**). Meerdere passages zullen leiden tot $>10cm$ bedekking wat voorbij de grenswaarde van Bijkerk (1988) is: 3 punten.

6.2.4 Kosten

Vaarafstanden bepalen mede de kosten van suppleties. Iedere kilometer extra kan tot 4% extra kosten geven van het totaal budget van een suppletie. Startend bij vrijwaringsafstand die nu gebruikt wordt nabij N2000-gebieden (900m op basis van afstand voor slibsedimentatie) en lineair doorredenerend is 900m: 3, 300m: 1 en 50: 0.5 en 0m: 0.

Tabel 3 Overzicht van de vier gedefinieerde scenario's die gedefinieerd zijn op relevante afstanden uit de review. De scenario's zijn vernoemd naar de afstand (in m). waardering van de criteria naar verschillende afstanden. Omdat de schaling enigszins arbitrair is worden worden de getallen niet gesommeerd. Het gaat ook niet om iets te maximaliseren, het gaat om een afweging tussen kosten en de mate van bescherming. De schatting is eerder bedoeld om per criterium in discussie een afweging te maken.

Scenario	900m	300m	50m	0m
Criterium				
Zandsedimentatie	0	0	0.5	3
Slibsedimentatie	0	0	0	0.5
Benthos	0	0	1	3
Kosten	3	1	0.5	0

6.3 Scenario bespreking

In deze sectie worden de verschillende scenario's besproken en met elkaar vergeleken. Er wordt ook nog even kort stil gestaan bij een sedimentatiewaarde van 10cm.

6.3.1 Scenario 900m: uiterste rand slibsedimentatie

In de eerste notitie waar een vrijwaringszone werd gesuggereerd (Rozemeijer & Graafland, 2007) en in het uitvoeringskader voor suppletie (Koolstra et al., 2011), is het uitgangspunt dat ieder risico gemedend wordt ook dat van slibsedimentatie (zand- en slibsedimentatie ieder 0, **Tabel 3**). Dit resulteert in een afstand van 900m. Met een dergelijke afstand wordt verzekerd dat ook soorten als slangsterren en de otterschelp geen effect ondergaan (criterium Benthos: 0). Een tweede voordeel is dat het binnen de contouren van huidig beleid blijft (Ministerie I&M, 2016)). Het nadeel is dat de uitvoeringskosten voor baggeren hoger zijn door de langere transportweg (criterium kosten: 3, voor het scenario 300m bv 1). In de benadering in de Beleidsnota Noordzee 2009-2015 (Ministerie VenW, 2009) wordt bv. gesteld dat elke extra vaarkilometer een winning 4% duurder maakt. De kosten zijn hoger bij deze mate van bescherming in vergelijking tot kleinere vrijwaringsafstanden. Kleinere afstanden bieden dezelfde mate van bescherming.

6.3.2 Scenario 300 m: uiterste rand zandsedimentatie

Volgens de waarnemingen en transportmodellen vindt op 300 meter stromingsdwars geen zandsedimentatie meer plaats (criterium zandsedimentatie: 0, **Tabel 3**). Er zal nog wel enige slibsedimentatie plaatsvinden maar dat zal geen effecten veroorzaken (Rozemeijer & Graafland, 2007). Benthos ondervindt geen effecten (Bijlage 2). Dit is ook een conservatieve benadering van bescherming. Het voordeel is dat het de extra transportkosten met 2/3 terugbrengt ten opzichte van de huidige praktijk rond de N2000-gebieden (score kosten: 1). Daarnaast gaat de zone van 300-900m zeewaarts van een N2000-gebied weer open voor zandwinning opent terwijl de bescherming maximaal is (geen zandsedimentatie en weinig, niet-relevante slibsedimentatie, score Benthos: 0 (Rozemeijer & Graafland, 2007)).

6.3.3 Scenario 50 m: beperkt risico voor slangsterren

Volgens de conservatieve schatting in **Tabel 5** is er ~4 cm zandsedimentatie op 50 m van de zandwinning (score: 0.5). Dit kan gepaard gaan met een sterfte van ~ 7% van de aanwezige slangsterren. Dit lijkt opgevangen te kunnen worden in de aanwezige bestanden aan slangsterren, omdat de concentraties aan *O. ophiura* en *O. albida* zijn ter plekke laag zijn. Daarnaast zijn ze te vinden in de gehele Noordzee en ook omliggende wateren (Verduin & Leewis, 2013, Leewis et al., 2017) en de reproductie is hoog (Dahm, 1993). De score op Benthos is 1.. Aan de andere kant betekent deze benadering wel het accepteren van de kans op lokale sterfte. De kosten van extra varen zijn laag.

6.3.4 Scenario 0 m: geen vrijwaringszone

Volgens **Figuur 5** is er ~6 cm zand sedimentatie op 0 m van de zandwinlokatie bij één enkele passage (verwachte diepte van de sleuf 0.7m, Gajewski & Uscinowicz, 1993). Voor de zone direct bij de winning is te verwachten dat benthos in een bepaalde zone sterft (score Benthos: 3, **Tabel 3**). Het is lastig te bepalen hoe breed die zone is aangezien de sedimentatie processen niet-lineair verlopen (**Figuur 5**, Bijlage 1). Op 150 m is sedimentatiebv minder dan 1 mm. Stel dat in een zone van 50 meter een groot gedeelte van het macrobenthos sterft (wat extreem gesteld is) dan is dat ten opzichte van het wingebed <10% extra oppervlak (ten opzichte van het zandwinvak) wat verdwijnt aan mogelijk voedsellocatie voor zwarte zee-eenden waar ze een voorkeur hebben voor ondiepere locaties om te

foerageren (De Mesel et al., 2011). Aan de andere kant staat dat haaks op het voornemen, bodem te beschermen. De kosten zijn minimaal (score: 0.5, **Tabel 3**).

6.3.5 Geen 10 cm scenario

Bijkerk (1988), Essink (2005), sectie 5.2, Bijlage 2 en Bijlage 3 suggereren dat 10 cm bedekking eventueel ook acceptabel is aangezien meeste Noordzee-soorten dit overleven. Daarmee kan de afstand waarop 10cm bedekking plaatsvindt, eventueel ook een relevant scenario zijn. Echter op basis van **Figuur 5** is het niet mogelijk kwantitatieve schattingen te maken van de sedimentatiehoeveelheden van tussen 0 en 50 m. Door het exponentiele karakter van het proces kunnen op korte afstanden grote verschillen ontstaan. Hier zijn eventueel aanvullende meetgegevens nodig. Het is echter de vraag of dat zo urgent is. 50 m afstand tussen een wingebied en de N2000 begrenzing is al dermate gering dat verder verfijning weinig toegevoegde waarde heeft.

7 Discussie, conclusie en aanbeveling

7.1 Zandsedimentatie

Er zijn weinig metingen aan sedimentatie van zand door overvloed. Het beeld uit de literatuur is dat het niet zo belangrijk wordt gevonden en dat er meer aandacht gaat naar het gedrag van slib wat vooral een grote mobiele fase kent. De aandacht gaat dan ook uit naar de grootschalige langdurige verspreiding van slib (zie bv Harezlak et al., 2012).

Zowel uit de metingen als theoretische benaderingen via modellen komt de consistente suggestie dat dwars op de heersende stroming de sedimentatie niet veel meer is dan 250 à 300m. De situatie stroming dwars is relevant omdat de TSHDs met de stroming mee, parallel aan de doorgetrokken -20 NAP lijn winnen, parallel met de begrenzing van de N2000-gebieden. Daarmee is sedimentatie op benthos in N2000-gebieden dwars op de stroming relevant en niet de sedimentatie met de stroming mee.

7.1.1 Sedimentatie berekeningen: worst case benadering

In Bijlage 1 worden berekeningen gegeven om de cumulatieve sedimentatie van een aantal TSHD-cycli te geven. Deze berekeningen zijn zeer conservatieve benaderingen. Ze verdisconteren niet de complexe transportprocessen die rondom de dispersie van een pluim spelen. Bv. dwars op de winrichting wordt de sedimentatie via e-macht achtige afname snel minder (Bijlage 1) waar in de berekening ieder keer de maximale sedimentatie aan de winningskant van een vak worden aangehouden. Dit is hiermee een zeer conservatieve benadering en een overschatting van de feitelijke sedimentatie. Het conservatieve karakter van de sommen in Bijlage 1 blijkt bv ook uit het gegeven dat op 300 meter afstand nog steeds enige sedimentatie wordt berekend waar die volgens de metingen en transportmodellen niet meer plaats vindt.

Daarnaast wordt ook de volledige uitputting van een vak van 300m breed berekend waar een baggerschip in een cyclus van het vullen van een beun (ongeveer één uur vullen per totale cyclus van 6 tot 8 uur (van Duin et al., 2012)) niet zoveel zal winnen en veel minder keer zal langs komen. Bijlage 1 laat zien dat om een beun te vullen ongeveer 2000 meter strekkende meter nodig is. Winvakken zijn geregeld groter dan dat. De wingebieden uit 2007 bv zijn allemaal parallel aan de stroming, langer dan 2000 m. M.a.w. het is te verwachten dat een hopperschip maar één keer per cyclus langs komt en benthos sedimenteert. Het is waarschijnlijk dat enig dier zich makkelijk uit kan graven uit die éénmalige sedimentatie van < 1 cm/m² per 6 tot 8 uur (Bijlage 1). Een sedimentatie van < 1 cm per 8 uur is minder dan de ~5 cm bodemlaag die meestal in beweging is (erodeert en sedimenteert door stroming en golven) op -20m diepte (Prof. L. van Rijn, pers. comm.). Daarnaast is bij stormen een laag van 30 cm in beweging (Laane et al., 1999) die het benthos ook weet te overleven. De sommen in Bijlage 1 geven, deze aspecten in meenemend, een worst case benadering.

7.2 Slib

De hoeveelheden slib die sedimenteren zijn dermate klein dat ze niet in de buurt komen van relevante diktes die benthos niet kan overleven. Rozemeijer & Graafand (2007) berekenen een natuurlijke slibsedimentatie van 750 g slib/m² en ±15 g extra slib/m² door zandwinning (2%). Voor slib is kwantitatief op korte termijn vooral de dichtheidsgedreven bodempluim en in minder mate de directe pelagische pluim van belang (Spearman et al., 2011). Dit slib wordt met de stromingen meegenomen ver van de locatie van baggeren en integreert uiteindelijk in de natuurlijk gedragingen, budgetten en compartimenten van slib (Harezlak et al., 2012, Rozemeijer et al., 2013).

7.3 Benthos overleving na zand-sedimentatie

Overmatige sedimentatie overleeft benthos niet door verdrukking, verhongering of vergiftiging door ammonia of H₂S. Vooral dat laatste (vergiftiging door H₂S) lijkt het meest belangrijk (Bijlage 2). Van nature komen al hoge concentraties H₂S voor die dodelijk zijn. Echter door de bioturbatie van het benthos wordt zuurstof de bodem in getransporteerd wat de H₂S spiegel dieper dan 10 cm verlegd naar beneden (**Figuur 12**, **Figuur 13**). Bioturbatie genereert door het watertransport een “biologische laag” waar leven in kan plaats vinden doordat H₂S wordt weggevangen door zuurstof. Een plotselinge sedimentatie belemmert de uitwisseling van het bodemwater met zuurstofrijk zeewater. Dit kan resulteren in een belemmering van de uitwisseling van zuurstof en een snelle accumulatie van H₂S (en NH₄⁺).

De meeste soorten die gevonden worden zijn in de buurt van de -20 m, worden ook in de getijdzone en de tussenliggende ondiepe kustzone gevonden. Alle drie de zones zijn dynamisch en hebben regelmatig erosie en sedimentatie. De gemeten Nederlandse soorten uit deze drie zones zijn dan ook sedimentatie tolerant. Ook andere, niet Nederlandse soorten, met een bouw vergelijkbaar met de Nederlandse soorten uit de -20 m zone zijn sedimentatie-tolerant. Dat maakt het waarschijnlijk dat de meeste soorten rond de -20 sedimentatie-tolerant zijn.

Ssoorten die effect kunnen ondervinden zijn, de gewone slangster (*O. ophiura*), de gewone zeeappel (*P. miliaris*) en misschien ook *Echinodermata* die hier op lijken zoals de gewone slangster (*O. texturata*), eventueel ook de otterschelp (Bijlage 2). De kleine slangster (*O. albida*) kent wel een actiever ingraafgedrag dan de gewone slangster (Boos et al., 2010), dat zou deze soort minder gevoelig kunnen maken. Aan de andere kant, ingraven is een vorm van bioturbatie waarmee zuurstof meekomt, waar sedimentatie afsluit van zuurstof en kan leiden tot H₂S opbouw. Wel geldt dat deze soorten nauwelijks voor komen langs de -20 m en de offshore gemeenschap (Tempelman et al., 2008, 2009a,b, Verduin & Leewis, 2013, **Figuur 7**, **Figuur 9**). De gewone zeeappel en slangsterren komen in zeer lage dichtheden rond de -20m lijn voor. Verder zijn ze niet echt belangrijk in het dieet van vissen (zie bijvoorbeeld Tulp et al., 2010, van Hal et al., 2012). Dat maakt enige sterfte van slangsterren of zeeappels ook weinig relevant voor predatoren en daarmee doorvertaling van effecten op ecosysteem niveau.



7.4 Vastgestelde normen dan wel gebruikte sedimentatie diktes voor besluitvorming

Een maximum dikte maat voor bodembedekking is niet vastgelegd in Nederland. Voor baggeractiviteiten die 100 hectare of groter zijn is het wettelijk verplicht om een MER te laten maken. In de MER worden alle negatieve effecten van het baggeren op het milieu in kaart gebracht. Over het algemeen is sedimentatie tijdens het baggeren klein in verhouding tot sedimentatie die kan voorkomen in het natuurlijk systeem.

Enkele studies hebben wel geprobeerd een maximum dikte-maat voor sedimentatie vast te leggen. Zo stelt Essink (1999) voor negatieve effecten van sedimentatie op het bodemleven te reduceren door niet meer dan 20 tot 30 cm in één keer te laten sedimenteren.

Nester & Rees (1988) documenteerde een sedimentatiedikte van 15 – 60 cm op de stortlocatie en 0 - 30 cm in omliggend gebied. Zij zagen geen verandering in het macrofauna als gevolg van de sedimentatie. Echter deze rapportage geeft geen grafieken noch getallen. Ze stellen het zonder bewijs te tonen.

Wilber et al. (2007) geven aan dat de sedimentatie-laag niet dikker dan 15 cm moet zijn. Zij kiezen voor een sedimentatie dikte van 15 cm omdat normaliter de 'thin-layer disposal' een maximale een sedimentatiedikte van 30 cm aanhoudt. Bij de 30 cm norm wordt rekening gehouden met resuspensie door de stroming (m.a.w. een groot gedeelte stroomt in dat geval direct weg. Het sediment in de studie van Wilber et al. (2007) dwarrelt vlot naar de bodem. Zij hebben daarom gekozen voor een sedimentatiedikte van 15 cm. Roberts et al. (1998) stelt ook een maximale dikte van 15 cm van sedimentatie voor, gebaseerd op een studie in Nieuw Zeeland, waar benthische organismen succesvol doorheen waren gekomen.

OSPAR (2008) en Bijkerk (1988) concluderen echter dat de optimaal toe te passen dikte van de sedimentatie-laag zal variëren afhankelijk per soort, seizoen en sediment eigenschappen.

Het aanhouden van de meest gevoelige soorten met een drempelwaarde van ~4-5 cm als aangegeven in deze studie is daarmee een zeer conservatieve benadering in vergelijking tot andere studies.

7.5 Conclusie

Er zijn verschillende scenario's van uitvoering gedefinieerd op basis van grenswaardes vanuit de abiotiek of de biotiek. Slib sedimenteert niet meer op 900 m, dwars op de TSHD. Dat kan een conservatieve maat zijn waarbij maximale bescherming wordt geboden. Zand sedimenteert tot 300 meter. Ook deze 300 m een conservatieve maat zijn waarbij maximale bescherming wordt geboden en de kosten duidelijk lager zijn. Op basis van de gevoeligste diersoort (slangster *O. ophiura*) zou een sedimentatie van 4-5 cm tot 7 % lokale sterfte betekenen op 50m van de grens van het zandwingebied. Ecosysteem gezien lijkt dit een beperkt effect. Ook de implicaties voor extra uitvoeringskosten zijn beperkt.

7.6 Aanvullend onderzoek

Enkele aspecten kunnen nader onderzocht worden voor meer zekerheid:

Met behulp van de registratie systemen voor Rijkswaterstaat winningen en commerciële winningen zou nagegaan kunnen worden wat het feitelijke sedimentatie regime is: is dat 1* per baggercyclus of is dat in een hogere frequentie. Als een tiental winningen kustlangs bekeken zijn zou daar al een redelijk gemiddelde uit berekend kunnen worden.

Nader onderzoek kan nog gedaan worden naar het feitelijk gedrag van soorten als de gewone en kleine slangster en de gewone zeeappel. Hoe gedragen zij zich bij beperkte sedimentatie? Hoeveel overleeft deze sedimentatie en wat zijn de veranderingen in concentraties aan zuurstof, NH_4^+ en H_2S gedurende de periode van begraven zijn?

Ook de otterschelp vraagt nader onderzoek. Het is waarschijnlijk dat deze soort zich gedraagt als de strandgaper en enige flexibiliteit heeft door de uitschuifbare slurf maar er is nog te weinig bekend. Sowieso is het aan te raden wat meer aandacht te besteden aan de ecologie van de otterschelp. Deze soort wordt steeds belangrijker in de kustzone en kan 20-35% van de biomassa aan schelpdieren betekenen in de kustzone (Goudswaard et al., 2009, 2010, 2011).

8 Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 187378-2015-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 september 2018. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V.

Literatuur

- Aarninkhof, S.G.J., J.R. Spearman, A.F.M. de Heer, M. van Koningsveld (2010) Dredging-induced turbidity in a natural context status and future perspective of the TASS program. WODCON conferentie, 09-2010 Shanghai.
- Anonymous (2003). Literature review of effects of resuspended sediments due to dredging operations, Anchor Environmental C.A. L.P., One Park Plaza, Suite 600, Irvine, California 92614 USA.
- Ansella A.D., Sivadas P. (1973) Some effects of temperature and starvation on the bivalve *Donax vittatus* (da Costa) in experimental laboratory populations *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* Volume 13, pp 229-262.
- Arends, A.A., H.J.E. Erenstrein (2003). Cumulatieve effecten van kustingrepen : quick scan naar morfologische en ecologische effecten van kustingrepen op korte en lange termijn. Rapport RIKZ/2003.042.
- Baptist, M.J., J.A. van Dalftsen, A. Weber, S. Passchier, S. van Heteren, 2006. The distribution of macrozoobenthos in the southern North Sea in relation to mesoscale bedforms. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68: 538-546.
- Bellchamber, L.M., A.M.M. Richardson, 1995. The effect of substrate disturbance and burial depth on the venerid clam, *Katelysia scalarina* (Lamarck, 1818). *Journal of Shellfish Research*, Vol. 14: 41-44.
- Bijkerk, R. (1988) Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden - Literatuuronderzoek. RDD Aquatic Ecosystems, Groningen.
- Blake, N.J., L.J. Doyle, J.J. Culter. 1996. Impacts and direct effects of sand dredging for beach renourishment on the benthic organisms and geology of the West Florida Shelf, Final Report. OCS Report MMS 95-0005. U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Office of International Activities and Marine Minerals, Herndon, Va. 109 pp.
- Bolam, S.G., 2011. Burial survival of benthic macrofauna following deposition of simulated dredged material. *Environ. Monit. Assess.*, 181:13-27. DOI 10.1007/s10661-010-1809-5.
- Boos K., Gutow L.; Mundry R., Franke H.D. (2010). Sediment preference and burrowing behaviour in the sympatric brittlestars *Ophiura albida* Forbes, 1839 and *Ophiura ophiura* (Linnaeus, 1758) (Ophiuroidea, Echinodermata). *Journal Of Experimental Marine Biology And Ecology* 393: 176-181.
- Boudreau B.P., Jorgensen B.B. (2001). *The Benthic Boundary Layer : Transport Processes and Biogeochemistry: Transport Processes and Biogeochemistry*. Oxford University Press, 440 pagina's.
- CCBNP-25A, 1998. Characterization of anthropogenic and natural disturbance on vegetated and unvegetated bay bottom habitats in the Corpus Christi Bay National Estuary Program Study Area. Volume I: Literature review. May 1998.
- Chandrasekara, W.U., C.L.J. Frid, 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. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 221: 191-207.
- Chang, B.D., C.D. Levings, 1978. Effects of burial on the heart cockle *Clinocardium nuttallii* and the Dungeness crab *Cancer magister*. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 7, Issue 4: 409 – 412.
- Clarke, D. and C.A. Miller-Way. 1992. An environmental assessment of the effects of open-water disposal of maintenance dredged material on benthic resources in Mobile Bay, Alabama. USAE Waterways Exp. Stn. MP-D-92-1.
- Coastline Surveys Europe Limited (2002). Area 408. Seabed Sediment Report. HR Wellingford Technical Report DDR4427-03 to the British Marine Aggregate Producers Association (BMAPA). 39 pp
- Cruz-Motta, J.J., J. Collins, 2004. Impacts of dredged material disposal on a tropical soft-bottom benthic assemblage. *Marine Pollution Bulletin* 48: 270 – 280.
- Dahm C. (1993). Growth, production and ecological significance of *Ophiura albida* and *O. ophiura* (Echinodermata: Ophiuroidea) in the German Bight. *Marine Biology* 116: 431-437.

-
- Dankers (2002) The behaviour of fines released due to dredging A literature review. Delft University of Technology.
- Dankers, N., J.J. Beukema, 1981. Distributional patterns of macrozoobenthic species in relation to some environmental factors. In: Wolff, W.J. (ed.). Ecology of the Wadden Sea 1,4. Balkema, Rotterdam, 69-103.
- De Backer, A. G. Van Hoey, J. Wittoeck, K. Hostens (2011) Biological monitoring: impact of past and present intensive dredging. In Study day Marine aggregate extraction: needs, guidelines and future prospects. 17 October 2011. FOD Economie.
- De Mesel, I., J. Craeymeersch, J.M. Jansen, C. van Zweeden, 2011. Biodiversiteit, verspreiding en ontwikkeling van macrofauna soorten in de Nederlandse kustwateren. Wageningen IMARES Rapport, C022/11. Wageningen UR. IMARES: Ijmuiden. 56 pp.
- De Mesel, I., J. Craeymeersch, T. Schellekens, C. van Zweeden, J. Wijsman, M. Leopold, E. Dijkman, K. Cronin (2011) BIJLAGEN Kansencarten voor schelpdieren op basis van abiotiek en hun relatie tot het voorkomen van zwarte zee-eenden. Imares Rapport C042/11
- De Mesel, I., J. Craeymeersch, T. Schellekens, C. van Zweeden, J. Wijsman, M. Leopold, E. Dijkman, K. Cronin (2011) Kansencarten voor schelpdieren op basis van abiotiek en hun relatie tot het voorkomen van zwarte zee-eenden. Imares Rapport C042/11
- Dellapenna, T.M., S.A. Kuehl, L.C. Schaffner, 1998. Sea-bed mixing and particle residence times in biologically and physically dominated estuarine systems: a comparison of Lower Chesapeake Bay and the York River subestuary. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 46: 777-795
- Desprez M. (2000). Physical and biological impact of marine aggregate extraction along the French coast of the eastern English Channel: short and long-term postdredging restoration. ICES Journal of Marine Science, 57, 1428-1438.
- Desprez M., Pearce B., Le Bot S. (2010). The biological impact of overflowing sands around a marine aggregate extraction site: Dieppe (eastern English Channel). ICES Journal of Marine Science 67: 270–277.
- Diaz, R. J., R. Rosenberg, 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. Oceanography and Marine Biology Annual Review, 33: 245-303.
- Dickson R.R., Rees J.M. (1998). Impact of dredging plumes on Race Bank and surrounding areas (A908). Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS) Lowestoft. Unpublished Final Report to Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (MAFF). 15 pp.
- Diehl, W.J., Gaffney, P.M., and Koehn, R.K., 1985, Postprandial oxygen uptake in *Mytilus edulis* L. recovering from starvation: American Zoologist 25: 51.
- Dolah, F. van, D.R. Calder, D.M. Knott, 1984. Effects of dredging and open-water disposal on benthic macroinvertebrates in a South Carolina Estuary. Estuaries, 7, no. 1: 28 – 37
- Duane Sept, J., 2008. A photographic Guide to Seashore Life In The North Atlantic: Canada to Cape Cod. New Jersey: Princeton University Press.
- Ecolas N.V. (2006). Milieueffectenrapport voor de extractie van mariene aggregaten op het BDNZ. Ecolas N.V. 04/09332/BD - 05/10271/BD.
- Ellerbroek, G., M.J.C. Rozemeijer, J.M. de Kok, J. de Ronde (2008) Evaluatieprogramma MER winning suppletiezand Noordzee 2008-2012. RWS Noord-Holland 16 juli 2008.
- Essink, K., 1999. Ecological effects of dumping of dredged sediments; options for management. Journal of Coastal Conservation 5: 69-80.
- Essink, K., 2005. Bodemfauna en beleid. Een overzicht van 35 jaar bodemfauna onderzoek en monitoring in Waddenzee en Noordzee. Rijkswaterstaat, Rapport RIKZ-2005.028.
- Evans, C.D.R. 2002. Detection of changes to sea bed sediments post-dredging in Area 408, North Sea. Technical Report to Hanson Aggregates Marine Limited. 10 pp.
- Fredette, T.J., G.T. French, 2004. Understanding the physical and environmental consequences of dredged material disposal: history in New England and current perspectives. Marine Pollution Bulletin, 49: 93-102.
- Gajewski, L. S., S. Uscinowicz. (1993) Hydrologic and Sedimentologic Aspects of Mining Aggregate from the Slupsk Bank (Baltic Sea). Marine Georesources & Geotechnology 11:229-244.

-
- Goodwin, L. 1975. Diver observations on effects of dredge spoil disposal on bottom substrates and associated macroscopic benthic organisms. Pp. 98-117. In (Westley, R.E., Finn, E., Carr, M.I., Tarr, M.A., Scholz, A.J., Goodwin, L., Sternberg, R.W. & Collins, E.E.) Evaluation of effects of channel maintenance dredging and disposal on the marine environment in southern Puget Soun, Wachington. Washington Department of Fisheries, Technical report no. 15. Olympia, Washington, 142 pp.
- Goudswaard P. C., Kesteloo J.J., Perdon K.J., Jansen J. M. (2008). Mesheften (Ensis directus), halfgeknotte strandschelpen (*Spisula subtruncata*), kokkels (*Cerastoderma edule*) en otterschelpen (*Lutraria lutraria*) in de Nederlandse kustwateren in 2008. IMARES Wageningen UR Rapport C069/08.
- Goudswaard P.C., Perdon K.J., Jol J., Hartog E., van Asch M., Troost K. (2012). Het Bestand aan Schelpdieren in de Nederlandse Kustwateren in 2012. IMARES Wageningen UR Rapport C085/12.
- Goudswaard P.C., Perdon K.J., Jol J., Kesteloo J.J., van Zweeden C., Troost K. (2011a). Schelpdieren in de Nederlandse kustwateren Bestandsopname 2011. IMARES Wageningen UR Rapport C094/11.
- Goudswaard P.C., Perdon K.J., Kesteloo J.J., Jol J., van Zweeden C., Hartog E., Jansen J.M.J., Troost K. (2010). Schelpdieren in de Nederlandse kustwateren, een kwantitatieve en kwalitatieve bestandsopname in 2010. IMARES Wageningen UR Rapport C099/10.
- Goudswaard P.C., Perdon K.J., Kesteloo J.J., Jol J., van Zweeden C., Jansen J. M. (2009). Mesheften (*Ensis directus*), Strandschelpen (*Spisula subtruncata*), Kokkels (*Cerastoderma edule*), Mosselen (*Mytilus edulis*) en Otterschelpen (*Lutraria lutraria*) in de Nederlandse kustwateren in 2009. IMARES Wageningen UR Rapport C086/09.
- Goudswaard, P.C., R.S.A. van Bemmelen, O.G. Bos, 2011. Een verkenning naar de natuurwaarden van de Zeeuwse Banken. IMARES Rapport C061a/10.
- Grasmeijer, B.T., Eleveld, M.A., 2010. Evaluation of SPM measurements in the North Sea. Research in the framework of the EIA sand extraction North Sea 2008-2012. Report A2273R2r1. Alkyon Hydraulic Consultancy & Research and the Vrije Universiteit Amsterdam.
- Groenewold, S., N.M.J.A. Dankers, 2002. Ecoslib, de ecologische rol van slib. Tech. Report. 519. Alterra, Wageningen.
- Harezlak, V., A. van Rooijen, Y. Friocourt, T. van Kessel, H. Los 2012. Winning suppletiezand Noordzee 2013-2017; Scenariostudies m.b.t. slibtransport, nutriënttransport, en primaire productie. Deltares rapport nr: 1204963-000.
- Harvey, M., D. Gauthier, J. Munro, 1998. Temperol changes in the composition and abundance of the macro-benthic invertebrate communities at dredged material disposal sites in the Anse a Beaufills, Baie des chaleurs, Eastern Canada, Marine Pollution Bulletin, 36: 41- 55.
- Herman P., Beauchard O., van Duren L. (2014). De Staat van de Noordzee. NIOZ publicaties 2014.
- Hinchey, E.K., L.C. Schaffner, C.C. Hoar, B.W. Vogt, L.P. Batte, 2006. Responses of estuarine benthic invertebrates to sediment burial: the importance of mobility and adaptation. Hydrobiologica, 556: 85-98 doi10.1007/s10750-005-1029-0
- Hitchcock, D.R., Drucker, B.R. (1996). Investigation of benthic and surface plumes associated with marine aggregates mining in the United Kingdom. The Global Ocean-Towards Operational Oceanography. Proceedings of the Oceanology International Conference 1996: 221-234
- Hitchcock, D.R., Bell, S., 2004. Physical impacts of marine aggregate dredging on seabed resources in coastal deposits. Journal of Coastal Research, 20(1), 101-114. West Palm Beach (Florida), ISSN 0749-0208
- HR Wallingford (2010). Marine aggregate regional environment assessment: high level plume study. Technical Note DDR4427-03.
- Jahn, A., Theede, H., 1997. Different degrees of tolerance to hydrogen sulphide in populations of *Macoma balthica* (Bivalve, Tellinidae). Marine Ecology Progress series, 154: 185-196.
- Jak, J., Tamis, J. (2011) Natura 2000-doelen in de Noordzeekustzone Van doelen naar opgaven voor natuurbescherming. WUR IMARES Rapport C050/11.
- Jørgensen B.B., Bang M., Blackburn H. (1990). Anaerobic mineralization in marine sediments from the Baltic Sea-North Sea transition. Marine Ecology-Progress Series 59: 39-54.
- Kamermans P. & M. Dedert (2012). Effect of variations in concentration of algae and silt on filtration and growth of the razor clam (*Ensis directus*, Conrad). IMARES Report C017/12.

-
- Keetels, G., V. Harezlak, T. van Kessel, Y. Friocourt, A. van Rooijen, T. van der Kaaij, H. Los (2012). Winning suppletiezand Noordzee 2013-2017. Validatierapport. Deltares, 1204963.
- Kim C. S., Lim H. S. (2009). Sediment dispersal and deposition due to sand mining in the coastal waters of Korea, *Cont. Shelf Res.* 29: 194–204.
- Kjørboe T., Møhlenberg, F. (1981) Particle Selection in Suspension-Feeding Bivalves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 5: 291-296. 1981
- Kniskern, T.A., S.A. Kuehl, 2003. Spatial and temporal variability of seabed disturbance in the York River subestuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 37-55.
- Kohn, N.P., J.Q. Word, D.K. Niyogi, 1994. Acute toxicity of ammonia to four species of marine amphipod. *Marine Environmental Research*, 38, Issue 1: 1 – 15.
- Komar, P.D., 1998. Beach processes and sedimentation. Second edition.
- Koolstra B., S. Jonker, I. Bakkers (2011) Nadere Effectenanalyse Waddenzee en Noordzeekustzone. Deelrapport NEA II - Kader Zandsuppleties. ARCADIS rapport 075526996:C.
- Kranz, P.M., 1972. The anastrophic burial of bivalves and its paleoecological significance. – Ph.D. Dissertation, University of Chicago: 1 – 77.
- Kranz, P.M., 1974. The anastrophic burial of bivalves and its paleoecological significance. *Journal of Geology*, 82: 237-265.
- Kristensen E. (1989) Oxygen and carbon dioxide exchange in the polychaete *Nereis virens*: influence of ventilation activity and starvation. *Marine Biology* 101: 381-388.
- Laane, R.W.P.M., H.L.A. Sonneveldt, A.J. Van der Weyden, J.P.G. Loch, G. Groeneveld (1999). Trends in the spatial and temporal distribution of metals (Cd, Cu, Zn and Pb) and organic compounds (PCBs and PAHs) in Dutch coastal zone sediments from 1981 to 1996 : a model case study for Cd and PCBs. *Journal of sea research*, 41, no. 1-2 ; p. 1-17.
- Lane J.M. (1986). Allometric and biochemical studies on starved and unstarved clams, *Rangia cuneate* (Sowerby, 1981). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 95: 131-143.
- Last K.S., Hendrick V.J., Beveridge C.M., Davies A.J. (2011). Measuring the effects of suspended particulate matter and smothering on the behaviour, growth and survival of key species found in areas associated with aggregate dredging. Report for the Marine Aggregate Levy Sustainability Fund, Project MEPF 08/P76. 69 pp.
- Hendrick VJ, Hutchison ZL, Last K. (2016). Sediment burial intolerance of marine macroinvertebrates. *PLOS ONE*. 11(2): e0149114. doi: 10.1371/journal.pone.0149114.
- Leewis L., Verduin E.C., Stolk R. (2017). Macrozoobenthosonderzoek in de Rijkswateren met Boxcorer, Jaarrapportage MWTL 2015. Waterlichaam: Noordzee. Eurofins AquaSense rapport J00002105, RWS 3 1072166.0004
- Lindeboom H., Geurts van Kessel, J., Berkenbosch, L. 2005 Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ/2005.008, Alterra Rapport nr. 1109, ISBN nr. 90-369-3415-X
- Lindeboom, H.J., 2008. Gebiedsbescherming Noordzee: discussienota over habitattypen, instandhoudingdoelen en beheermaatregelen. IMARES Rapport C035/08.
- Lohse L., Malschaert J.F.P., Slomp C.P., Helder W., van Raaphorst W. (1993). Nitrogen cycling in North Sea sediments: interaction of denitrification and nitrification in offshore and coastal areas. *Marine Ecology-Progress Series* 101: 283-296.
- Maurer, D., R.T. Keck, J.C. Tinsman, W.A. Leathem, 1982. Vertical migration and mortality of benthos in dredged material: Part III- Polychaeta. *Marine Environmental Research*, 6: 49-68.
- Miller, D.C., C.L. Muir, O.A. Hauser, 2002. Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates? *Ecological Engineering*, 19: 211-232
- Miller, D.C., R.W. Sternberg, 1988. Field measurements of the fluid and sediment-dynamic environment of a benthic deposit feeder. *Journal of Marine Research*, 46: 771-796
- Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2016). Natura 2000-beheerplan Noordzeekustzone 2016-2022. Juli 2016.
- MinLNV (2008a) profieldocument Habitatype 1110. H1110 versie 18 dec 2008.
- MinLNV (2008b) Natura 2000-gebied Noordzeekustzone. MinLNV Directie Regionale Zaken DRZO/2008-007.

-
- MinVenW (2008) Beheerplan Voordelta. Spelregels voor natuurbescherming.
- Moore, D.W., T.S. Bridges, B.R. Gray, B.M. Duke, 1996. Risk of ammonia toxicity during sediment bioassays with the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus*. *Environmental toxicology and Chemistry*, 16, no. 5: 1020 – 1027.
- Mulder, S., Koolmees, E. (2012) Concept Natura 2000-beheerplan Noordzeekustzone Periode 2013-2018. DHV Rapport AB0898 Tweede concept.
- Naser, H.A., 2010. Effects of reclamation on macrobenthic assemblages in the coastline of the Arabian Gulf: A microcosm experimental approach. *Marine Pollution Bulletin*, 62, Issue 3: 520 – 524.
- Nester, R.D, Rees, S.I, 1988. Thin-layer dredged material disposal – fowl river, Alabama, Test case. *Environmental effects of dredging*, Vol D-88-4, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Newell ea (2002). Impact of Marine Aggregate Dredging and Overboard Screening on Benthic Biological Resources in the Central North Sea Production Licence Area 408, Coal Pit. *Marine Ecological Surveys Limited Technical Report No ER1 4 02*
- Newell R.C., Seiderer L.J. (2003). Ecological impacts of marine aggregate dredging on seabed resources. *Marine Ecological Surveys Limited October 2003 (prepared For Baird Associates, Canada)*.
- Newell R.C., Seiderer, L.J., Robinson, J.E., Simpson, N.M., Pearce, B. & Reeds, K.A. (2004). Impacts of overboard screening on seabed and associated benthic biological community structure in relation to marine aggregate extraction. *Non-Technical Summary of Technical Report to the Office of the Deputy Prime Minister (ODPM) and Minerals Industry Research Organisation (MIRO). Project No SAMP.1.022. Marine Ecological Surveys Limited, St.Ives. Cornwall. pp. 152*
- Newell, R.C., L.J. Seiderer, N.M. Simpson, J.E. Robinson, 2004. Impacts of marine aggregate dredging on benthic macrofauna off the South coast of the United Kingdom. *Journal of Coastal Research*, 20: 115-125.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J., & Hitchcock, D.R. (1998). The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the seabed. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 36: 127-178.
- Boon, A. R., G.W.R. Gerrits, M. van Ledden, J.M. Meulepas, M.C. de Vriend (2006). MER winning suppletiezand Noordzee 2007 Achtergrondrapport, Royal Haskoning 29 september 2006.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J., Robinson, J.E., Simpson, N.M., Pearce, B. & Reeds, K.A. (2004). Impacts of overboard screening on seabed and associated benthic biological community structure in relation to marine aggregate extraction. *Technical Report to the Office of the Deputy Prime Minister (ODPM) and Minerals Industry Research Organisation (MIRO). Project No SAMP.1.022. Marine Ecological Surveys Limited, St.Ives. Cornwall. pp. 152.*
- Newell, R.C.; Seiderer, L.J.; Simpson, N.M., Robinson, J.E. (2002). Impact of marine aggregate dredging and overboard screening on benthic biological resources in the central North Sea: Production Licence Area 408, Coal Pit. *Marine Ecological Surveys Limited. Technical Report No ER1/4/02 to the British Marine Aggregate Producers Association (BMAPA). 72 pp*
- Nichols, J.A., G.T. Rowe, C.H. Cliffoord, R.A. Young, 1978. In situ experiments on the burial of marine invertebrates. *Journal of sedimentary Research*, June 1978, 48: no. 2, pp. 419-425.
- Nichols, P., A. Norkko, J. Ellis, J. Hewitt, D. Bull, 2009. Short term behavioural responses of selected benthic invertebrates inhabiting muddy habitats to burial by terrestrial clay. Prepared by NIWA for Auckland Regional Council. *Auckland Regional Council Technical Report 2009/116.*
- Nilsson H.C, Rosenberg R. (2006). Collection and interpretation of Sediment Profile Images (SPI) using the Benthic Habitat Quality (BHQ) index and successional models. *Norwegian Institute for Water Research Report SNO 5200-2006.*
- Nilsson, H., Rosenberg, R., 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *Journal of Marine Systems*, 11: 249-264.
- Norkko, A., S. Talman, J. Ellis, P. Nicholls, S. Thrush, 2002. Macrofaunal sensitivity to fine sediments in the Whitford Embayment. *Auckland Regional Council, Technical Publication no. 158.*
- OSPAR, 2008. Literature review on the impacts of dredged sediment disposal at sea. *Biodiversity series. OSPAR Commission, 2008.*

-
- Paschke K.A., Gebauer P., Buchholz F., Anger K. (2004). Seasonal variation in starvation resistance of early larval North Sea shrimp, *Crangon crangon* (Decapoda: Crangonidae). *Marine ecology-progress series* 279: 183-191.
- Perdon K.J., Jol J., Bakker A., van Asch M. (2014). Het bestand aan mesheften, halfgeknotte strandschelpen, kokkels, mosselen, otterschelpen en venusschelpen in de Nederlandse kustwateren in 2014. Wageningen IMARES Rapport C130/14.
- Perdon K.J., Troost K., van Asch M., Jol J. (2016). WOT schelpdiermonitoring in de Nederlandse kustzone in 2016. Wageningen Marine Research Rapport C093/16.
- Peterson, C.H., 1985. Patterns of lagoonal bivalve mortality after heavy sedimentation and their paleoecological significance. *Paleobiology*, 11: 139 -153
- Poiner, I.R., R. Kennedy (1984). Complex patterns of change in the macrobenthos of a large sandbank following dredging. *Mar. Biol.* 78: 335-352.
- Powilleit, M., G. Graf, J. Kleine, R. Riethmuller, K. Stockmann, M.A. Wetzel, J.H.E. Koop, 2009. Experiments on the survival of six brackish macro-invertebrates from the Baltic Sea after dredged spoil coverage and its implications for the field. *Journal of Marine Systems*, 75: 441-451.
- Ray, G.L., D.G. Clarke, 1999. Environmental assessment of open-water placement of maintenance dredged material in Corpus Christi Bay, Texas. Final report. Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi, 1 – 203.
- Rhodes M.C., Thayer C.W. (1991) Mass extinctions: ecological selectivity and primary production. *Geology* 19: 877-880.
- Rijnsdorp, A.D., M. van Stralen, D. Baars, R. van Hal, H. Jansen, M. Leopold, P. Schippers, E. Winter (2006) Rapport Inpassing Visserijactiviteiten Compensatiegebied MV2. WUR IMARES Rapport Nummer: C047/06
- Riley R.T. (1980). Effect of prolonged starvation on the relative free amino-acid composition of the extracellular body fluids and protein bound amino-acids in the oyster *Crassostrea gigas*. *Comparative Biochemistry and Physiology A: Comparative Physiology* 67: 279-282.
- Roberts R.D., Lapworth C., Barker R.J. (2001) Effect of starvation on the growth and survival of post-larval abalone (*Haliotis iris*). *Aquaculture*. 200: 323–338.
- Roberts, R.D., M.R. Gregory, B.A. Fosters, 1998. Developing an efficient macrofauna monitoring index from an impact study – a dredged spoil example. *Marine Pollution Bulletin* 36: 231 – 235.
- Rosenberg, R., 1977. Effects of dredging operations on estuarine benthic macrofauna. *Marine Pollution Bulletin*, 8:102 - 104
- Rosenberg, R., B. Hellman, B. Johansson, 1991. Hypoxic tolerance of marine benthic fauna. *Marine Ecology Progress series*, 79: 127 – 131.
- Rozemeijer M.J.C. (2010) Aanvullende cumulatieparagraaf behorend bij de aanvraag voor de natuurbeschermingswet voor de zandwinning op de Noordzee ten behoeve van de kustsuppletie 2010. De cumulatie van slibstromen door zandwinning voor kustsuppleties: aanvulling loswallen en wijziging uitvoering Maasvlakte 2. Memo RWS-Waterdienst NWOB/MJCR-2010.01
- Rozemeijer, M.J.C., M. Graafland (2007) Effecten van zandwinning 2007 op de Natura2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone vanuit het perspectief van de natuurbeschermingswet. Bijlage bij brief van Rijkswaterstaat Noord-Holland d.d. 1 mei 2007, kenmerk WSV 2007/2642 aan Directie Regionale zaken van het Ministerie van LNV.
- Rumohr H. (2005). A 5-Step Succession Model for the Baltic – A Future Management Tool? Indicators of stress in the marine benthos. UNESCO Paris IOC Workshop Report No. 195: 12-14.
- RWS (2007) Rijkswaterstaat Noord-Holland, verzoek d.d. 1 mei 2007, kenmerk WSV 2007/2642 aan Directie Regionale zaken van het Ministerie van LNV
- Saila, S.B., S.D. Pratt, T.T. Polgar, 1972. Dredge spoil disposal in Rhode Island Sound. *Marine Technical report* 2: 1-48, University of Rhode Island.
- Schellekens, T., 2012. Groei en conditie van zwaardschede (*Ensis directus*, Conrad) voor, tijdens en na geplande zandwinning in 2013-2017. IMARES Rapport in prep.
- Schratzberger, M., H.L. Rees, S.E. Boyd, 2000. Effects of simulated deposition of dredged material on structure of nematode assemblages – the role of burial. *Marine Biology*, 36:519-530. DOI: 10.1007/s002270050712

-
- SeaLifeBase <http://www.sealifebase.org/search.php>
- SFEI, 2008. Effects of short-term water quality impacts due to dredging and disposal on sensitive fish species in San Francisco Bay. San Francisco Estuary Institute, No. 560, 2008.
- Smithsonian Marine Station (Fort Pierce) <http://www.sms.si.edu/irlfieldguide/index.htm>
- Spearman, J., A. de Heer, S. Aarninkhof, M. van Koningsveld (2011) Validation of the Tass System for Predicting the Environmental Effects of Trailing Suction Hopper Dredgers. *Terra et Aqua* 125: 14-22
- Stamou A.I., Matsoukis K., Douka Eis., Papagrigoriou S., and Bekiaris Y. (2009). "Modeling the fate of sediment plumes during marine dredging operations", 11th International Conference on Environmental Science and Technology (CEST2009), A-1410-1416, Sep 2009.
- Stanley, S.M., 1970. Relation of shell form to life habits of the Bivalvia (Mollusca). *Geological Society of America, Memoir* 125: 1–296.
- Stronkhorst, J., C.A. Schipper, J. Honkoop, K. van Essen, 2001. Baggerspecie in Zee: hoe regelen we dat verantwoord? Een nieuw effectgericht beoordelingsstelsel. Rijksinstituut voor Kust en Zee. RIKZ/2001.030.
- Stutterheim S. (2002). Van Noord tot Noordwest: een studie naar de berging van baggerspecie op loswallen. RIKZ/2002.047.
- Team Heijkoop (2011). Vissen in de natuur: Afspraken voor regulering en ontwikkeling van de visserij in de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone en Vlakte van de Raan. VIBEG accoord. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw & Innovatie.
- Tempelman D., van der Wal J.T., van Moorsel G., de Kluijver M., Lewis W., van Dalfsen J., Vanagt T. (2009b). The Macrobenthic Fauna in the Dutch Sector of the North Sea in 2006 and a comparison with previous data. REVISED EDITION Grontmij I AquaSense report 202462.
- Tempelman D., van der Wal J.T., van Moorsel G., de Kluijver M., Lewis W., Verduin E., A. Storm, Vanagt T., van Haaren T. (2008) The Macrobenthic Fauna in the Dutch Sector of the North Sea in 2007 and a comparison with previous data. Grontmij 202462-2 (draft).
- Tempelman D., van der Wal J.T., van Moorsel G., de Kluijver M., Lewis W., Verduin E., Vanagt T. (2009a). The Macrobenthic Fauna in the Dutch Sector of the North Sea in 2008 and a comparison with previous data. Grontmij I AquaSense report 202462-3.
- Torrans, E.L., H.P. Clemens, 1982. Physiological and biochemical effects of acute exposure of fish to hydrogen sulfide. *Comp. Biochem. Physiol.*, 71C (1982), pp. 183–190
- Traykovski, P., R. Geyer, C. Sommerfield, 2004. Rapid sediment deposition and fine-scale strata-formation in the Hudson Estuary. JGR Earth Surfaces Section.
- Troost K., Perdon K.J., van Zwol J., Jol J., van Asch M. (2017). Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone in 2017. CVO rapport 17.014.
- Tulp I., Craeymeersch J., Leopold M., van Damme C., Fey F., Verdaat H. (2010). The role of the invasive bivalve *Ensis directus* as food source for fish and birds in the Dutch coastal zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* doi:10.1016/j.ecss.2010.07.008.
- Tunnel, J.W., J. Andrews, N.C. Barrera, F. Moretzsohn, 2010. *Encyclopedia of Texas Seashells*:
- van Duin C.F., M. Vrij Peerdeman, C.J. Jaspers, A.M. Bucholc, S.C. Wessels, S.J. Roodzand (2012) MER winning suppletiezand Noordzee 2013 t/m 2017. Grontmij rapport GM-0052992-C5 Concept
- van Duin C.F., M. Vrij Peerdeman, C.J. Jaspers, A.M. Bucholc, S.C. Wessels, S.J. Roodzand (2012) MER zandwinning Zwakke Schakels Noord-Holland. Grontmij rapport projectnummer 311131 C1.
- van Duin, C.F., W. Gotjé, C.J. Jaspers, M. Kreft 2007. MER Winning suppletiezand Noordzee 2008 t/m 2012. Grontmij 13/99080995/CD, revisie D1. (http://news.eia.nl/bibliotheek_detail.aspx?id=121868)
- van Duin, C.F., W. Gotjé, C.J. Jaspers, M. Kreft 2008. MER winning ophoogzand Noordzee 2008 t/m 2017. Grontmij 13/99083239/CD.
- van Duren L.A. van Kessel T., Troost T., Blauw A.N., Kramer L., van Gils J.A.G., Wijsman J.W.M., Craeymeersch J.A.M. Herman P., Villars M.T. (2017). Scenariostudies ter ondersteuning van de MER zandwinning Noordzee 2018 – 2027 Winning van suppletiezand voor RWS. Deltares Rapport 1230888-000-ZKS-0025.
- van Hal R., Bos O.G., Jak R.G. (2011). Noordzee: systeemodynamiek, klimaatverandering, natuurtypen en benthos. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011. WOt-werkdocument 255.

-
- van Hal R., Couperus B., Fassler S., Gastauer S., Griffioen B., Hintzen N., Teal L., van Keeken O., Winter E. (2012). Monitoring- and Evaluation Program Near Shore Wind farm (MEP-NSW) : fish community. Wageningen IMARES Report C059/12; OWEZ_R_264_T1_20121215_final_report_fish.
- van Prooijen, B., Blik, B. Los, H. Desmit, X. Winning suppletiezand Noordzee 2008-2012 Slibtransport, nutriëntentransport en primaire productie. Svašek Hydraulics Report BvP/1414/07376C.
- van Raaphorst W., Kloosterhuis H.T., Berghuis E.M., Gieles A.J.M., Malschaert J.F.P., van Noort G.J. (1992). Nitrogen cycling in two types of sediments of the southern North Sea (Frisian Front, Broadfourteens): field data and mesocosms results. *Neth. J. Sea Res.* 28: 293-316.
- van Raaphorst W., Kloosterhuis H.T., Berghuis E.M. (1991) Stikstofregeneratie en verwijdering in het sediment van het Friese Front. In: de Gee A., Baars M.A., van der Veer H.W. (Editors), *De ecologie van het Friese Front*. NIOZ Rapport 1991-2: 49-60.
- Van Raaphorst, w. H. Malschaert, H. van Haren (1998). Tidal resuspension and deposition of particulate matter in the Oystergrounds, North Sea. *Journal of Marine Research* 56: 257-291.
- Vaquar-Sunyer, R., C.M. Duarte, 2008. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Science* 105: 15452-15457.
- Verduin E.C., Leewis L. (2013) The macrobenthic fauna monitoring in the Dutch Sector of the North Sea, MWTL 2012 : Year report MWTL North Sea – 2012. Grontmij report 31019631.0006 – Year report.
- Verduin, E.C., D. Tempelman, G.W.N.M. van Moorsel, 2012. The macrobenthic fauna monitoring in the Dutch sector of the North Sea, MWTL 2010 and a comparison with previous data. Commissioned by: Waterdienst Rijkswaterstaat. Grontmij and Ecosub, report 290843. Amsterdam, 143p.
- Vismann B. (1991). Sulfide tolerance: Physiological mechanisms and ecological implications. *Marine Biology Research* 34: 1-27.
- Vismann B. (1996). Sulfide species and total sulfide toxicity in the shrimp Crangon-crangon", *Journal of experimental marine biology and ecology* 204: 141-154.
- Vistisen B., Vismann B. (1997). Tolerance to low oxygen and sulfide in *Amphiura filiformis* and *Ophiura albida* (Echinodermata: Ophiuroidea). *Marine Biology* 128: 241-246.
- Wilber D.H., Clark D.G. (2001). Biological Effects of Suspended Sediments: A Review of Suspended Sediment Impacts on Fish and Shellfish with Relation to Dredging Activities in Estuaries. *North American Journal of Fisheries Management* 21: 855–875.
- Wilber D.H., D.G. Clarke, S.I. Rees, (2007) Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA, *Mar. Poll. Bull.* 54 (2007), pp. 42-52.
- Wilber, D.H., W. Brostoff, D.G. Clarke, G.L. Ray, 2005. Sedimentation: Potential biological effects from dredging operations in estuarine and marine environments. DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E20), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- Witbaard R., Kamermans P. (2010) De bruikbaarheid van de klepstandmonitor op *Ensis directus* ten behoeve van de monitoring van aan zandwinning gerelateerde effecten. NIOZ rapport 2009-10.
- World Register of Marine species <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=search>

Verantwoording

Rapport C103/17

Projectnummer: 4302505301

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: dr. D. Slijkerman
Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 13/12/2017

Akkoord: Jakob Asjes
Manager Integratie

Handtekening:



Datum: 13/12/2017

Bijlage 1 Schatting van de sedimentatie

Kan de vrijwaringsafstand scherper geformuleerd worden?

De worst case benadering van 300m kan wellicht nog bijgesteld worden. Veel benthos van de Nederlandse kustzone kan namelijk een bepaalde mate van bedekking tolereren (Bijkerk, 1988). Daartoe is het nuttig te schatten wat de 'feitelijke' sedimentatie is op welke afstand bij winning van een zandvak. De gegevens van Gajewski & Uscinowicz (1993, **Figuur 10**) worden in deze bijlage nader geanalyseerd om vanuit gemeten éénmalige sedimentatie de sedimentatie-laag bij een normale winning te berekenen. Het doel is om met deze berekening de nu worst case scenario vrijwaringsafstand van 300 m beargumenteerd bij te stellen.

Vergelijking van de situaties

De korrelgrootte in de situatie van van Gajewski & Uscinowicz (1993) is vergelijkbaar met wat in Nederland aangetroffen wordt. De lokale watersnelheden van Gajewski & Uscinowicz (1993) liggen tussen de 15 tot 33 cm/s waar de snelheden op de Noordzee eerder tussen de 80 en 100 cm/s liggen. Dit impliceert dat in de Nederlandse situatie de sedimentatie wat meer "uitgesmeerd" wordt, in een meer verdunde vorm met de stroomrichting mee (kustlangs).

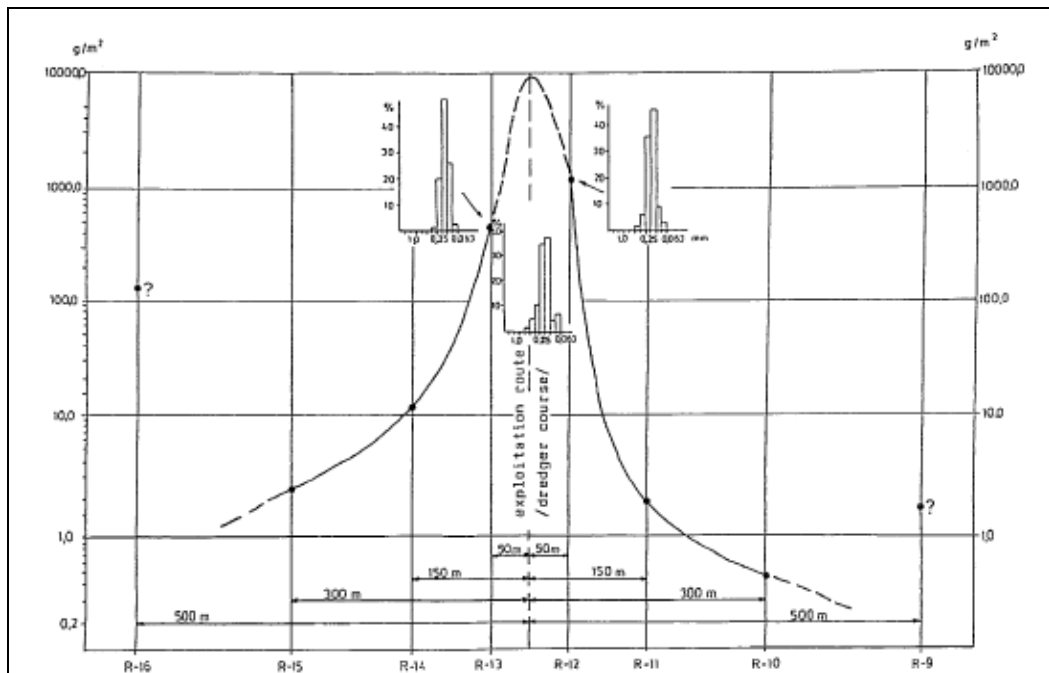


Figure 9. Settling of sand (flow-off) on sea bottom resulting from mining of the aggregate (Profile A).

Figuur 10 Dwarsdoorsnede van de sedimentatie van de overflow van een hopper (Gajewski & Uscinowicz, 1993).

Figuur 10 is een goed uitgangspunt om zand sedimentatie om te zetten in afstanden. In dit figuur zien we de sedimentatie op 1 m hoogte van de bodem op verschillende afstanden van een TSHD. In **Tabel 4** zijn de getallen geschat uit **Figuur 10** (in grammen per m²). Wil men de bedekking in cms van een bepaald deel zeebodem weten dan dienen de grammen in cm omgerekend te worden. Hier dienen de grammen/m² omgezet te worden in zowel cms als ook totale belasting bij meerdere keren passeren van de TSHD. De berekening verloopt als volgt:

- De specifieke dichtheid van de korrel zand is 2.600 kg/m³, is 2.600.000 g/m³.
- In zeebodem zit ~40% poriën (J. de Kok, pers. comm.), dat betekent afgerond 1.600 kg zand per m³ zeebodem over (=1.600.000 g/m³ 1*1*1 meter = 1 meter zand/m²).
- Dan is 1 cm zand bedekking: 0.01 * 1.600.000 g/m² = 16.000 g/m².

Deze berekening is gebruikt voor het vervolg. **Figuur 10** laat zien dat per passage de sedimentatie op 50 meter afstand gering is: minder dan een mm per keer (zowel aan de loefzijde als aan de lijzijde van de pluim). Dit dient nog verrekend te worden met de wincyclus. Van de totale cyclus van ongeveer 6 uur wordt ca. 1.5 uur besteed aan winnen. Gedurende die anderhalf uur bestaat de kans dat de hopper een aantal keer langs komt. Dat kan zijn in dezelfde trail als wel er naast. Een benadering om dit kwantitatief te maken is te stellen dat het aantal keer noodzakelijk om een windiepte te halen de maat is voor het aantal keer dat een hopper langs komt en een overvloed met zand sedimentatie heeft.

In **Tabel 4** en **Tabel 5** worden berekeningen gemaakt, niet alleen voor het uitdiepen van één trail tot -2 m maar dat ook voor meerdere vakbreedtes, meerdere strekkende meters loodrecht op de winrichting (die min of meer parallel is aan de doorgetrokken -20 m NAP lijn en de begrenzing van N2000 gebieden).

Per trail wint een hopper tussen de 0,2 en 0,7 meter (Newell et al., 1998, Newell & Seiderer, 2003, Birklund & Wijsman, 2005). In het geval van Gajewski & Uscinowicz (1993) was het ~0,7 meter. De breedte van een trail is 2 tot 3,8 m (Newell & Seiderer, 2003). In het geval van Gajewski & Uscinowicz (1993) was het ~3 meter.

Bij een windiepte van ieder trail van 0,7 meter diep en een verdieping van -2 meter totaal, komt een schip 3 keer langs. Dat betekent een sedimentatie van 0.12 cm ~95% zand en 5% slib bij een volledig uitgeputte trail tot -2 m. Een hopper kan meerdere keren langskomen en **Tabel 5** geeft een overzicht van meerdere vakbreedte uitputting (waarbij steeds worstcase benaderingen zijn gebruikt). Bij een cumulatie van 300 m² uitgeput leidt dat tot maximaal 4 cm bedekking op 50 meter van de rand van het wingebied. Het is in anderhalf uur zeer onwaarschijnlijk dat zoveel zand gewonnen wordt. M.a.w. macrobenthos heeft eerder in een zeer extreem geval last van een sedimentatie vergelijkbaar met een uitputting van 50 m vakbreedte (/m² ; 2 cm sedimentatie per m²). De sommen geven wel een indicatie wat de gesommeerde belasting is voor de uitputting van een concessie. Natuurlijk kan een winvak dieper zijn dan 300 m vakbreedte, maar gezien de exponentiele afname in de cumulatie, zal een grotere vakbreedte niet veel extra sedimentatie geven.

Tabel 4 Overzicht van de waargenomen sedimentatie uit overvloed in g/m² en cms. Data zijn van Gajewski & Uscinowicz (1993) en modelberekeningen van Poiner & Kennedy (1984). Poiner & Kennedy (1984) geven zelf cms bedekking. NB; zij hebben een andere pakking dan de pakking gebruikt voor het omrekenen van de getallen van Gajewski & Uscinowicz (1993). De gegevens uit Poiner & Kennedy (1984) zijn na een winning van 14 Milim³ in 2 jaar.

Gajewski & Uscinowicz (1993) (éénmalige trail)			
Sedimentatie in g/m ²			
Afstand vanaf de rand van het wingebied (m)	Linkerzijde	Rechterzijde	Gemiddeld
50	140	1100	620
150	18	2	10
300	3	0.6	1.8
Sedimentatie in cms per m ²			
	Linkerzijde	Rechterzijde	Gemiddeld
50	0.00875	0.06875	0.03875
150	0.00113	0.00013	0.000625

300	0.00019	0.00004	0.0001125
Poiner & Kennedy (1984): na winning van 14 Milm ³ in 2 jaar met een pakking van ~13.000 kg/m ³ , d.w.z. meer hoogte/volume per gewichtseenheid zand.			
Afstand vanaf de rand van het wingebied (m)	Sedimentatie in kg/m²	Sedimentatie in cms per m²	
500	29.6	2.3	
1000	21.1	1.6	
1500	15.0	1.2	
2000	10.7	0.8	
2500	7.6	0.6	

Tabel 5 Berekening van de cumulatieve sedimentatie uit overvloed in cm/m² voor verschillende vak breedtes aan trails die cumulerend sedimenteren op verschillende afstanden vanaf de rand. Er is ieder keer met de gemiddelde sedimentatie **Tabel 4** gerekend en de sedimentatie van de een worst case situatie gerekend. Data zijn van Gajewski & Uscinowicz (1993).

	Grootheden				
Run diepte (m)	0.7				
Aantal runs per trail tot -2 m diep	3				
Trail breedte (m)	3				
Trail oppervlak voor 1 strekkende m (m²)	3				
Beunvolume (m³)	4500				
m³ gewonnen per strekkende meter	2.1				
Aantal strekkende m's per beun	2143				
Gewonnen diepte (m)	-0.7	-2	-2	-2	-2
Vakbreedte^a (m/m²)	3	3	50	150	300
Gewonnen diepte (m)	-0.7	-2	-2	-2	-2
Aantal passages totaal (om een bepaalde vakbreedte* 1 m² tot -2 m te verdiepen)	1	3	50	150	300
Sedimentatieafstand vanaf de rand van het wingebied (m)	Cumulatieve sedimentatie (cm/m²)				
50	0.0388 ^b	0.12 ^c	1.94	3.91	4.00
150	0.0006 ^b	0.00	0.03	0.06	0.08
300	0.0001 ^b	0.00	0.01	0.02	0.03 ^c

^a: Vakbreedte is de afstand loodrecht op de winrichting, het vak is 1 m² breed en de vakbreedte is in de berekening variabel. Dat wat gewonnen wordt is dan l*b*d: 1 m langs de winrichting* vakbreedte * 2 m diepe winning.

^b: Sedimentatie op een bepaalde afstand na 1 passage van een hopper.

^c: Totale sedimentatie berekend uit het aantal passages * de sedimentatie voor die afstand (in het geval van 3 meter vakbreedte is dat 3 runs * 0.0388 cm/m²). In het geval van 300 m vakbreedte en 300 m afstand van vanaf de grens van het wingebied is het 300 runs * 0.0001 cm/m².

Bijlage 2 Effecten van de sedimentatie

Wat gebeurt er bij sedimentatie en factoren die de overleving bij sedimentatie beïnvloeden

Deze appendix geeft een meer uitgebreid overzicht van de effecten van sedimentatie en geeft ook de dosis effect relaties voor de verschillende macrobenthos soortgroepen. Het is gebaseerd op nieuwe literatuur na Bijkerk (1988) en geeft ook een overzicht van de literatuur voor 1988 waar functioneel. Slib wordt niet uitgebreid behandeld. Slib vertegenwoordigt in principe een worst case ten opzichte van zand (Bijkerk, 1998). Dieren gaan bij minder bedekking door slib sneller dood. Alleen in enkele gevallen zal slibbedekking opgenomen worden om meer informatie te hebben.

In hoofdstuk 5 zijn delen deels overgenomen uit deze appendix. Sommige stukken zullen daarom bekend voorkomen. Het doel van deze appendix is de kwantitatieve onderbouwing te geven voor hoofdstuk 5.

Het effect van sedimentatie op hoofdlijnen

Het zand afkomstig van het overvloedig sedimenteert op de zeebodem en bedekt het bodemleven. De meeste benthische soorten komen voor in de bovenste 10 cm van de zeebodem en zijn gebaad bij een connectie met het water o.a. voor de uitwisseling van zuurstof en afvalstoffen en het verkrijgen van voedsel (Miller et al., 2002). Wanneer er sprake is van bedekking door sedimentatie zorgt dit voor een extra laag sediment op de zeebodem, wat de connectie met de oppervlakte kan verhinderen.

Afhankelijk van de dikte van de sediment-laag zal dit effect hebben op de verschillende benthische soorten. Is de laag te dik dan kan dit leiden tot sterfte van het bodemleven. Sedimentatie kan voor het bodemleven zowel fysiologische, fysische als chemische gevolgen hebben. Fysiologisch kan sterfte optreden door verhongering omdat er geen voedsel beschikbaar, fysisch in de zin van verdrukking en begraving, is en chemisch door verstikking en vergiftiging. De volgende paragrafen beschrijven de gevolgen van sedimentatie en hoe soorten zich hierop hebben aangepast.

Fysiologisch: verhongering

Macrobenthos kan, a.d.h.v. hun voedingswijze, opgedeeld worden in deposit feeders, grazers, suspension- of filterfeeders en carnivoren. Deposit feeders eten het sediment en verteren de daarin aanwezige organische stoffen (vb. de wadpier, *Arenicola marina*, en de draadworm *Hetermastus filliformis*). Grazers eten het levende materiaal van microfytobenthos en zeesla (vb. het wadslakje, *Peringia ulvae* en de vlokreeft, *Gammarus locusta*). Suspensie- of filterfeeders filteren fytoplankton en zwevende stof met hun kieuwen uit het water waaruit zij voedseldeeltjes halen (vb. zijn mossels, *Mytilus edulis* en kokkels, *Cerastoderma edule*). Suspension- of filterfeeders komen hierdoor vooral voor in voedselarme, grofzandige sedimenten. Carnivoren prederen op meiofauna en macrofauna (Essink, 2005).

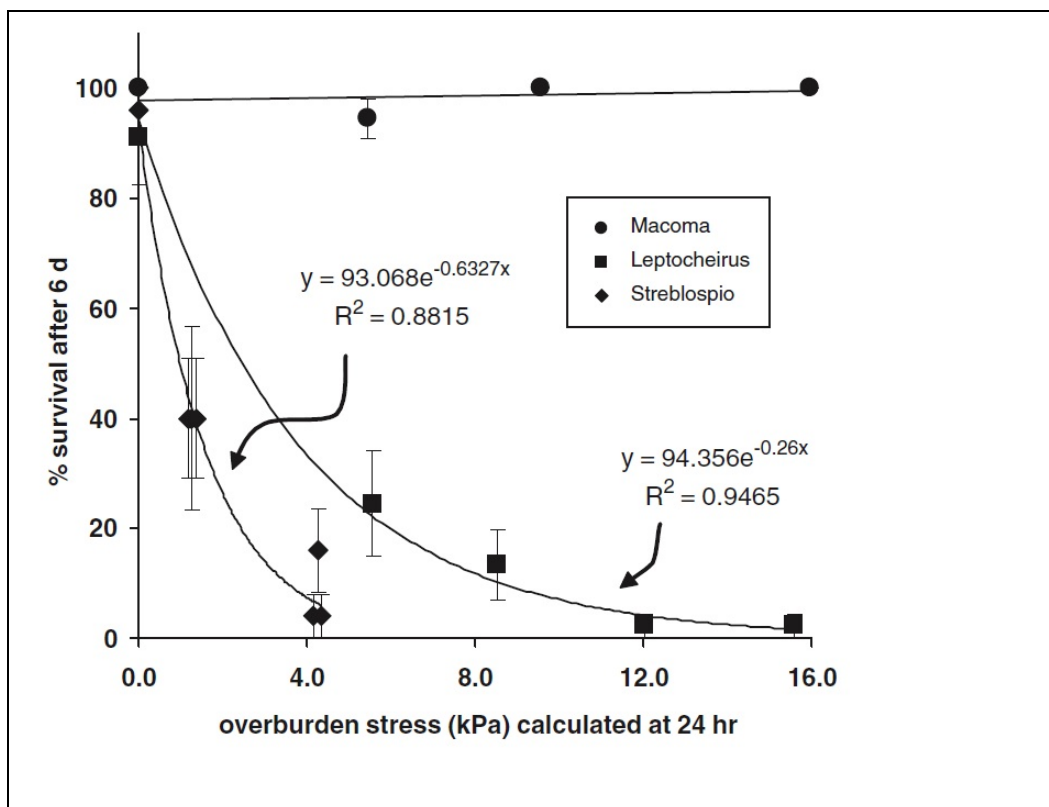
Bij alle vormen van foerageren is contact met het bovenstaande water noodzakelijk voor de aanvoer van algen of ander organisch materiaal. Begraving kan er toe leiden dat de toevoer van voedsel dusdanig lang onderbroken wordt dat de dieren verhongeren. Ansella & Sivadas (1973) zagen een LT₅₀ voor het zaagje *Donax vittatus* van 7 tot 14 dagen. Rhodes & Thayer (1991) reviewden literatuur en zagen tientallen dagen overleving bij meerdere soorten (*Aquiptecten irradians*, *Crassostrea virginica*, *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis*, *Ostrea edulis*, *Rangia cuneata*). *Katylsia opima* overleefde minstens 7 dagen van verhongering (Mane, 1975).

Gezien de lange duur voordat dieren sterven lijkt het erop dat verhongering een aspect kan zijn dat bijdraagt aan de sterfte maar dat voor de meeste schelpdiersoorten andere oorzaken waarschijnlijker zijn.

Fysisch: verdrinking en begraving.

In eerste instantie kan de sedimentatie leiden tot verdrinking. Wanneer de sediment laag zwaar genoeg is kan dit fysieke schade toebrengen aan het macrobenthos door het te pletten. Bij een plotselinge bedekking zijn de effecten afhankelijk van de dikte van de afgezette laag, het soort sediment waarmee de bodem bedekt wordt en van het soort organismen dat bedekt wordt. Wordt het bodemleven niet gedood door het gewicht van het sediment, dan zijn ze alsnog begraven onder een laag sediment dat ze te boven moeten zien te komen. Wanneer de mate van sedimentatie niet te groot is, zijn de effecten relatief klein aangezien de meeste soorten in staat zijn zich uit te graven. De capaciteit om zich uit te graven zijn van soort tot soort zeer verschillend (Groenewold & Dankers, 2002). De "overburden stress" (Nichols et al., 1978), in kilopascals (kPa), geeft de mate van kracht aan dat uitgeoefend wordt op het bodemleven tijdens bedekking. Hinchey et al. (2006) heeft de percentage van overleving na 6 dagen bij een bepaalde mate van overburden stress voor het nonnetje *Macoma balthica*, het vlokreeftje *Leptocheirus plumulosus* en de borstelworm *Streblospio benedicti* berekend (zie **Figuur 11**). De eerste is een stevig schelpdier, ingegraven in het sediment, aangepast aan bewegen naar verschillende dieptes. De borstelworm is klein, leeft in kleine buisje op modderig intergetijde-gebieden waar weinig sedimentatie stress is. Het kan niet zo goed graven en is afhankelijk van een direct contact met het water. Het is een typisch r-strateeg, gericht op snel en veel reproduceren (http://www.sms.si.edu/irlspec/Streblospio_benedicti.htm). De vlokreeft leven gewoonlijk in buisjes.

Verdrinking, in die zin dat het sediment het macrobenthos plet, zal van toepassing zijn bij grote hoeveelheden sediment. Hoe een dikke laag zand 'zachte' dieren, zoals wormen, verdrukt is goed voor te stellen. Echter bij welke hoeveelheden sediment dit het geval is, is nog onduidelijk. Hoewel Hinchey et al. (2006) de overburden stress berekend om te kijken hoeveel individuen het overleven, is het nog niet duidelijk of de dieren door verdrinking, dan wel verstikking of vergiftiging overlijden.



Figuur 11 Toont de gemiddelde overleving na 6 dagen voor *Macoma balthica*, *Leptocheirus plumulosus* en *Streblospio benedicti* bij een specifiek mate van overburden stress. In deze opzet staat iedere overburden stress iedere keer voor andere sediment laag diktes door ieder keer water en sediment anders te mixen. De 4,1 à 4.3 kPa van *Streblospio* staat voor 5.6 tot 6.5 cm waar de 12.0 kPa van *Leptocheirus* staat voor 15.6 cm en 15.6 kPa voor 20.2 cm. De 16 kPa voor *Macoma* staat voor 24 cm sediment bedekking (naar Hinchey et al., 2006).

Chemisch: tolerantie vs. verstikking en vergiftiging.

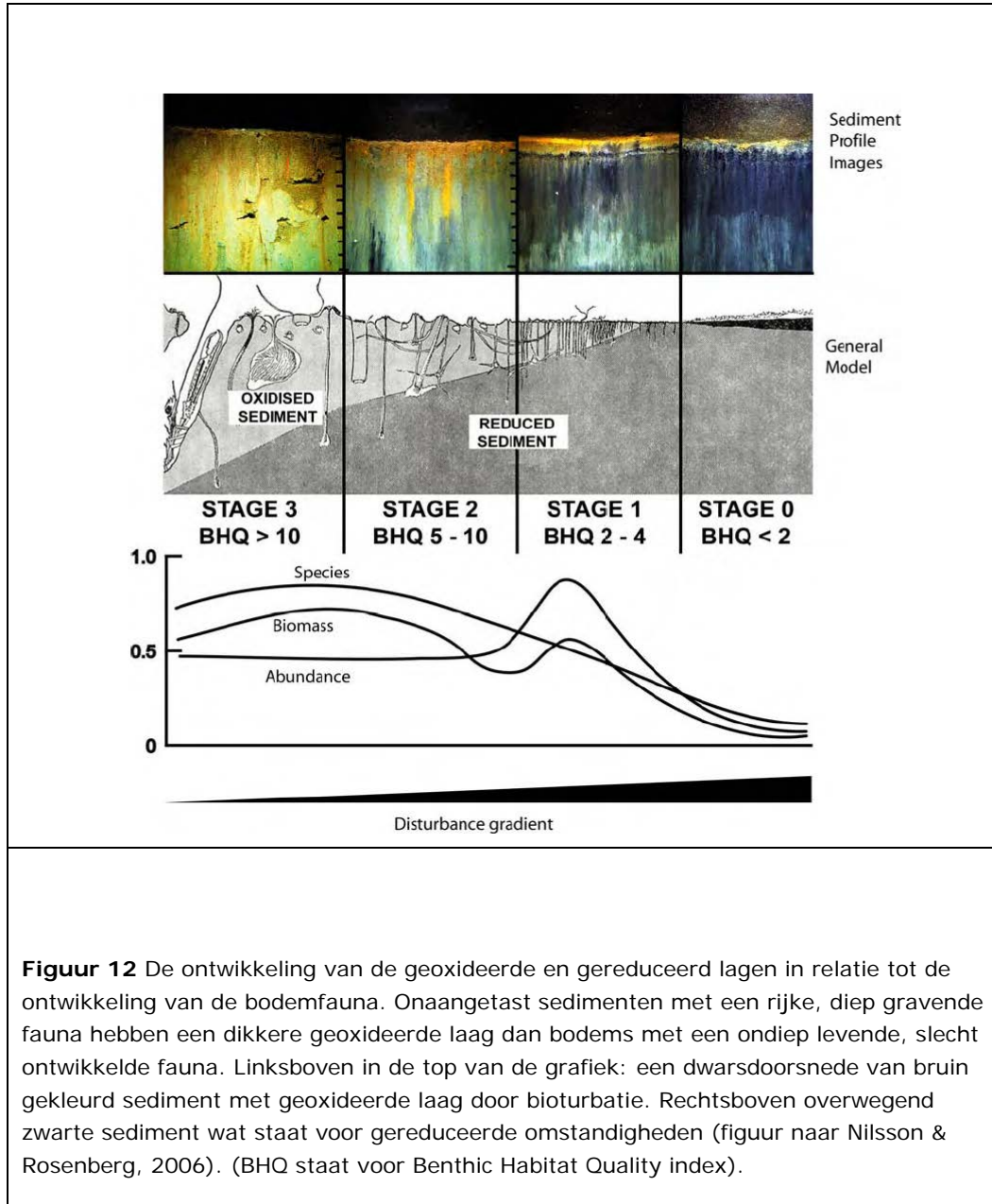
Zoals eerder aangegeven kan bedekking door overvloed de connectie die benthische organismen met het water hebben verbreken. Zonder deze connectie is het uitwisselen van zuurstof en afvalstoffen en het verkrijgen van voedsel niet meer mogelijk. Als gevolg heeft het dier te maken met zuurstofgebrek, een opbouw van afvalstoffen en een tekort aan voedsel. In het huidige stuk wordt nader ingegaan op de effecten van zuurstofgebrek (verstikking) en de opbouw van afvalstoffen (vergiftiging). Het gaat bij vergiftiging om waterstofsulfide (H_2S) en ammonium (NH_4^+). Verwacht wordt dat deze twee chemische aspecten in eerste instantie een hogere risico vormen voor het dier, meer dan voedsel tekort.

Verstikking door het gebrek aan zuurstof als gevolg van een afname in gaswisseling is een direct effect van bodembedekking door sedimentatie (Diaz & Rosenberg, 1995). Die soorten die niet op tijd de gaswisseling met het sedimentoppervlakte en het water kunnen herstellen zullen o.a. door verstikking om het leven komen. Doordat de gaswisseling niet herstelt wordt, is het ook niet mogelijk om afvalstoffen te lozen, waardoor vergiftiging kan optreden. Wanneer organismen begraven raken door een extra laag sediment dan worden ze geconfronteerd met een afname van het zuurstofgehalte en een toename van de ammonium- en sulfideconcentraties (Bijkerk, 1988, Essink, 1999). Zowel een tekort aan zuurstof en een toename in toxische ammonium en sulfiden kunnen leiden tot sterfte.

Natuurlijke omstandigheden

Over het algemeen neemt de zuurstofconcentratie met de sedimentdiepte af, terwijl de sulfidenverbindingen toenemen. De omslagdiepte waar reducerende chemische processen de overhand over oxiderende processen krijgen wordt de redoxhorizon genoemd, waaronder geen vrije zuurstof meer beschikbaar is (Groenewold & Dankers, 2002). In principe is alleen de dunne bovenste laag voorzien van zuurstof. Daarna wordt het al snel geconsumeerd door bv sulfiden. In een natuurlijke

situatie met een goed ontwikkelde fauna is de oxische laag meerdere centimeters (**Figuur 12**, Rumohr, 2005, Nilsson & Rosenberg, 2006). Naarmate het dieper wordt valt de zuurstof weg en dient eerst NO_3^- als bron voor zuurstof (waarbij NH_4^+ wordt gevormd) en daarna sulfaten (waarbij H_2S wordt gevormd) (**Figuur 13**, Vismann, 1991, van Raaphorst et al., 1991, 1992, Lohse, 1993, Boudreau & Jorgensen, 2001). De bedekking van de zeebodem door sediment kan de redox condities van de voormalige zeebodem veranderen waardoor anoxische condities zich kunnen ontwikkelen (dan wel door gebrek aan aanvoer van zuurstof, dan wel consumptie van zuurstof door achtergebleven organismen en stoffen).



Natuurlijke tolerantie voor zuurstofarme en sulfiderijke omstandigheden.

Tidale soorten gedijen goed in de getijdenzone, waar de omstandigheden zeer dynamisch zijn en waar ze tweemaal daags droogvallen. Tijdens het droogvallen zullen deze soorten zich zelf moeten beschermen tegen uitdroging, zuurstoftekort en ophoping van afvalstoffen in hun systeem. Pas wanneer ze weer door water bedekt zijn zullen ze het contact met het water, en daarmee het uitwisselen van zuurstof en afvalstoffen weer kunnen herstellen. In die zin zijn tidale soorten al bekend met (korte) periodes van uitdroging, lage zuurstofgehaltenes en toename van afvalstoffen. Deze

zeer dynamische ondiepe bentische leefgebieden (< 20 m depth) worden met name bewoond door gemeenschappen met een lage diversiteit en worden vaak gedomineerd door soorten die voor veel nakomelingen zorgen maar waarvan maar enkele zullen overleven, om zo snel herstel mogelijk te maken (Clarke & Miller-Way, 1992; Ray & Clarke, 1999). Dergelijke gemeenschappen die van nature in vroege successie stadia voorkomen, kunnen zich beter herstellen dan gemeenschappen die in diepere en stabielere omgevingen voorkomen (Newell et al. 1998).

Subtidale soorten zitten permanent onder water en hebben daarom minder te maken met extreme omstandigheden in vergelijking met tidale soorten. Hun tolerantie voor uitdroging, lage zuurstofgehaltenes en ophoping van afvalstoffen zal daarom naar verwachting lager zijn. Omdat sedimentatie de connectie met het water, dat voor meeste bentische soorten van levensbelang is, (tijdelijk) verbreekt, zal dit het uitwisselen van zuurstof en afvalstoffen (tijdelijk) verhinderen. De verwachting is daarom dat die soorten die van nature al moeten omgaan met periodes van lage zuurstofgehaltenes en toename van afvalstoffen, zich beter kunnen handhaven tijdens bedekking door sedimentatie dan soorten die dat niet hoeven. Afhankelijk van waar soorten voorkomen hebben ze zich aangepast tot bepaalde omstandigheden en hebben dus al wel of niet een bepaalde tolerantie voor bedekking. Polychaeta, Crustacea, Bivalves, Gastropoda, en Echinodermata komen zowel subtidaal als tidaal voor.

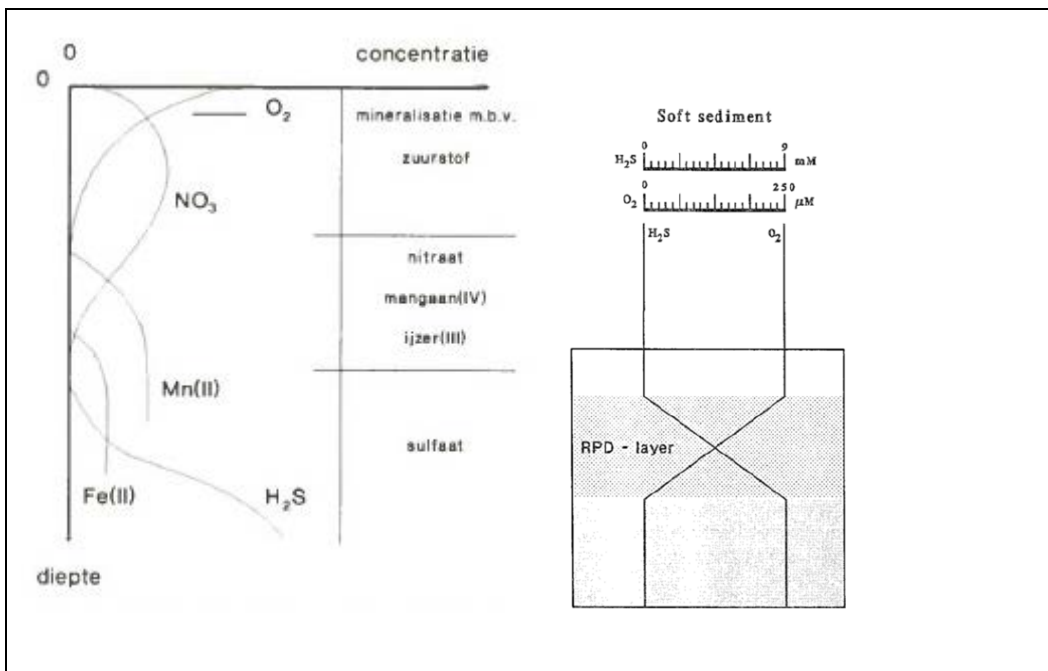
Zuurstof

Groenewold & Dankers (2002) verwachtte dat de kritische grens voor vele macrobenthische soorten ligt op 0.9 mg/l zuurstof, maar dat is afhankelijk van de tijd dat de lage concentraties bestaan, en waarschijnlijk de temperatuur. Rosenberg (1977) concludeerde dat zuurstofgehaltenes onder de 2.86 mg/l tot hoge mortaliteit van tweekleppigen leidt. In 1991 toonde Rosenberg aan dat 8 bentische soorten (5 tweekleppigen en 3 zeesterren) 0.5 – 1.0 ml/l zuurstof concentraties kunnen tolereren voor enkele dagen en zelfs enkele weken. Onderscheidt kan gemaakt worden tussen organismen die voor een langere periode zonder nieuwe toevoer van zuurstof kunnen en organismen die continue zuurstof toevoer nodig hebben (Hal et al., 2011). Zoals eerder aangegeven hebben sommige organismen een zekere mate van tolerantie voor lage zuurstofgehaltenes en hoge sulfidegehaltenes. Zij zijn hiertoe in staat omdat ze van nature al in een omgeving voorkomen waarin dergelijke omstandigheden voorkomen.

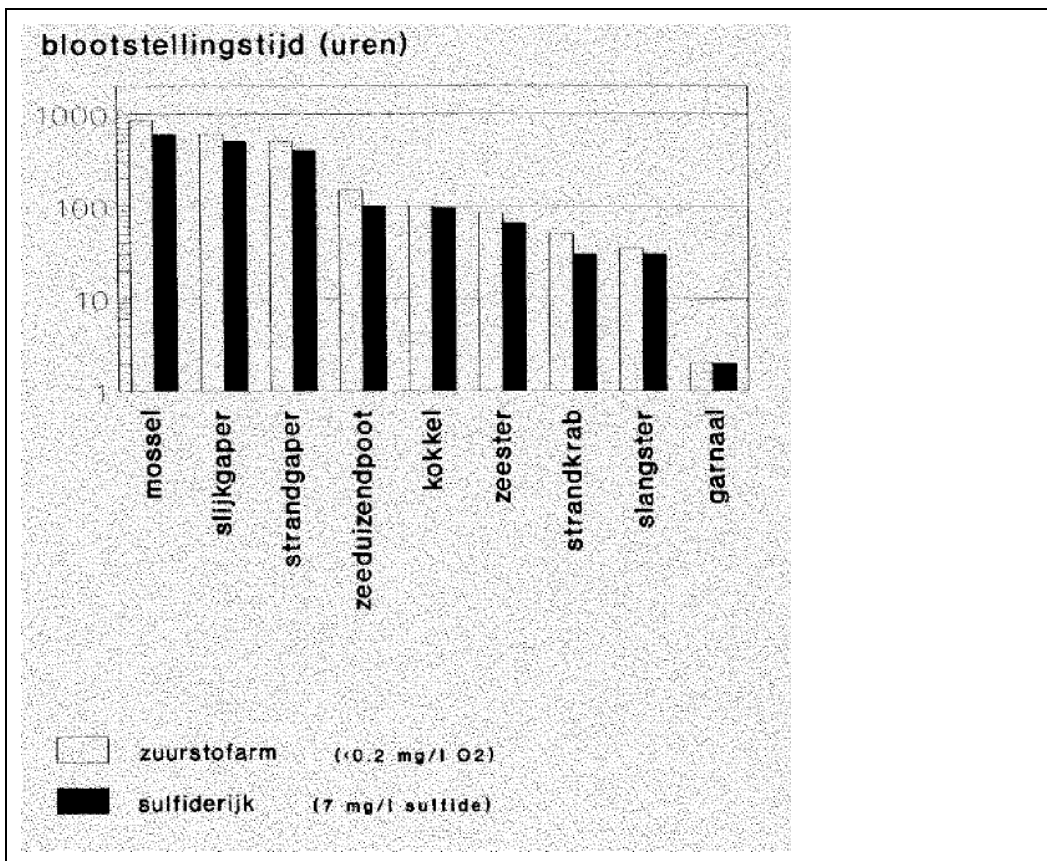
Sulfiden

Onder anaerobe omstandigheden wordt waterstofsulfide geproduceerd door de reductie van sulfaat (SO_4^-), met als gevolg dat de sulfide (H_2S) concentratie in de bodem toeneemt (Jahn & Theede, 1997). Daarnaast draagt de aanwezigheid van opgeloste organische koolstof, organische stikstof en fosfor in het geloosde sediment, dat dient als nutriënten voor o.a. plankton en algen, bij aan de vraag voor zuurstof. Lage zuurstofgehaltenes in het sediment zijn de oorzaak van deze verandering in redox potentiaal, wat leidt tot de productie van waterstofsulfide (H_2S) door sulfaat reductie en de accumulatie van ammonia in sedimenten (NH_4^+). H_2S toxiciteit zorgt voor sterfte door middel van remming van elektronen transport tijdens aerobe ademhaling (Torrans & Clemens, 1982). Het vrijkomen van gasvormig sulfide (H_2S) kan grootschalig sterfte van bodemdieren veroorzaken (Groenewold & Dankers, 2002).

Sulfide blijkt zeer toxisch. De slangsterren *Amphiura filliformis* en *Ophiura albida* hadden respectief een LT_{50} van ~3.5 en ~1 dag bij 20 μM (Vistisen & Vismann, 1997). De garnaal had een LT_{50} van ~1 uur bij 20 μM (Vismann, 1996). Theede (1973, zoals beschreven in Bijkerk, 1988) heeft voor enkele macrobenthische soorten de tolerantie voor verlaagde zuurstof- en verhoogde sulfideconcentraties bepaald (**Figuur 14**). Aan de hand van dit figuur kunnen de volgende algemene trends aangenomen worden. Uit **Figuur 14** blijkt dat de meeste soorten een hogere tolerantie voor zuurstofarme omstandigheden hebben dan sulfiderijke omstandigheden. Bijna alle soorten in **Figuur 14** zullen eerder aan sulfide vergiftiging sterven dan aan zuurstofgebrek. Schelpdieren zijn het beste bestand tegen zuurstofarme omstandigheden (zie ook Vaquer-Sunyer & Duarte, 2008), gevolgd door Polychaeta, Echinodermata en als laatste Kreeftachtigen. (NB: **Figuur 14** is gebaseerd op een beperkt aantal soorten vb. Polychaeta n=1). De gebruikte concentraties (0.2 mM) lijken wel realistisch voor te kunnen komen (1.5 tot 9 mM, Jørgensen et al. 1990, Vismann, 1991). De hogere tolerantie voor zuurstofarme condities in vergelijking tot sulfide wordt herhaald in Vistisen & Vismann (1997).



Figuur 13 Schematische weergave van de mineralisatie reactie in mariene sedimenten (Van Raaphorst et al. 1991, Vissmann, 1991). Ammonium wordt gevormd door de omzetting van NO_3^- naar NH_4^+ en is op zijn maximum wanneer de NO_3^- is uitgeput (Vissmann, 1991, van Raaphorst et al., 1991, 1992, Lohse et al., 1993, Boudreau & Jorgensen, 2001).



Figuur 14 Tolerantie van enkele macrobenthische soorten voor verlaagde zuurstof- en verhoogde sulfide concentraties (Naar Theede, 1973). Weergegeven als LT_{50} -waarden, de blootstellingstijd die leidde tot sterfte van 50% van het aantal proefdieren. Een 7 mg/l H_2S staat gelijk aan 0.2 mM waar 9 mM kan voorkomen in natuurlijke sedimenten (Vismann, 1991).

	Tolerantie	
	Zuurstofarm	Sulfiderijk
Schelpdieren	100 - 900 uur blootstelling aan 0.2 mg/l O_2 leidde tot 50% sterfte (900 uur = ~38 dagen).	95 - 775 uur blootstelling aan 7 mg/l sulfide leidde tot 50% sterfte.
Kreeftachtigen	3 - 60 uur blootstelling aan 0.2 mg/l O_2 leidde tot 50% sterfte (60 uur = 2.5 dag).	3 - 40 uur blootstelling aan 7 mg/l sulfide leidde tot 50% sterfte.
Polychaeta (zeeduizendpoot)	210 uur blootstelling aan 0.2 mg/l O_2 leidde tot 50% sterfte.	100 uur blootstelling aan 7 mg/l sulfide leidde tot 50% sterfte.
Echinodermata	45 - 87 uur blootstelling aan 0.2 mg/l O_2 leidde tot 50% sterfte.	40 - 70 uur blootstelling aan 7 mg/l sulfide leidde tot 50% sterfte.

Ammonium

De accumulatie van ammonium in sedimenten is o.a. een gevolg van de excretie van stoffen van de benthische soorten. Het ontstaat onder anoxische omstandigheden (van Raaphorst et al., 1991, 1992, Lohse et al., 1993) en is potentieel giftig. Voor de Amphipoda *Leptocheirus plumulosus* is de LC_{50} waarde voor ammonium (4 dagen blootstelling d.m.v. water) vastgesteld op 44 mg NH_3 -N/L voor juvenielen en 89 mg NH_3 -N/L voor subadulten (Moore et al., 1997). **Tabel 7** geeft de LC_{50} waardes aan voor andere Amphipoda. Hier blijkt dat adulte Amphipoda over het algemeen een hogere

tolerantie hebben voor ammoniak gehalten dan subadulten. Voor adulte Amphipoda geldt dat bij een blootstelling van 50 – 155 mg/l totale ammoniak of 0.80 – 3.50 mg/l niet-geioniseerde ammoniak voor 4 dagen, 50% van de dieren zal sterven.

Tabel 7 Gepubliceerde LC_{50s} voor mariene amphipoda soorten bij 4-daagse blootstelling (d.m.v. water) aan totale en niet-geioniseerde ammoniak. (Naar Moore et al. 1997).

Soort	Stadium	Totale ammoniak (mg/L)	Niet- geioniseerde ammoniak (mg/L)	Bron
<i>Ampelisca abdita</i>	subadult (710 - 1,000 µm)	63.5 (54.2 - 74.4)	2.51 (2.16 - 2.93)	SAIC
<i>A. abdita</i>	Adult	49.9 (45.6 - 54.4)	0.83 (0.76 - 0.92)	Kohn et al.
<i>Rhepoxynius abronius</i>	Adult	78.7 (73.3 - 84.5)	1.59 (1.46 - 1.72)	Kohn et al.
<i>Eohaustorius estuarius</i>	Adult	127 (114 - 169)	2.52 (2.26 - 3.38)	Kohn et al.
<i>Grandidierella japonica</i>	Adult	155 (133 - 204)	3.48 (3.05 - 4.46)	Kohn et al.
<i>Leptocheirus plumulosus</i>	Subadult (600 - 1,000 µm)	88.9 (77 - 103)	0.70 (0.6 - 0.9)	Moore et al. 1997

Samenvattend: Naar verwachting zullen tidale soorten enige tolerantie hebben voor zuurstofarme condities en voor accumulatie van sulfide en ammonium. Ze kunnen zich in het algemeen sneller herstellen na verstoring. De meeste soorten die rondom de – 20 meter lijn voorkomen, komen zowel tidaal als subtidaal voor (vb. Polychaeta, Kreeftachtigen, Bivalva, Gastropoda, Echinodermata, zie bijlage 3) en bezitten daarom enige tolerantie voor bedekking. Het is moeilijk te zeggen waaraan een dier sterft in zijn algemeenheid. Het lijkt er echter op dat sulfide vergiftiging eerder optreedt dan andere vormen.

Type sedimentatie in relatie tot het originele substraat.

Ongeacht de dikte van de depositie zullen de overlevingskansen van de lokale bodemfauna groter zijn naarmate de eigenschappen van het nieuwe sediment beter overeenkomen met die van het oorspronkelijke (Saucier et al., 1978 zoals genoemd in Bijkerk, 1988). Zo zal voor tweekleppigen de ontsnappingskans groter zijn wanneer het neergedaalde sediment overeenkomt met het sediment waar ze van nature in voorkomen omdat hun voet hieraan is aangepast. Wanneer het sediment in consistentie verschilt zal de tweekleppige zich hier moeilijker doorheen kunnen bewegen en is de ontsnappingskans kleiner. Voor zijn uitgraafvermogen is bijvoorbeeld de kokkel afhankelijke van het sedimenttype, omdat het zich krachtig afzet met zijn voet om te ontsnappen of uit te graven (Kranz, 1974a).

Bij overvloed is er sprake van gebiedseigen sediment. Het sediment dat onlangs is opgebaggerd, zal gedeeltelijk via overvloed weer op de bodem neerduwelen tijdens het baggeren. Verwacht wordt dat bij bedekking door overvloed habitat verandering door verandering in sediment eigenschappen niet van toepassing zal zijn.

Concluderend omtrent oorzaken van sterfte bij begraving

Bij overvloed is er sprake van bedekking van het bodemleven. Uit bovenstaande figuren kunnen de meeste soorten tijdelijk (van een paar uur tot meerdere dagen) onder zuurstofarme en sulfide- en ammoniarijke omstandigheden. Hoe lang is soort afhankelijk. De mate waarin bedekking door overvloed zuurstofarme en sulfide- en ammoniarijke omstandigheden veroorzaakt, is afhankelijk van de laag dikte en in hoeverre stromingen het sediment herverdelen en verspreiden. Wat uiteindelijk de echte doodsoorzaak is, verdrukking, vergiftiging, verhogering is nog onduidelijk. Vergiftiging door

sulfiden is de meest waarschijnlijke oorzaak. Voor precieze uitspraken is meer onderzoek nodig. Maar is het relevant? Het gaat om natuurlijke stoffen en in het proces van baggeren valt weinig te sturen op dat punt. Het zand bevat ook geen extra organische stoffen die leiden tot bijvoorbeeld extra H₂S. Het stuurmiddel wat er is, is een vrijwaringszone zodat er minder sedimenteert.

Overleving

Bij sedimentatie kunnen dieren direct geplet worden dan wel lange tijd onder het sediment zitten en dan geplet worden dan wel vergiftigd worden. Gezien het graduele proces is direct pletten niet waarschijnlijk. Wordt het macrobenthos alleen maar begraven dan zullen de bodemdieren voldoende verticaal moeten migreren om te overleven. De sedimentatie-laag waarbij organismen kunnen overleven is afhankelijk per soort en is afhankelijk van de samenstelling van het sediment (OSPAR, 2008). Meerdere studies zijn uitgevoerd om van verschillende benthische organismen de ontsnapingscapaciteit na begraving te meten (Maurer, 1982, Bijkerk, 1988; Essink, 1999; Wilber et al., 2007). Er zijn verschillende aspecten die van invloed zijn op de overlevingskans van organismen nadat ze zijn begraven door een laag sediment (Bijkerk, 1988):

- De dikte van de sediment laag
- De fysische eigenschappen van het sediment (korrelgrootte)
- De frequentie waarmee sediment wordt afgezet
- Watertemperatuur/Seizoen

Er is een maximale dikte van sediment die de bodemdieren kunnen overwinnen door middel van ontsnapingsmechanismen zoals zwemmen of graven. Worden dieren begraven tot op een diepte die groter is dan deze 'fatale' diepte, dan zijn de overlevingskansen minimaal. Voor eenzelfde soort kan de fatale diepte in zand verschillen van de fatale diepte in slib. Dit heeft te maken met de fysieke eigenschappen van het sediment. Hoewel meerdere benthische soorten beschikken over ontsnapingsmethoden, kost dit energie en is hiervoor tijd nodig. In de volgende secties worden voor een paar phyla/klassen de toegepaste ontsnapingsmethoden en de sedimentdikte waarbij overleving nog mogelijk is beschreven. Daarnaast worden aan de hand van literatuur enkele grafieken opgesteld per phyla/klasse. De frequentie waarmee sediment wordt afgezet en de temperatuur waarbij dat gebeurt spelen een rol in de overlevingskans van bodem soorten.

De verwachting is dat soorten die tidaal voorkomen een hogere tolerantie zullen laten zien voor sedimentatie. Deze soorten zijn gewend aan een dynamische omgeving waarbij sedimentatie aan de orde van de dag is.

Natuurlijke dynamiek in sedimentatie en gepaard gaande overleving

De Nederlandse ondiepe kustzone is een dynamische omgeving. Bij storm is de bovenste ~30 centimeter sediment continu in beroering door de getijstrooming en golfactie. Met name stormen van >6 beaufort brengen de bovenste sedimentatie-laag in beweging zelfs tot op -40 meter diepte (Leewis et al., 1998, Laane et al., 1999, Gerritsen et al., 2000, Danker et al., 2001, Suijlen & Duin, 2001, Mills et al., 2002, Van Prooijen et al., 2007). Voor bodemdieren op 20 meter diepte betekent dit dat ze regelmatig te maken hebben met een mogelijke begraving van decimeters na stormen (paar keer per maand). Bodemdieren zullen niet perse onder de volledige laag komen maar in ieder geval is de aanwezige gemeenschap o.a. het resultaat van regelmatige sedimentatie. Het mag verwacht worden dat de aanwezige dieren een bepaalde tolerantie hebben voor sedimentatie.

Tabel 8 bevat de samenvatting van enkele studies met betrekking tot de natuurlijke sedimentatie (op korte termijn). Uit deze tabel blijkt dat een natuurlijke dynamiek in sedimentatie van een laag van 30 cm dik niet ongewoon is.

Tabel 8 Natuurlijke sedimentatie documentatie in verschillende studies (naar Hinchey et al., 2006).				
Locatie	Omstandigheden	Aanwezige soorten	Sedimentatie hoeveelheid	Studie
Nederlandse kustzone Waar is dat? Binnen of buiten de -20 m?	Dynamische omgeving door getijstrooming en golfacties	<i>Spisula subtruncata</i> , <i>Ensis americanus</i>	30 cm dikke laag in beweging per storm	Laane et al., 1999.
(upper) York River estuary	Slibachtig klei in het kanaal, fijn zand in ondiepe zandbanken. Sedimentatie gedurende hoogwater getijde in de lente.	Opportunistische annelida (polychaetes <i>Mediomastus ambiseta</i> en <i>Paraprionospio pinnata</i>) + tweekleppigen <i>Macoma balthica</i> en <i>Cryptoleura costata</i> .	5 - 30 cm per hoogwater	Kniskern & Kuehl, 2003
Lower Chesapeake Bay	Modderig zand	Benthos: gravende suspension en deposit feeders	< 5 cm per 24 uur	Dellapenna et al., 1998
Hudson River estuary	Slib, sedimentatie gedurende een enkele getijde cyclus	-	25 cm per getij cyclus	Traykovski et al., 2004
Delaware Bay sandflats	Zandbanken. Dagelijkse sediment depositie buiten storm periode	Polychaeta <i>Marenzelleria viridis</i> , slak <i>Ilyanassa obsoleta</i> , rifvormende worm <i>Sabellaria vulgaris</i>	> 1 cm per dag	Miller et al., 2002
Delaware Bay sandflats	Zandbanken. Sedimentatie gedurende periode van storm	Polychaeta <i>Marenzelleria viridis</i> (graver en deposit feeder), slak <i>Ilyanassa obsoleta</i> (graver), rifvormende worm <i>Sabellaria vulgaris</i>	3 – 17 cm per storm	Miller et al., 2002

Frequentie van sedimentatie

Een sedimentatie proces van iedere keer kleine lagen sediment die afgezet worden in een hoge frequentie, kan hetzelfde effect hebben als het sedimenteren van een dikke laag sediment. Frequente depositie van baggersediment met korte intervallen heeft een overeenkomstig effect als verhoogde sedimentatie gedurende de hele depositie periode. Effect zal ook plaatsvinden wanneer de sedimentatie snelheid hoger is dan de snelheid waarmee het organisme zijn positie t.o.v. de zeebodem oppervlakte kan behouden (Essink, 1999). De slak *Ilyanassa obsoleta* ontsnapte beter uit 4 x 5 cm lagen sediment binnen 2 uur, dan wanneer 20 cm laag sediment in één keer werd gestort (Miller et al., 2002). Dit geeft weer dat de totale laag dikte en de frequentie waarmee het gestort wordt wel degelijk een rol speelt bij deze slak. Schratzberger et al. (2000) geeft aan dat sediment dat in één keer wordt aangebracht grotere gevolgen voor een nematode gemeenschap heeft dan wanneer dezelfde hoeveelheid sediment in kleinere hoeveelheden wordt aangebracht. Het tijdstip van baggeren is ook van belang wanneer men de effecten op het bodemleven wil verminderen. Zo koos Van Dolah et al. (1984) ervoor om in augustus sediment te lozen omdat het vestigen van larven in die periode laag was en sommige soorten inactief waren.

Concluderend

Dit betekent dat de manier van sedimenteren door overvloed van baggerschepen (kleine laagjes per keer) veel makkelijker te overleven is dan de eenmalige dikkere lagen waarmee de test zijn uitgevoerd. De proeven met eenmalige dikkere lagen en de daar uit af te leiden waardes zijn een worst case benadering.

Temperatuur

Bij temperatuur werken twee krachten tegengesteld aan elkaar op het organisme in. Bij hoge temperaturen is er over het algemeen sprake van een hogere metabolisme, waardoor activiteiten meer energie kunnen kosten. Het zuurstof is snel op. Echter, lagere temperaturen leiden tot verminderde uitgraaf capaciteit (metabolisme is lager). Dit kan leiden tot lagere percentages dieren dat ontsnapt door verticale migratie door de verminderde activiteiten gedurende lagere temperaturen. Tolerantie voor sedimentatie veranderingen is hoger bij lage temperaturen en is het grootst bij dieren die ook onder natuurlijke omstandigheden met dergelijke condities te maken hebben (Bijkerk, 1988).

Er zijn echter te kort data om bijvoorbeeld zomer en winter specifieke verstoringafstanden te definiëren.

Tweekleppige schelpdieren (Bivalva)

Binnen de tweekleppigen dient onderscheidt gemaakt te worden tussen permanent vastzittende/immobiele soorten en de mobiele soorten. Soorten die permanent vastzitten op de ondergrond (mosselen en oesters) en immobiele soorten (vb. strandgaper) zijn meer gevoelig voor bedekking (Kranz, 1972a) dan mobiele soorten, aangezien ze zichzelf niet uit kunnen graven. Sommige tweekleppige kunnen zich tot een zekere mate uitgraven, binnen deze groep schelpdieren worden verschillende graafcapaciteiten waargenomen (**Figuur 15**, Bijkerk, 1988). Bijvoorbeeld de zwaardschede (*Ensis americanus*) kan zichzelf nog uitgraven bij een bedekking van 40 cm sediment, terwijl de boormossel al heel snel zichzelf niet meer kan uitgraven.

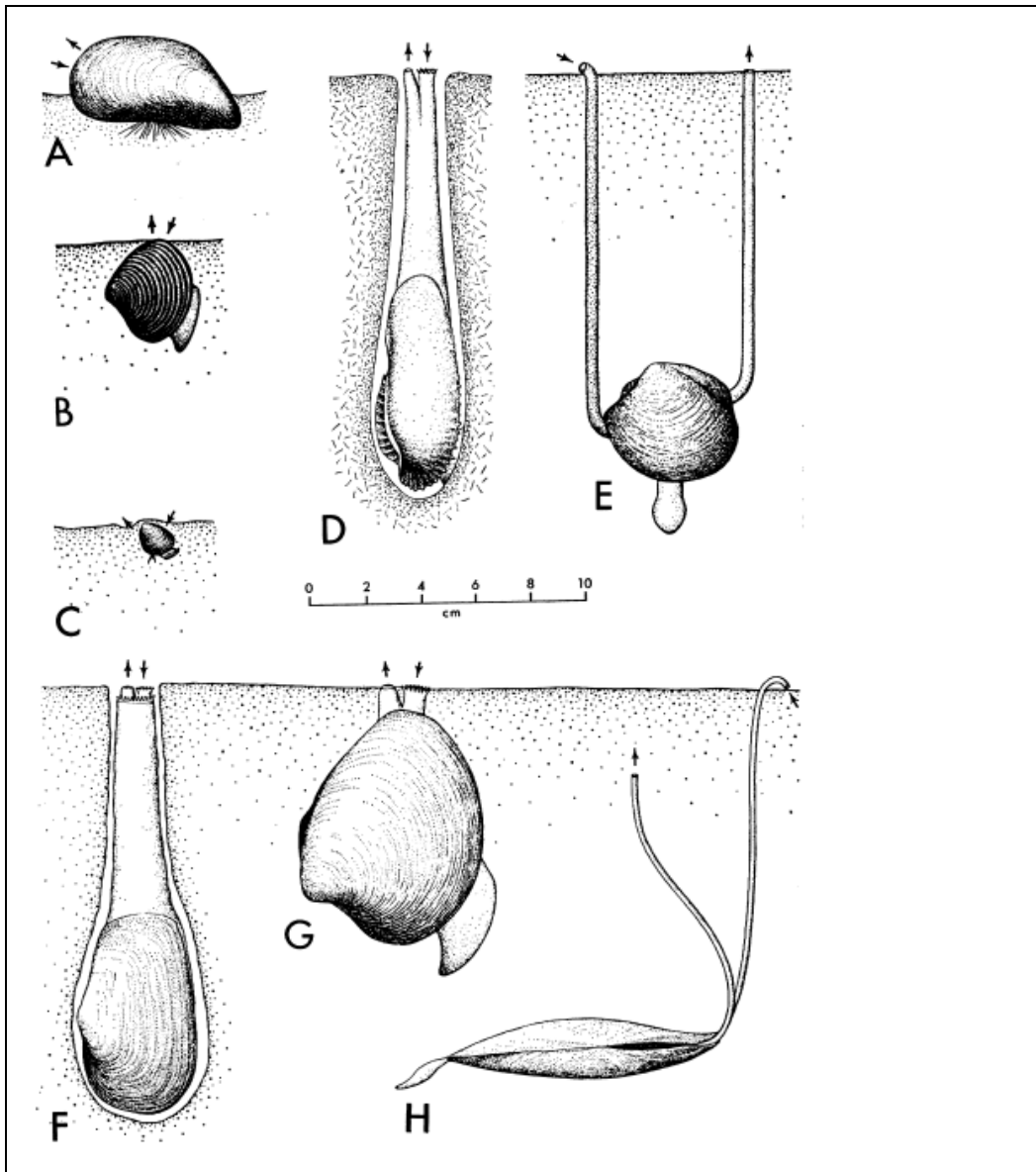
Er zijn vier kenmerken van invloed op de overlevingskansen van tweekleppige die begraven raken:

- Het graafvermogen, dat met name bepaald wordt door de voet. De vorm van de voet is aangepast aan het type sediment waar de dieren van nature in voorkomen (Stanley 1970 zoals beschreven in Bijkerk, 1988). Een goede verankering stelt in coherent sediment (slib) stelt andere eisen aan de vorm en gespierdheid van de voet dan in een non-coherent (zand) sediment (Bijkerk, 1988).
- Vorm van de schelp. Een bolle schelp ondervindt meer weerstand dan een platte schelp.
- Verschil tussen normale levenspositie en hun oriëntatie tijdens het uitgraven. Onderscheid wordt gemaakt tussen:
 - 'Pullers', diegene die zich met hun voet door het sediment trekken. Zij zullen zich eerst moeten draaien alvorens zij kunnen beginnen met zichzelf uitgraven.
 - 'Pushers', diegene die zich met hun voet afzetten. Zij kunnen sneller reageren op een verhoogde sedimentatie.
- De mate van fusie van beide mantelhelften. Bij een matige fusie van de mantelhelften kan zand de mantelholte binnendringen en voor problemen zorgen.

Tweekleppigen kunnen i.p.v. zichzelf uit te graven ook het contact met het sedimentoppervlakte en het water herstellen door hun sifons te verlengen. De lengte van de sifo verschilt per soort en speelt een rol in hoe diep deze soort zich kan ingraven. Bij sedimentatie kan een tweekleppige zijn sifo verlengen om het contact met het oppervlakte en daarmee het water weer te herstellen, waardoor de opname van zuurstof en voedsel en de afname van afvalstoffen weer wordt mogelijk gemaakt. Met het herstellen van de toegang tot deze essentiële hulpbronnen kan het schelpdier zich vervolgens richten op het zich verplaatsen in het sediment, indien nodig.

Functionele groepen

Op basis van de aspecten hierboven hebben Stanley (1970) en Kranz (1972a,b) een indeling in functionele groepen gemaakt. Stanley was hierbij de pionier en hij onderscheidde enkele groepen. Kranz bouwde het verder uit (**Figuur 15**, uit Kranz 1972b, versimpeld ten opzichte van 1972a). Uit deze indeling gepaard met overleving van begraving, komt dat de groepen A, B, D en F kwetsbaar zijn voor begraving. De andere groepen kunnen goed ontsnappen aan extra sedimentatie.



Figuur 15 Classificatie van bivalven met hun verschillende levenswijzen en voetvorm uit Kranz, 1974b. A, Epifaunische suspensie feeder (ES) *Mytilus* (Mytilacea). B, ingegraven non-siphonate suspensie feeder (INS) *Astarte* (Astartacea). C, Labiale palp deposit feeder (LPD) *Nucula* (Nuculacea). D, Boorder (B) *Pholas* (Pholadacea). E, ingegraven mucus tube feeder (MT) *Phacoides* (Lucinacea). F, Diep gravende siphonate suspension feeder (ISDB) *Mya* (Myacea). G, Ondiep gravende siphonate suspension feeder (ISSB) *Mercenaria* (Veneracea). H, ingegraven siphonate deposit feeder (ISD) *Tellina* (Tellinacea).

Fysiologische aanpassingen bij Bivalven

Naast hun fysische aanpassingen, kunnen tweekleppigen zich ook fysiologisch aanpassen. Sommige schelpdieren kunnen hun gebruik van zuurstof verminderen (Blake et al. 1972). In het intergetijdgebied kunnen sommige schelpdieren water vasthouden door hun kleppen te sluiten. Zo zijn ze beschermd tegen uitdroging, lucht, licht, predatie enz. (vb. de mossel, de venusschelp). Wanneer het zuurstof uit het bijgehouden water verbruikt is, kunnen ze overgaan op anaerobe ademhaling. Wanneer ze weer in contact staan met het water schakelen ze over naar aerobe ademhaling (vb. de mossel). Zo kunnen sommige organismen een paar uur zonder zuurstof. Bij hogere temperaturen (daardoor hoog metabolisme) is er sprake van snelle verbruik van reservestoffen (vb. oester).

Hierdoor is de overlevingskans tijdens hoge temperaturen kleiner (Dunnington, 1968, zoals beschreven in Bijkerk, 1988). Kranz (1972) heeft voor verschillende tweekleppige schelpdieren de graafsnelheid in kaart gebracht in relatie tot morfologie en ecologie

Nederlandse soorten

De Nederlandse soorten van interesse zijn: nonnetje (*Macoma balthica*), grote strandschelp (*Macra stultorum cinerea*/ *Macra corallina*), *Spisula subtruncata* (halfgeknotte strandschelp) en *Ensis directus* (Amerikaanse zwaardschede) en de stekelhuidige hartegel (*Echinocardium cordatum*). *Spisula solida* (in het noorden), *Spisula elliptica* (in het zuiden), venusschelpen (*Chamalea striatula*) en zaagje (*Donax vittatus*). Vooral de *Donax* begint juist rondom de -20 m lijn in dichtheid toe te nemen. De otterschelp (*Lutraria lutraria*) komt de laatste tijd van diepere wateren richting de kust (Goudswaard et al., 2011, Perdon et al., 2016).

Uit Figuur 16 blijkt dat nonnetje, *Ensis* en zaagje weinig problemen kennen met sedimentatie ze overleven al snel 5-10 cms. De overige soorten *Spisula* en *S. solida*, *S. elliptica*, venusschelpen komen ook allemaal kustwaarts voor en zullen dus ook sedimentatie tijdens het getij gewend zijn. Voor de zekerheid zullen aanvullend patronen van overleving worden afgeleid uit algemene data.

Een apart geval is de otterschelp. Deze lijkt nogal op de strandgaper (*Mya arenaria*, categorie F, **Figuur 15**) en we gaan er van uit dat hij zich in de overleving net zo zal gedragen als de strandgaper (**Figuur 17**). Uit (**Figuur 17**) blijkt dat strandgaper een sedimentatie van 4 cm 100% overleefd.

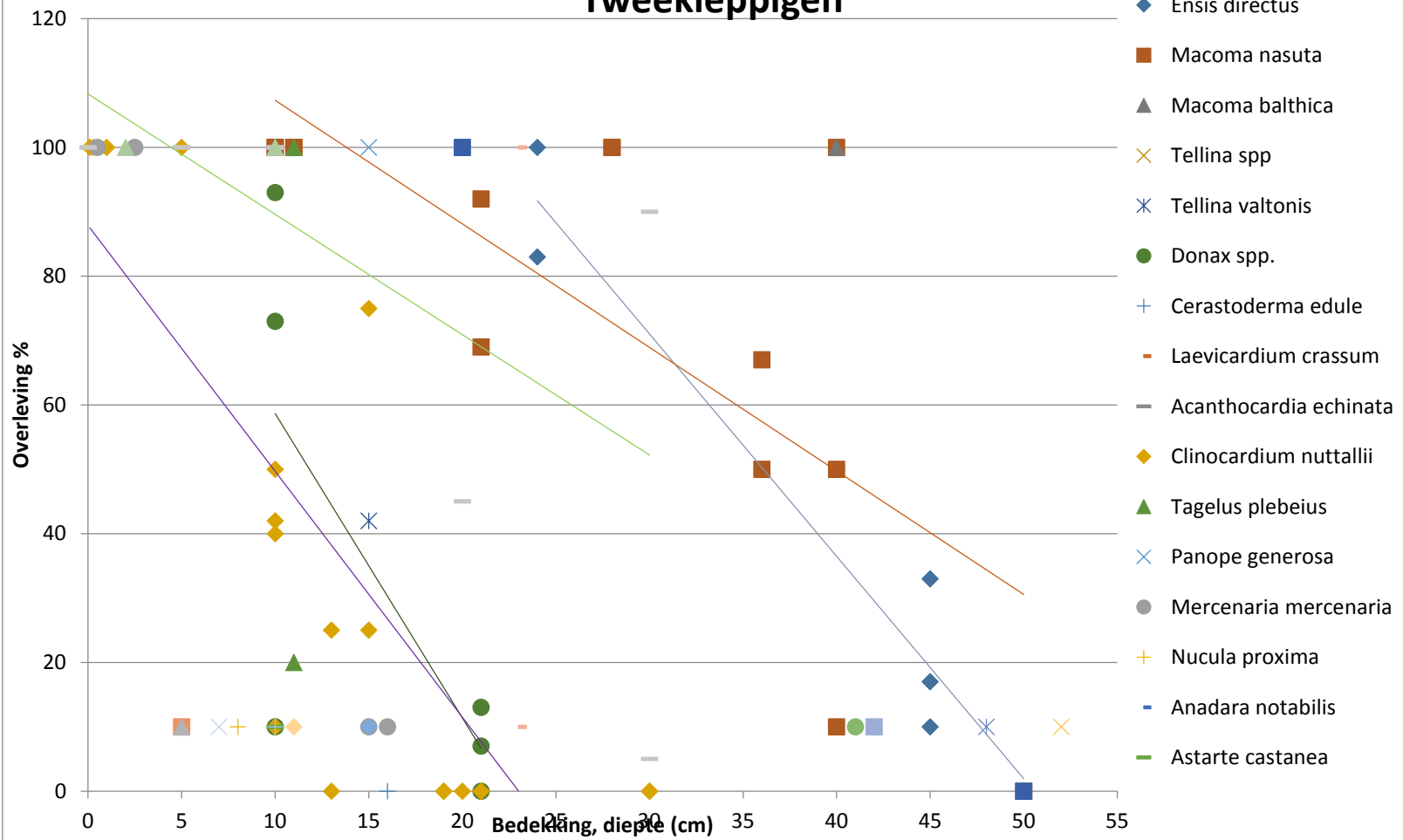
Patronen bij functionele groepen

Voor niet alle soorten in de Nederlandse situatie zijn gegevens beschikbaar. Daarom zijn voor zo veel mogelijk soorten de percentages overleving in relatie tot de laag dikte in beeld gebracht om op die manier patronen te kunnen onderscheiden. Op basis van literatuur is gekeken bij welke bedekking tweekleppige soorten nog kunnen ontsnappen (Figuur 16: % overleving vs. diepte (cm)). Verwacht wordt dat in de eerste centimeters sprake is van hoge % overleving en dat dit bij een bepaalde drempelwaarde zal gaan afnemen. In de grafiek zijn die soorten meegenomen waarvan aanwijzingen zijn dat zij voorkomen op een diepte van 20 m, en bevat zowel Nederlandse soorten als buitenlandse soorten. Voor enkele soorten trendlijnen toegepast. In deze grafiek zijn die soorten eruit gelaten, waarvan bekend is dat ze een sessiele levensstijl hebben. Deze soorten worden gegeven in Figuur 16.

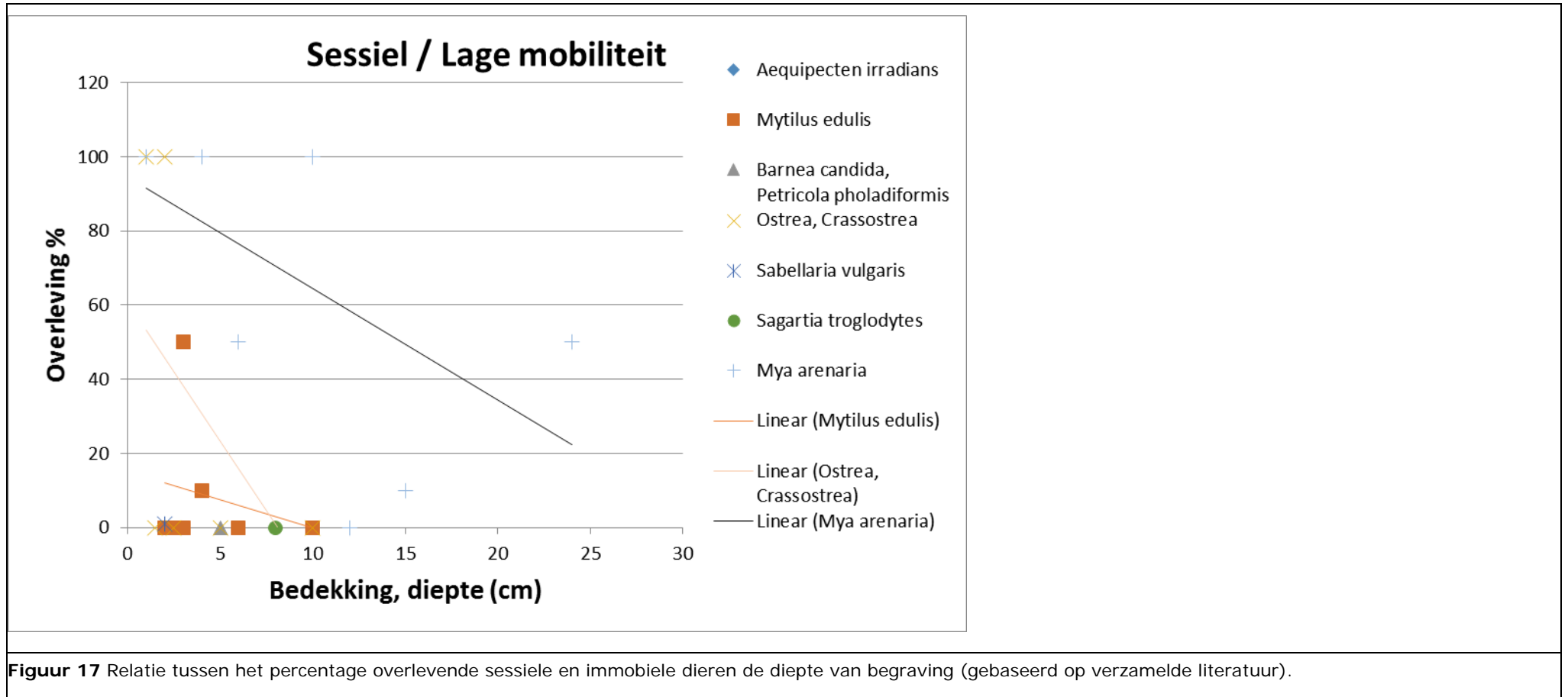
In Figuur 16 zijn enkele lineaire trendlijnen berekend voor enkele soorten, niet zo zeer om te suggereren dat die trend ook zo is maar meer om als gidslijnen te dienen om soort verschillen te demonstreren. Samen met **Figuur 15** en **Figuur 17** zijn er enkele patronen af te leiden

1. Over het algemeen lijken de meeste bivalven ~10 cm sedimentatie te overleven (Figuur 16). Enkele opvallende punten in de grafiek is het cluster links onder in de grafiek. Daar zit een groep die kwetsbaar lijkt Het betreft hier bv de soorten: *Astarte castanea*, *Astarte undata*, *Cardita floridana*, *Venericardia borealis*. Dit zijn over het algemeen soorten die in omstandigheden leven met lage stroomsnelheden en fijn zand en modder als substraat (categorie B, **Figuur 15**). Deze soorten horen niet thuis bij de -20 m en zijn daarmee niet relevant voor deze discussie.
2. De sessiele en minder mobiele dieren worden weergegeven in **Figuur 17**. Behalve *Mya* als voorbeeldsoort voor de otterschelp worden de genoemde dieren (mosselen, oesters) niet aangetroffen op de -20 m lijn.

Tweekleppigen



Figuur 16 Relatie tussen het percentage overlevende tweekleppigen en de diepte van begraving (gebaseerd op verzamelde literatuur).

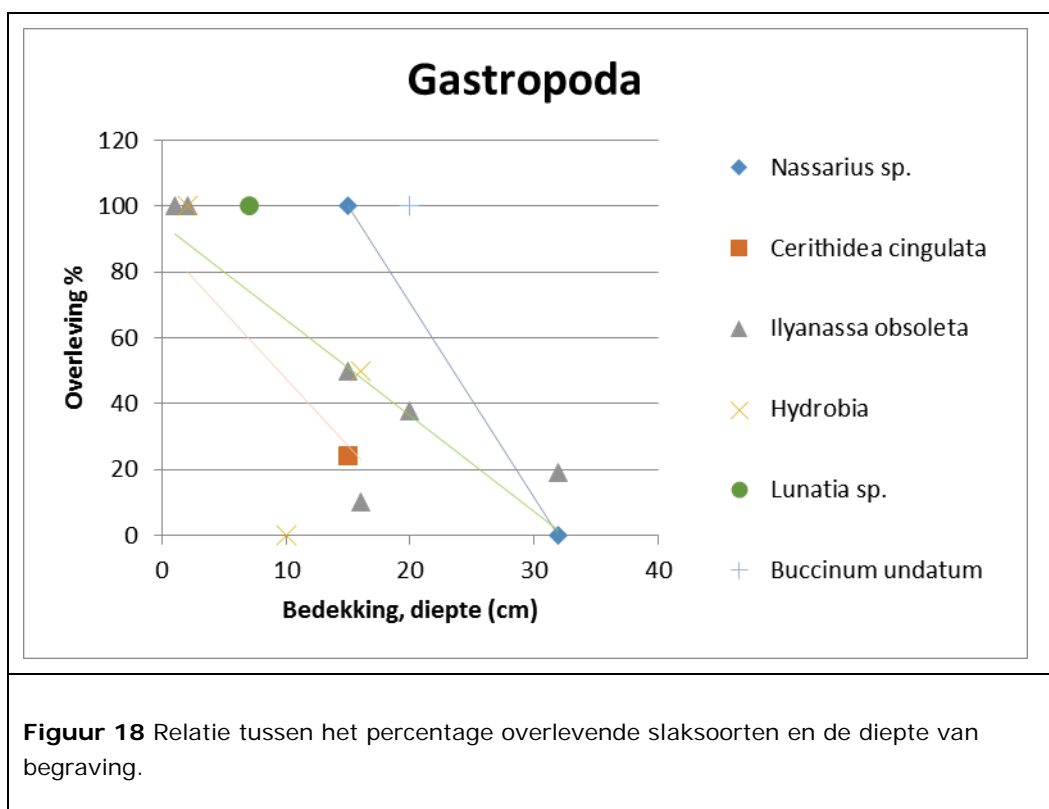


Figuur 17 Relatie tussen het percentage overlevende sessiele en immobiele dieren de diepte van begraving (gebaseerd op verzamelde literatuur).

Gastropoda (slakken).

Vergeleken met tweekleppige schelpdieren is er weinig onderzoek verricht aan het gedrag van slakken bij extra sedimentatie. Over het algemeen zijn de meeste soorten mobiel, wat samenhangt met hun leefwijze als carnivoor (Bijkerk, 1988). **Figuur 18** geeft de relatie tussen de percentage van overlevende dieren en de sedimentatie weer. Een opvallend punt is die van het wadslakje (*Hydrobia* sp.) op 10 cm bedekking. Het betreft hier een schatting van Bijkerk (1988). Bijkerk (1988) heeft hier een schatting gemaakt dat de fatale diepte van deze soort boven de 10 cm (> 10 cm) sedimentatie ligt. Dit punt is dus een veilige benadering. Uit **Figuur 18** kan afgeleid worden dat een sedimentatielaag van 10 cm in principe geen negatieve gevolgen heeft voor slakken (voor deze soorten). Ook zijn alle Gastropoda gebundeld en is een gemiddelde trendlijn weergegeven.

Voor slakken lijkt 10 cm sedimentatie overleefbaar.



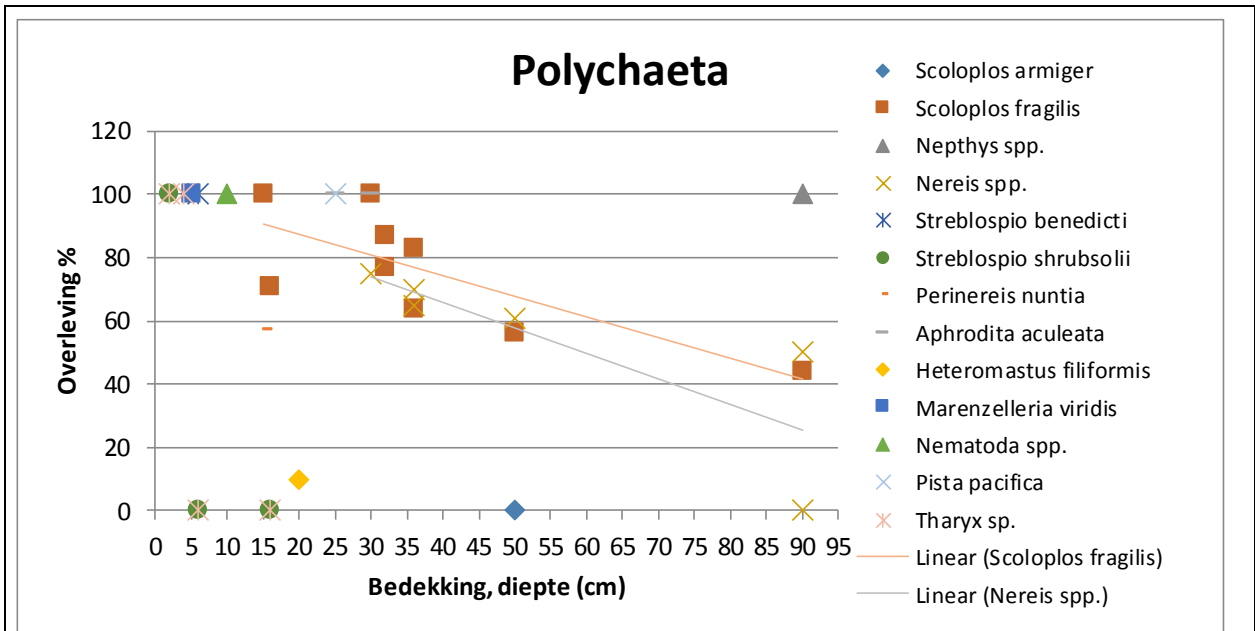
Figuur 18 Relatie tussen het percentage overlevende slaksoorten en de diepte van begraving.

Borstelwormen

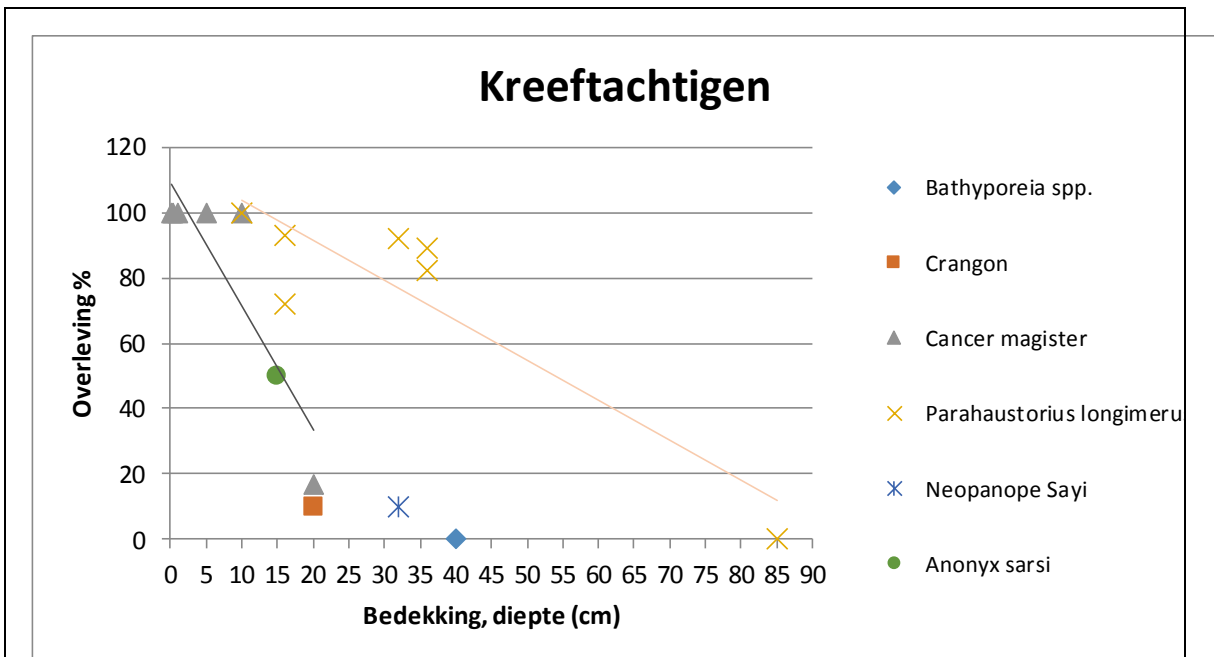
Borstelwormen zijn over het algemeen goede gravers. Daarnaast kunnen sommigen hun metabolisme en activiteit verminderen om zo meer tijd te genereren om zich uit te graven (Blake e.a., 1996). Enkele soorten zijn goed bestand tegen lage zuurstofgehalten (vb. Zager).

Figuur 19 geeft een overzicht van het percentage overlevende dieren en de diepte van begraving. Opvallend zijn hier de punten van de Polychaeta *Tharyx* sp. en *Streblospio shrubsolii*. *Tharyx* sp. komt voornamelijk voor op een diepte van 2 – 4 cm, in het intergetijde gebied (Bolam, 2011). Bolam (2011) zelf wijdt deze lage tolerantie van sedimentatie aan 'overburden stress', de mate van kracht dat uitgeoefend wordt op het dier. M.a.w. het sediment zou te zwaar zijn voor het dier om zich uit te kunnen graven. *Streblospio shrubsolii* komt voornamelijk voor in de bovenste 2 cm van de bodem (Bolam, 2011). Beide soorten komen van nature dus net onder het oppervlakte voor, wat hun lage tolerantie voor bedekking zou kunnen verklaren. De derde soort is *Pista pacifica*. Eigenlijk komen alle drie soorten voor op andere substraten dan het typische -20 m habitat. Als we deze weglaten blijken

Polychaeta best tolerant te zijn voor sedimentatie. Uit **Figuur 19** is af te leiden dat Polychaeta tot een bedekking van 15 cm kunnen hebben (na weglating van soorten die niet relevant zijn).



Figuur 19 Relatie tussen het percentage overlevende dieren en de diepte van begraving voor polychaeta.



Figuur 20 Relatie tussen het percentage overlevende dieren en de diepte van begraving voor kreeftachtigen.

Kreeftachtigen

Kreeftachtigen zoals krabben, kreeftjes en garnalen hebben over het algemeen de capaciteit om bij sedimentatie op tijd weg te zwemmen of anders zichzelf uit te graven. Kreeftachtigen kunnen een toename in ventilatie regelen of opgelost zuurstof in het sediment gebruiken (Saila et al., 1972).

Figuur 20 geeft de relatie tussen de percentage overlevende dieren en de diepte van begraving voor kreeftachtigen weer.

Uit de grafiek blijkt dat, gebaseerd op deze soorten, sedimentatie tot 15 cm weinig effect zal hebben op de kreeftachtigen. Echter 10 cm lijkt hier een maat die veiliger is.

Echinodermata

Stekelhuidigen, zoals zeesterren en zee-egels zijn enige mate mobiel en kunnen zich tot een bepaalde diepte uitgraven. Er zijn maar een beperkt aantal gegevens gevonden m.b.t. de stekelhuidigen.

Figuur 6 geeft de relatie tussen de percentage overlevende dieren en de mate van bedekking voor stekelhuidigen weer. *O. ophiura* die ook rond de -20 worden aangetroffen, overleven 2 cm net als de zeesterren (Last e.a., 2011). In een niet traceerbare studentenstudie wordt gesteld dat *Ophiura sp.* geen 5 cm overleefd (Schäfer, 1962 geciteerd in Bijkerk, 1988). Op zich bewegen *Ophiura's* zich wel onder het sediment (Theede, 1973, Last e.a., 2011, Hendrick et al., 2016). Ondanks hun eerder gemelde gevoeligheid voor H₂S. De zeeklit (*E. cordatum*, de soort voor de verbeter opgave van H1110) overleefde zeer veel (20 cm bedekking). *P. miliaris* was daarentegen weer gevoeliger. Daar was bij 2 cm bedekking al sterfte van 15% (Last e.a., 2011, Hendrick et al., 2016). Echter ook deze soort wordt vaak ingegraven aangetroffen (Last e.a., 2011, Hendrick et al., 2016).

Overige soorten: sessiele soorten of soorten met een lage mobiliteit

Sessiele soorten of soorten die een lage mobiliteit bezitten zijn. Deze soorten zijn door hun levenswijze (vastgehecht aan het substraat) of hun bouw (slibanemoon) slecht bestand tegen sedimentatie. **Figuur 17** geeft de relatie tussen het percentage overlevende dieren en de diepte van begraving weer voor de sessiel soorten of die soorten met een lage mobiliteit. Tot deze soorten behoren de mantel schelp (*Aequipecten irradians*), de mossel, de oester (*Ostrea sp.*, *Crassostrea sp.*), de Polychaeta (buis wonende) *Sabellaria vulgaris* en de slibanemoon (*Sagartia vulgaris*).

De otterschelp is moeilijk in te schatten omdat er geen gegevens bekend zijn. Aangezien ze op de strandgaper lijken, zijn die resultaten als model gebruikt. Dan overleeft nog 100% bij 4 cm sedimentatie-laag. Kwantitatief komt deze soort niet veel voor. Hij komt de laatste tijd wel opzetten maar de dichtheden zijn < 5 ind. m⁻² (Perdon e.a., 2014).

Anemonen zijn over het algemeen sessiele organismen die zich vastzetten op hard substraat of op andere organismen zoals schelpdieren of heremietkreeften, waarbij ze afhankelijk zijn van de vluchtcapaciteiten van hun gastheer (Bijkerk, 1988). De tweekleppige schelpdieren de oester en de mossel hechten zich (permanent) vast aan substraat en de mantelschelp (*Aequipecten irradians*) leeft op het sedimentoppervlakte. De Boormossel graaft zichzelf in het substraat als juveniel, tijdens het groeien vergroot het niet zijn toegangskanaal, waardoor het dier gevangen blijft in het sediment en niet tot nauwelijks verticaal kan migreren (Bijkerk, 1988). De Polychaeta *Sabellaria vulgaris* woont in zelfgemaakte buisjes.

Uit **Figuur 17** is af te leiden dat een bedekking vanaf 1,5 – 2 cm voor deze sessiele soorten al fataal is. Echter deze soorten komen niet of nauwelijks voor rond de doorgetrokken -20 m NAP.

Samenvattend

Uit bovenstaande grafieken blijkt dat de meeste tweekleppige schelpdieren een sedimentatie laag (zand) van 10 cm moeten kunnen overleven. Een soort van zorg is de otterschelp. Hier lijkt 5 cm meer op zijn plaats, Gastropoda: 10 cm, Polychaeta: 15cm, Crustacea: 15 cm, de Zeeklit : 20 cm maar soorten als de gewone slangester en de gewone zeeappel verdragen eerder slechts 2 cm (terwijl ze ook ingegraven voorkomen); sessiele soorten: 1,5 – 2 cm. De effecten en mechanismen van sterfte door sedimentatie zijn beschreven in een bijlage. Ook wordt beschreven welke dieren bij welke sedimentatielaagdikte sterven. Gevoelig blijken sessiele dieren als mosselen en oesters maar die zijn weinig relevant omdat ze weinig in de relevante zone voorkomen.

De otterschelp is moeilijk in te schatten omdat er geen gegevens bekend zijn. Aangezien ze op de strandgaper lijken, zijn die resultaten als model gebruikt. Dan overleeft nog 100% bij 4 cm sedimentatie-laag. Daarnaast komt deze soort nog niet in hoge dichtheden voor (over het algemeen <

5 individuen m⁻²). Gevoelig blijken Echinodermata (stekelhuidigen als zeesterren) als de gewone slangster (*O. ophiura*) en de gewone zeeappel (*P. miliaris*). Bij 2 cm sedimentatie is al enige sterfte. Hierbij is de gewone zeeappel weinig relevant omdat deze nauwelijks voorkomt. Het getal van 2 cm sedimentatie ook gebruikt in een scenario.

Het aanhouden van een 2 cm bedekking van zand afkomstig van overvloed zal weinig tot geen effect hebben op het bodemleven. Rekening moet worden gehouden met het feit dat leefwijze, lichaamsbouw, levensfase, grootte, type sediment van sedimentatie, temperatuur en seizoen van invloed kunnen zijn op de ontsnappingscapaciteit van soorten bij bedekking door sedimentatie.

Bijlage 3 Verzamellijst gebruikte literatuur

Soort	Latijnse naam	Aanwezig op > 20 m diepte	Voedingswijze	(Fatale) diepte zand	% sterfte	(Fatale) diepte slib	% sterfte	Opmerkingen	Bron
Weekdieren									
Tweekleppigen									
<i>Mobiel</i>									
Mesheft/zwaardschede	<i>Ensis directus</i>	ja	filter suspension feeder	50	100	45	100	schatting van Bijkerk, 1988	De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/22; Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10, Rozemeijer & Graafland, 2007, Bijkerk, 1988
Mesheft/zwaardschede	<i>Ensis directus</i>	ja		24	17	6	0	2.4 - 4.6 mm	Kranz, 1972*
Mesheft/zwaardschede	<i>Ensis directus</i>	ja		45	83	12	17	2.4 - 4.6 mm	Kranz, 1972*
Mesheft/zwaardschede	<i>Ensis directus</i>	ja		-	-	24	100	2.4 - 4.6 mm	Kranz, 1972*
Mesheft/zwaardschede	<i>Ensis directus</i>	ja		24	0	6	0	9.2 - 19.3 mm	Kranz, 1972*
Mesheft/zwaardschede	<i>Ensis directus</i>	ja		45	67	12	0	9.2 - 19.3 mm	Kranz, 1972*
Mesheft/zwaardschede	<i>Ensis directus</i>	ja		-	-	24	17	9.2 - 19.3 mm	Kranz, 1972*
Mesheft/zwaardschede	<i>Ensis directus</i>	ja		-	-	45	67	9.2 - 19.3 mm	Kranz, 1972*
Mesheft/zwaardschede	<i>Ensis directus</i>	ja		45	90	-	-	fijn zand	Kranz, 1974
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)	filter feeder & deposit feeder	50	100	40	100	schatting van Bijkerk, 1988	Bijkerk, 1988
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)		10	0			1.3 - 3.5 cm	
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)		10	0			4.7 - 6.2 cm	
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)	filter feeder & deposit feeder	11	0	-	-	1.3 - 3.5 cm	De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/17, Kranz, 1972*, Hinchey e.a. 2006
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)		11	0			4.7 - 6.2 cm	De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/17, Kranz, 1972*, Hinchey e.a. 2007

Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)	filter feeder & deposit feeder	21	8	-	-	1.3 - 3.5 cm	Kranz, 1972*
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)	filter feeder & deposit feeder	21	31	-	-	4.7 - 6.2 cm	Kranz, 1972*
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)	filter feeder & deposit feeder	28	0	-	-	1.3 - 3.5 cm	Kranz, 1972*
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)		28	0			4.7 - 6.2 cm	Kranz, 1972*
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)	filter feeder & deposit feeder	36	33	-	-	1.3 - 3.5 cm	Kranz, 1972*
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)	filter feeder & deposit feeder	36	50	-	-	4.7 - 6.2 cm	Kranz, 1972*
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)	filter feeder & deposit feeder	40	0	-	-	1.3 - 3.5 cm	Kranz, 1972*
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)	filter feeder & deposit feeder	40	50	-	-	4.7 - 6.2 cm	Kranz, 1972*
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)		40	90	36	90	licht slibbig fijn zand	Kranz, 1974
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma balthica</i>	ja (< 20 m)	filter feeder & deposit feeder	10	0	25	0	slibbig zand (75%, 25% slib/klei)	Beukema, 1981; Hinchey e.a. 2006
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma balthica</i>	ja (< 20 m)		40	0				Schaffner, 1987 in Hinchey e.a. 2006
Nonnetje / Platschelp	<i>Macoma nasuta</i>	ja (< 20 m)		-	-	10	0	silt/klei	Peterson, 1985
Platschelp	<i>Tellina spp</i>	ja	filter feeder	50	100	40	100	schatting Bijkerk (1988)	De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/20, Bijkerk (1988)
?	<i>Tellina valtonis</i>	ja?	?	15	58	-	-	fijn tot grof zand	Naser, 2010
Zaagje	<i>Donax spp.</i>	ja	suspension feeder (sifo)	21	100	-	-	schatting Bijkerk (1988)	Bijkerk, 1988
Zaagje	<i>Donax spp.</i>	ja	suspension feeder (sifo)	10	7	-	-	0.9 - 1.5 mm / fijn zand	Kranz, 1972*
Zaagje	<i>Donax spp.</i>	ja	suspension feeder (sifo)	10	27	-	-	1.9 - 2.4 mm/ fijn zand	Kranz, 1972*
Zaagje	<i>Donax spp.</i>	ja	suspension feeder (sifo)	21	87	-	-	0.9 - 1.5 mm/ fijn zand	Kranz, 1972*
Zaagje	<i>Donax spp.</i>	ja	suspension feeder (sifo)	21	93	-	-	1.9 - 2.4 mm/ fijn zand	Kranz, 1972*
Zaagje	<i>Donax variabilis</i>	ja	suspension feeder (sifo)	10	90				Kranz, 1974
Kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	ja	filter feeder	16	100	12	100	schatting van Bijkerk, 1988	Kraan e.a., 2008; De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/23, Heip, 1989

Kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	ja		5	0	-	-	zand	Ansell, 1967*
Kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	ja		10	90	-	-	?	Jackson & James 1979**
Cockle	<i>Austrovenus stutchburyi</i>	ja	suspension feeder	-	-	9	0	terrigenous clay (30%)	Norkko, 2002
Noorse hartschelp	<i>Laevicardium crassum</i>	ja		5	0	-	-	zand	Ansell, 1967*
Gedoornde hartschelp	<i>Acanthocardia echinata</i>	ja		5	0	-	-	zand	Ansell, 1967*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja	filter feeder	5	0	-	-	na 1 - 6 uur	Chang & Levings, 1978
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		10	58	-	-	na 6 - 24 uur	Chang & Levings, 1978
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		20	100	-	-	na 6 - 24 uur	Chang & Levings, 1978
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		10	90	16	90	licht modderig fijn zand	Kranz, 1974
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		0.1	0			na 10 - 60 min	Chang & Levings, 1978*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		0.3	0			na 10 - 60 min	Chang & Levings, 1978*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		1	0			na 10 - 60 min	Chang & Levings, 1978*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		10	60			fijn zand, 2.2 - 4.2 cm	Kranz, 1972*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		13	100			fijn zand, 2.2 - 4.2 cm	Kranz, 1972*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		15	75			fijn zand, 2.2 - 4.2 cm	Kranz, 1972*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		19	100			fijn zand, 2.2 - 4.2 cm	Kranz, 1972*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		21	100			fijn zand, 2.2 - 4.2 cm	Kranz, 1972*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		30	100			fijn zand, 2.2 - 4.2 cm	Kranz, 1972*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		10	50			fijn zand, 6.7 - 9.2 cm	Kranz, 1972*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		13	75			fijn zand, 6.7 - 9.2 cm	Kranz, 1972*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		15	25			fijn zand, 6.7 - 9.2 cm	Kranz, 1972*

Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		19	100			fijn zand, 6.7 - 9.2 cm	Kranz, 1972*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		21	100			fijn zand, 6.7 - 9.2 cm	Kranz, 1972*
Kokkel	<i>Clinocardium nuttallii</i>	ja		30	100			fijn zand, 6.7 - 9.2 cm	Kranz, 1972*
-	<i>Nucula hartvigiana</i>	ja	deposit feeder	-	-	1.5	20	terreineous clay (30%)	Norkko, 2002
-	<i>Nucula hartvigiana</i>	ja		-	-	9	0	clay slurry	Nicholls, 2009
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	nee	suspension feeder (sifo)	12	100	8	100	schatting van Bijkerk, 1988	Bijkerk, 1988
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	nee	suspension feeder (sifo)	-	-	3	50	slib	Turk en Risk, 1981*
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	nee	suspension feeder (sifo)	-	-	8	100	slib	Turk en Risk, 1981*
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	nee		1	0			0.3 - 1 cm	Kuhl, 1972*
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	nee		4	0			2 - 5 cm	Kuhl, 1972*
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	nee		10	0			6 - 12 cm	Kuhl, 1972*
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	nee	suspension feeder (sifo)	6	50	-	-	fijn zand	Turk en Risk, 1981*
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	nee	suspension feeder (sifo)	24	50	-	-	grof zand	Turk en Risk, 1981*
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	nee	suspension feeder (sifo)	10	0	-	-	natuurlijk sediment (grof)?/ na 2 - 10 uur	Kuhl, 1972* Schafer, 1962
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	nee	suspension feeder (sifo)	15	90	-	-	fijn zand	Kranz, 1974
-	<i>Tagelus plebeius</i>	?		11	0			verwante soort Mya arenaria, 21 - 30 mm	Kranz, 1972*
-	<i>Tagelus plebeius</i>	?		11	80			verwante soort Mya arenaria, 76 - 99 mm	Kranz, 1972*
-	<i>Panope generosa</i>	?		15	0			verwante soort Mya arenaria	Goodwin, 1975
Slijkgaper	<i>Scrobicularia</i>	nee	deposit feeder, grazer (suspension)	50	100	40	100	schatting van Bijkerk, 1988	Bijkerk (1988)
-	<i>Scrobicularia plana</i>	nee		20	0				Bijkerk (1988)
Amerikaanse venusschelp	<i>Mercenaria mercenaria</i>	?	suspension feeder	16	90	-	-	?	Maurer e.a. 1980**,
Amerikaanse venusschelp	<i>Mercenaria mercenaria</i>	?	suspension feeder (sifo)	15	90			fijn zand	Kranz e.a. 1974

Amerikaanse venusschelp	<i>Mercenaria mercenaria</i>	?		0.5	0				Roberts e.a., 1989
Amerikaanse venusschelp	<i>Mercenaria mercenaria</i>	?		2.5	0				Roberts e.a., 1989
Atlantic nut shell	<i>Nucula proxima</i>	ja	deposit feeder	8	90	-	-	?	Maurer e.a. 1980**
Atlantic nut shell	<i>Nucula proxima</i>	ja	deposit feeder	-	-	57	90	modder	Kranz, 1974
Eared ark clam	<i>Anadara notabilis</i>	ja	suspension feeder (non sifo)	5	90	5	90	zand (carbonate)	Kranz, 1974
Eared ark clam	<i>Astarte castanea</i>	ja	suspension feeder (non sifo)	10	90	2	90	licht modderig fijn zand	Kranz, 1974
Waved astarte	<i>Astarte undata</i>	ja	suspension feeder (non sifo)	7	90			fijn zand	Kranz, 1974
Broad - ribbed cardita	<i>Cardita floridana</i>	ja	suspension feeder (non sifo)	15	90	1	90	zand (carbonate)	Kranz, 1974
-	<i>Venericardia borealis</i>	ja	suspension feeder (non sifo)	5	90	1	90	licht modderig fijn zand	Kranz, 1974
-	<i>Noetia ponderosa</i>	ja	suspension feeder (non sifo)	5	90			fijn zand	Kranz, 1974
-	<i>Codakia orbicularis</i>	ja	Tube feeder	52	90	12	90	zand (carbonate)	Kranz, 1974
Cross hatched Lucine	<i>Divaricella quadrisulcata</i>	ja	Tube feeder	48	90	11	90	zand (carbonate)	Kranz, 1974
-	<i>Phacoides nassula</i>	ja	Tube feeder	41	90	2	90	zand (carbonate)	Kranz, 1974
-	<i>Yoldia limatula</i>	ja	Deposit feeder	10	90	45	90		Kranz, 1974
Amethyst gem clam	<i>Gemma gemma</i>	ja		23	90	6	90		Kranz, 1974
-	<i>Gemma gemma</i>	ja		23	0	57	0		Schulenburger, 1970^
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		0	0			juveniel, Moulting Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		5	0			juveniel, Moulting Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		10	0			juveniel, Moulting Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		20	0			juveniel, Moulting Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995

-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		30	10			juвениел, Moulting Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		0	0			adult, Moulting Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		5	0			adult, Moulting Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		10	0			adult, Moulting Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		20	55			adult, Moulting Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		30	95			adult, Moulting Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		0	13			juвениел, Pipe Clay Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		5	25			juвениел, Pipe Clay Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		10	13			juвениел, Pipe Clay Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		20	100			juвениел, Pipe Clay Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		30	100			juвениел, Pipe Clay Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		0	13			adult, Pipe Clay Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		5	0			adult, Pipe Clay Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		10	40			adult, Pipe Clay Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		20	90			adult, Pipe Clay Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Katelysia scalarina</i>	ja		30	100			adult, Pipe Clay Lagoon, zand	Bellchambers & Richardson, 1995
-	<i>Fellaster zelandiae</i>	ja	deposit feeder	-	-	6	0	terrigenous clay (30%)	Norkko, 2002
-	<i>Tagelus limatula</i>	?	suspension feeder (sifo)	11	90			zand	Kranz, 1974
Pacific razor clam	<i>Siliqua patula</i>	ja	suspension feeder (sifo)	42	90			fijn zand	Kranz, 1974
-	<i>Macomona lilliana</i>	ja	deposit feeder, sifo	10	0				Hewitt e.a., 1996

-	<i>Macomona liliana</i>	ja		2	0			juveniel	Hewitt e.a., 1996
Gewone venusschelp	<i>Chamelea striatula</i>	ja	filter feeder	-	-				De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/13
Halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	ja	suspension feeder	-	-			-	
Stevige strandschelp	<i>Spisula solida</i>	ja	suspension feeder	-	-				Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10
Ovale strandschelp	<i>Spisula elliptica</i>	ja	suspension feeder	-	-				Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/11
Ocean quahog	<i>Arctica islandica</i>	nee < 5 m		-	-			glacial till & sand/till mixture	Powilleit, 2009
Sessiel/lage mobiliteit									
Mantel schelp	<i>Aequipecten irradians</i>	nee (sessiel)	filter suspension feeder	6	100	-	-	schatting Bijkerk (1988)	Bijkerk, 1988
Mantel schelp	<i>Aequipecten irradians</i>	nee		6	100	-	-	zand	Kranz, 1972*
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>	ja	filter feeder	2	100	1	100	schatting Bijkerk (1988)	Bijkerk, 1988
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>			4	90	-	-	fijn zand	De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/21; Kranz 1974
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>			3	50	-	-	64 - 84 mm groot/ fijn zand	Kranz, 1974a*
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>			3	100	-	-	18 - 21 mm groot	Kranz, 1974a*
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>			2.5	100				
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>			10	100				
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>			6	100				
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>			10	100	6	100	-	Kranz, 1974a*
Boormossel	<i>Barnea candida, Petricola pholadiformis</i>	nee	deposit feeder, grazer	5	100	3	100	schatting Bijkerk (1988)	Bijkerk (1988)
Oester	<i>Ostrea, Crassostrea</i>	ja	filter feeder	1.5	100	1	100	schatting van Bijkerk, 1988	Bijkerk, 1988
Oester	<i>Ostrea, Crassostrea</i>			2.5	100	-	-	fijn zand	Kranz, 1972*

Oester	<i>Ostrea, Crassostrea</i>			5	100	-	-	fijn zand	Kranz, 1972*
Oester	<i>Ostrea, Crassostrea</i>			1	0				Dunnington, 1968*
Oester	<i>Ostrea, Crassostrea</i>			2	0				Dunnington, 1968*
Oester	<i>Ostrea, Crassostrea</i>			10	100	-	-	fijn zand	Kranz, 1972*
Oester	<i>Crassostrea virginica</i>			-	-	0.2	10	slibbig klei (13%, 87% slib/klei)	Hinchey e.a. 2006
Oester	<i>Crassostrea virginica</i>			-	-	0.5	0	-	Hinchey e.a. 2006

Slakken									
Fuikhoren	<i>Nassarius sp.</i>	ja	carnivoor, aaseters	32	100	36	100	schatting van Bijkerk, 1988	Bijkerk, 1988
Fuikhoren	<i>Nassarius sp.</i>			15	0	-	-	sediment	De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/18, Schafer, 1982*
Mud snail	<i>Cerithidea cingulata</i>	?	grazer	15	76	-	-	fijn tot grof zand	Naser, 2010
Mud snail	<i>Ilyanassa obsoleta</i>	Canada, US	deposit feeder	15	50	-	-	-	(a) Miller et al., 2002,
Mud snail	<i>Ilyanassa obsoleta</i>			16	90			sediment	Maurer e.a. 1980**
Mud snail	<i>Ilyanassa obsoleta</i>			20	62	24	39		Maurer e.a., 1981a*
Mud snail	<i>Ilyanassa obsoleta</i>			32	81	32	36		Maurer e.a., 1981a*
Mud snail	<i>Ilyanassa obsoleta</i>			1	0				Maurer e.a., 1981a*
Mud snail	<i>Ilyanassa obsoleta</i>			2	0				Maurer e.a., 1981a*
Wad slak	<i>Hydrobia</i>	nee	grazer, deposit feeder	10	100	20	100	schatting van Bijkerk, 1988	Bijkerk, 1988
Wad slak	<i>Hydrobia</i>			2	0				Bolam, 2011
Wad slak	<i>Hydrobia</i>			-	-	5	100		Chandrasekara & Frid, 1998 in Bolam, 2011
Wad slak	<i>Hydrobia</i>			16	50				Bolam, 2011
?	<i>Littorina littorea</i>			-	-	5	90	-	Chandrasekara & Frid, 1998
Tepelhoorn	<i>Lunatia sp.</i>		carnivoor	7	0	-	-	-	Schafer, 1982*

	<i>Amphibola crenata</i>		deposit feeder	-	-	1,5	0	clay slurry	Nicholls, 2009
Wulk	<i>Buccinum undatum</i>		carnivoor	20	0	-	-	sediment	Schafer, 1982*
Muiltje	<i>Crepidula formicata</i>	nee	filter feeder	-	-	-	-	sediment	De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/14

Kreeftachtigen									
Amphipoda	<i>Bathyporeia spp.</i>	ja	deposit feeder	40	100	20	100	schatting Bijkerk (1988)	Baptist et al., 2006, schatting Bijkerk, 1988; MWTL 2010
Garnaal	<i>Crangon</i>	ja	carnivoor	20	90	-	-	?	Pinn & Ansell, 1993**
Amphipoda	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	?	deposit feeder	-	-	16	98	slibbig zand (75% zand, 25% slib/klei)	Hinchey e.a. 2006
Amphipoda	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	?	deposit feeder	-	-	11	86	slibbig zand (75% zand, 25% slib/klei)	Hinchey e.a. 2006
Amphipoda	<i>Leptocheirus plumulosus</i>	?	deposit feeder	-	-	6	65	slibbig zand (75% zand, 25% slib/klei)	Hinchey e.a. 2006
Dungeness krab	<i>Cancer magister</i>	?	carnivoor	10	0	-	-	zand	Chang & Levings, 1978
Dungeness krab	<i>Cancer magister</i>			20	83	-	-	zand	Chang & Levings, 1978
Dungeness krab	<i>Cancer magister</i>			0.1	0			na 1 - 10m	Chang & Levings, 1978*
Dungeness krab	<i>Cancer magister</i>			0.3	0			na 1 - 10m	Chang & Levings, 1978*
Dungeness krab	<i>Cancer magister</i>			1	0			na 1 - 6 uur	Chang & Levings, 1978*
Dungeness krab	<i>Cancer magister</i>			5	0			na 6 - 24 uur	Chang & Levings, 1978*
Snapping shrimp	<i>Alpheus sp.</i>		aaseter	-	-	3	0	clay slurry	Nicholls, 2009
Snapping shrimp	<i>Alpheus sp.</i>			-	-	3	20	clay slurry	Nicholls, 2009
Snapping shrimp	<i>Alpheus sp.</i>			-	-	6	62	clay slurry	Nicholls, 2009
Snapping shrimp	<i>Alpheus sp.</i>			-	-	6	42	clay slurry	Nicholls, 2009
Snapping shrimp	<i>Alpheus sp.</i>			-	-	9	20	clay slurry	Nicholls, 2009
Snapping shrimp	<i>Alpheus sp.</i>			-	-	9	42	clay slurry	Nicholls, 2009
Amphipoda	<i>Parahaustorius longimerus</i>			10	0				Maurer 1981b*
Amphipoda	<i>Parahaustorius longimerus</i>			85	100				Maurer 1981b*
Amphipoda	<i>Parahaustorius longimerus</i>			16	28	32	99	5 -10 C / 94% silt	Maurer e.a. 1981a*

Amphipoda	<i>Parahaustorius longimerus</i>			36	18		5 - 10 C	Maurer e.a. 1981a*	
Amphipoda	<i>Parahaustorius longimerus</i>			16	7	36	93	20 C / 19% silt	Maurer e.a. 1981a*
Amphipoda	<i>Parahaustorius longimerus</i>			32	8	40	99	20 C / 39% silt	Maurer e.a. 1981a*
Amphipoda	<i>Parahaustorius longimerus</i>			36	11	40	100	20 C / 96% silt	Maurer e.a. 1981a*
-	<i>Neopanope Sayi</i>			32	90	-	-	-	Maurer e.a. 1981**
-	<i>Anonyx sarsi</i>			15	50			fijn zand	Powilleit, 2006
Strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	ja	afval/aaseter	300	100				De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/12, Schafer, 1962
Nagelkrab	<i>Thia scutellata</i>	ja	carnivoor, aaseter	-	-				De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/24; Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10
Amphipoda	<i>Urothoe spp.</i>	ja	deposit feeder	-	-				Baptist et al., 2006; MWTL 2010
Slijkgarnaal	<i>Corophium</i>	nee	suspension - deposit feeder	-	-				Bijkerk, 1988
Heremietkreeft	<i>Diogenes pugilator/Pagurus bernhardus</i>	ja	carnivoor	-	-				De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/15; Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10
Gewone zwemkrab	<i>Liocarcinus holsatus</i>	ja	carnivoor	-	-				De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/16; Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10
Amphipoda	<i>Urothoe poseidonis</i>	ja	deposit feeder	-	-				Baptist et al., 2006
-	<i>Megaluropus agilis</i>	ja	filter feeder	-	-				Baptist et al., 2006
Amphipoda	<i>Bathyporeia elegans</i>	ja	deposit feeder	-	-				Baptist et al., 2006
(Noordzee)krab	<i>Cancer pagarus</i>	ja	carnivoor	-	-				Bijkerk, 1988
Amphipoda	<i>Parahaustorius longimerus</i>	?	deposit feeder	-	-				Bijkerk, 1988

Wormen

Wapenworm	<i>Scoloplos armiger</i>	ja	deposit feeder	50	100	50	100	schatting Bijkerk, 1988	Baptist et al., 2006, Bijkerk, 1988.
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>	?	?	32	23	-	-	zand	Maurer et al., 1982
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>			30	0	-	-	zand	Maurer et al., 1982
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>			50	44	-	-	zand	Maurer et al., 1982
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>			90	56	-	-	zand	Maurer et al., 1982
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>			15	0			zand	Maurer et al., 1982
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>			16	29	32	45	zand, na 8 dgn,	Maurer e.a., 1982*
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>			36	17	8	90	zand, na 8 dgn	Maurer e.a., 1982*
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>			32	13	16	92	zand, na 8 dgn	Maurer e.a., 1982*
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>			36	36	36	68	zand, na 8 dgn	Maurer e.a., 1982*
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>			-	-	40	72	zand, na 8 dgn	Maurer e.a., 1982*
Borstelwormen	<i>Scoloplos fragilis</i>			-	-	49	68	zand, na 8 dgn	Maurer e.a., 1982*
Zandzager (Borstelworm)	<i>Nephtys spp.</i>	ja	carnivoor	90	100	60	100	schatting Bijkerk, 1988	Bijkerk, 1988
Zandzager (Borstelworm)	<i>Nephtys spp.</i>			-	-	21	0		Baptist et al., 2006; MWTL 2010, Saila e.a. 1972*
zeeduizendpoot/ zager	<i>Nereis spp.</i>	ja	carnivoor	90	100	60	100	schatting Bijkerk, 1988	Bijkerk, 1988
zeeduizendpoot/ zager	<i>Nereis spp.</i>			30	25	-	-	N. succinea	Maurer e.a. 1982
zeeduizendpoot/ zager	<i>Nereis spp.</i>			36	35	32	15	5 - 10 C	Maurer e.a. 1982*
zeeduizendpoot/ zager	<i>Nereis spp.</i>			50	39	-	-	N. succinea	Maurer e.a. 1982
zeeduizendpoot/ zager	<i>Nereis spp.</i>			90	50	-	-	N. succinea	Maurer e.a. 1982
zeeduizendpoot/ zager	<i>Nereis spp.</i>			36	30	24	12	20 C / 53% silt	Maurer e.a. 1982*
zeeduizendpoot/ zager	<i>Nereis spp.</i>			-	-	28	15	56% silt	Maurer e.a. 1982*
zeeduizendpoot/ zager	<i>Nereis spp.</i>			-	-	36	58	19% silt	Maurer e.a. 1982*
zeeduizendpoot/ zager	<i>Nereis spp.</i>			-	-	40	43	39% silt	Maurer e.a. 1982*
zeeduizendpoot/ zager	<i>Nereis spp.</i>			-	-	40	17	96% silt	Maurer e.a. 1982*
zeeduizendpoten	<i>Nereidae</i>	ja	omnivoor, carnivoor	-	-	1	0	clay slurry	Nicholls, 2009
zeeduizendpoten	<i>Nereidae</i>			-	-	1.5	17	clay slurry	Nicholls, 2009
zeeduizendpoten	<i>Nereidae</i>			-	-	6	0	clay slurry	Nicholls, 2009
zeeduizendpoten	<i>Nereidae</i>			-	-	6	17	clay slurry	Nicholls, 2009
zeeduizendpoten	<i>Nereidae</i>			-	-	6	50	clay slurry	Nicholls, 2009
zeeduizendpoten	<i>Nereidae</i>			-	-	9	8	clay slurry	Nicholls, 2009
borstelworm	<i>Streblospio benedicti</i>	ja?	deposit, (suspension)	-	-	5.6	98	slibbig zand (75% zand, 25% slib/klei)	Hinchey e.a. 2006
borstelworm	<i>Streblospio benedicti</i>			-	-	8	60	slibbig klei (13% zand, 87% slib/klei)	Hinchey e.a. 2006
borstelworm	<i>Streblospio benedicti</i>			6	0	-	-	baggerspecie	Saila e.a. 1972

-	<i>Streblospio shrubsolii</i>			2	0				Bolam, 2011
-	<i>Streblospio shrubsolii</i>			6	100				Bolam, 2011
-	<i>Streblospio shrubsolii</i>			16	100				Bolam, 2011
Oligochaeta	<i>Tubificoides benedii</i>			6	0				Bolam, 2011
Oligochaeta	<i>Tubificoides benedii</i>			8	0				Bolam, 2011
Oligochaeta	<i>Tubificoides benedii</i>			16	100				Bolam, 2011
Ragworm	<i>Perinereis nuntia</i>	Arabische golf	omnivore, predator	15	43	-	-	fijn tot grof zand	Naser, 2010
Zeemuis	<i>Aphrodita aculeata</i>	ja	carnivoor	30	0	-	-	?	Schafer, 1962
Zeemuis	<i>Aphrodita aculeata</i>			25	0				Schafer, 1963
Draadworm (Borstelworm)	<i>Heteromastus filiformis</i>		deposit	20	90	-	-	?	Bijkerk & Dekker, 1990**
Borstelworm	<i>Marenzelleria viridis</i>		deposit, suspension	5	0	-	-	?	Miller e.a. 2002
Borstelworm	<i>Sabellaria vulgaris</i>		suspension feeders	2	99	-	-		
Rondwormen	Nematoda spp.	ja	bacterien, schimmels, protozoa	10	0				Romeyn & Leiseboer in Essink, 2005.
-	<i>Pista pacifica</i>			25	0				Peddicord e.a. 1975, Maurer e.a. 1982*
-	<i>Tharyx</i> sp.			2	0			na 4 dagen	Bolam, 2011
	<i>Tharyx</i> sp.			4	0			na 4 dagen	Bolam, 2011
	<i>Tharyx</i> sp.			6	100			na 4 dagen	Bolam, 2011
	<i>Tharyx</i> sp.			16	100			na 4 dagen	Bolam, 2011
Borstelwormen	<i>Nephtys cirrosa</i>	ja	carnivoor	-	-	?			Baptist et al., 2006
Borstelwormen	<i>Spiophanes bombyx</i>	ja	deposit & filter feeder	-	-	?			Baptist et al., 2006
Borstelwormen	<i>Polychaeten</i> spp.	ja	deposit, suspension, carnivoor	-	-	?			Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10
Borstelwormen	<i>Magelona mirabilis</i>	ja	deposit (filter) feeder	-	-	?			Baptist et al., 2006; MWTL, 2010
Borstelwormen	<i>Spio filicornis</i>	ja	deposit, filter/suspension	-	-	?			Baptist et al., 2006
borstelworm	<i>Eteone longa</i>	ja	deposit, predator	-	-	?			Bijkerk, 1988

Dieseltreinworm	<i>Anaitides maculata/Phyllodoce masculata</i>	wel Phyllodoce spp.	predator, scavenger	-	-	?			Bijkerk, 1988
Platworm	<i>Platyhelminthes spp.</i>	ja	predators, scavengers	-	-	?			Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10
Wadpier	<i>Arenicola marina</i>	nee	deposit feeder	> 25 cm per maand	100	?			Bijkerk, 1988
Schelpkokerworm	<i>Lanice conchilega</i>	ja	filter feeder	-	-	?			Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10; Baptist et al., 2006; MWTL, 2010

Echinodermata										
Slangster	<i>Ophiura sp.</i>	ja	deposit feeder	5	100	-	-	?		De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/19; Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10, Baptist et al., 2006, Schafer, 1962*
Zeeklit	<i>Echinocardium cordatum</i>	ja	carnivoor	30	100	-	-	fijn zand		Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10, Baptist et al., 2006, Schafer, 1962*
Zeeklit	<i>Echinocardium cordatum</i>			20	0					Schafer, 1962*
Gewone zeester	<i>Asterias rubens</i>	ja	carnivoor	60	100	-	-	zand		De Mesel et al., 2011, IMARES Rapport C022/11, Schafer, 1962*
Kamster	<i>Astropecten irregularis</i>	ja	carnivoor	8	100	-	-	zand		Schafer, 1962*

Overig										
Sessiel										
Zakpijp	<i>Tunicata spp.</i>	ja	filterfeeder	-	-	1	86	<i>Molgula manhattensis</i>		Goudswaard et al., 2011, IMARES Rapport C061a/10, Hinchey e.a., 2006

Slibanemoon	<i>Sagartia troglodytes</i>	ja	filterfeeder	8	100	-	-	?	Schafer, 1962*
-------------	-----------------------------	----	--------------	---	-----	---	---	---	----------------