

Invasieve soorten

Waddenzee:

Ecosysteem resistentie en de

Filipijnse tapijtschelp

A.C. Sneekes, N. Mendez-Merino, B. van der Weide,
S.T. Glorius, J. Tamis

Rapport C175/15



IMARES Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies)

Opdrachtgever:

Ministerie van Economische Zaken

BO-11-018.02-031

Publicatiedatum:

10 december 2015

IMARES is:

- Missie Wageningen UR: *To explore the potential of marine nature to improve the quality of life.*
- IMARES is hét Nederlandse instituut voor toegepast marien ecologisch onderzoek met als doel kennis vergaren van en advies geven over duurzaam beheer en gebruik van zee- en kustgebieden.
- IMARES is onafhankelijk en wetenschappelijk toonaangevend.

A.C. Sneekes, N. Mendez-Merino, B. van der Weide, S.T. Glorius, J. Tamis (2015) Invasieve soorten Waddenzee: Ecosysteem resistentie en de Filipijnse tapijtschelp. IMARES Rapport [C175/15]

P.O. Box 68 1970 AB IJmuiden Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 26 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 77 4400 AB Yerseke Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 59 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 57 1780 AB Den Helder Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)223 63 06 87 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 167 1790 AD Den Burg Texel Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 62 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl
---	--	---	--

© 2014 IMARES Wageningen UR

IMARES, onderdeel van Stichting DLO.
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

De Directie van IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van IMARES; opdrachtgever vrijwaart IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

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.

A_4_3_1-V14.2

Samenvatting

Activiteiten in een Natura 2000-gebied zoals de Waddenzee kunnen slechts plaatsvinden onder strenge voorwaarden zeker bij een kans dat de activiteit een significant negatief effect heeft op de instandhoudingsdoelstellingen. Een van die activiteiten die alleen onder strikte voorwaarden plaats mag vinden zijn schelpdiertransporten zoals Zuid-Noord transporten van mosselzaad waarbij het meeliften van uitheemse soorten mogelijk is. Naar aanleiding van deze beleidsregel heeft Bureau Risicobeoordeling en Onderzoekprogrammering (BuRO), belast met het exotenbeleid, het Ministerie van Economische Zaken (Min-EZ) geadviseerd over de geïntroduceerde uitheemse soorten in de Oosterschelde die kunnen uitgroeien tot probleemsoorten in de Waddenzee (NVWA, 2013). BuRO adviseerde om meer ervaring op te doen met en controle op de zoetwaterbehandeling. Hierbij adviseerde BuRO om meer indicatoren te ontwikkelen waarmee vóór het uitzaaien van de mosselen kan worden vastgesteld of deze behandeling effectief is uitgevoerd en dit controleerbaar is voor derden. Tevens werd geadviseerd om bij Zuid-Noordtransporten de kans op *out-grow* van soorten die nu niet als probleemsoort zijn geïdentificeerd te bewaken. Dit advies werd overgenomen in de kaderbrief 2014 (DLO 2014).

Het voorliggende rapport richtte zich specifiek op de volgende kennisvragen:

1. Hoe groot is de kans op uitgroeï van ongewenste (probleem)soorten?
2. Hoe groot is de community resistance van de Waddenzee t.a.v. mogelijk geïntroduceerde ongewenste (probleem)soorten?

Als potentieel ongewenste (probleem)soort werd de uitheemse Filipijnse tapijtschelp geselecteerd voor het onderzoek. Deze soort komt al wel in Zeeland voor, wordt daar zelfs ook gekweekt in het Veerse meer, maar voor zover bekend is de soort nog niet aanwezig in de Waddenzee. Het onderzoek werd opgedeeld in drie onderdelen: 1) beknopt literatuuronderzoek van de Filipijnse tapijtschelp in relatie tot potentiële vestiging in de Waddenzee, 2) ecosysteemresistentie onderzoek via een mesocosmstudie en 3) relatie Filipijnse tapijtschelp en turbiditeit.

Uit het beknopte literatuuronderzoek kwam naar voren dat wat betreft waterdiepte, substraat, temperatuur, saliniteit en stroomsnelheid de Waddenzee potentieel geschikt is als habitat voor vestiging van de Filipijnse tapijtschelp. Er zijn echter gebieden en/of perioden waar condities beperkend kunnen zijn voor de uitgroeï van de soort. De kans dat de Filipijnse tapijtschelp uitgroeï in de Waddenzee is zeer waarschijnlijk. De soort zal zich vooral in beschutte (sub)litorale gebieden kunnen vestigen.

Waarschijnlijk zal er concurrentie optreden met inheemse filterende schelpdiersoorten en zullen predatie, hoge stroomsnelheid en lage temperatuur (vorst) waarschijnlijk de meest beperkende factoren zijn voor de verspreiding en populatieomvang van de Filipijnse tapijtschelp in de Waddenzee.

De 'community resistance' (Nederlands: ecosysteemresistentie) van de Waddenzee ten aanzien van de Filipijnse tapijtschelp is onder gecontroleerde laboratoriumomstandigheden onderzocht. De uitheemse soorten werden in kunstmatig creëerde Waddenzee ecosystemen (mesocosms) uitgezet en het gedrag van lokale soorten versus de uitheemse soorten werd geobserveerd. Door gebruik te maken van mesocosms kunnen factoren als overleving, predatie, concurrentie en andere mogelijke interacties specifiek worden onderzocht zonder risico voor het te onderzoeken ecosysteem. In het voorliggende rapport werden de Filipijnse tapijtschelpen gerepliceerd (drievoud) blootgesteld aan twee varianten van de Waddenzee. Het verschil werd gecreëerd door soorten actief uit het Waddenzeeslib te verwijderen door middel van zeven over een 500 µm zeef. Dit heeft geresulteerd in rijke en arme systemen met een significant verschillende benthosgemeenschap. Beide systemen lieten autonome ontwikkelingen zien, terwijl gemeenschappen gedurende het hele experiment van zes maanden verschillend bleven. Tussen de arme en rijke systemen konden geen verschillen worden aangetroffen in de conditie van de Filipijnse tapijtschelpen. De uitheemse schelpen, die gedurende 15 weken werden blootgesteld in de nagebootste

Waddenzee ecosystemen, hebben zich gedurende het experiment kunnen handhaven. Daarmee gaf het experiment geen aanwijzingen dat de Filipijnse tapijtschelp zich niet zou kunnen handhaven in de omstandigheden zoals gecreëerd in deze studie en is er daarmee geen ecosysteemresistentie geconstateerd.

Verspreiding van de Filipijnse tapijtschelp in de Waddenzee wordt verondersteld gering te zijn door onder andere het troebele en onrustige karakter van de Waddenzee. De resistentie van de uitheemse tapijtschelp ten opzichte van troebelheid (turbiditeit) werd in een laboratoriumexperiment onderzocht. Conditie van de schelpdieren werd gebruikt als maat voor de resistentie van de Filipijnse tapijtschelp ten opzichte van troebelheid. Bij afname van de conditie verlaagt de kans dat de uitheemse soort kan uitgroeien in de gehele Waddenzee. Individuele recirculatiesystemen in een laboratoriumopstelling werden gebruikt waarin Filipijnse tapijtschelpen werden gerepliceerd (drievoud) werden blootgesteld aan twee troebele omstandigheden gecreëerd met behulp van ISO gecertificeerd Arizona dust. Tevens werden vier systemen gebruikt waarin geen troebelheid werd gecreëerd, deze functioneerden als controle. De Filipijnse tapijtschelpen bleken zeer effectief om te kunnen gaan met de troebele omstandigheden in het experiment door de hoge filtratiecapaciteit van de schelpdieren, waardoor het niet mogelijk was een continu stabiele troebele omgeving te creëren. Ondanks deze beperking was het wel mogelijk om de tapijtschelpen bloot te stellen aan variërende doch significante verschillende troebele omstandigheden. Deze omstandigheden zijn echter weer wel vergelijkbaar met een natuurlijke omgeving zoals de Waddenzee waar de troebelheid continu varieert onder invloed van getij. De gemiddelde sliblast in het experiment was hoger dan gemiddeld gemeten in de Waddenzee. Ondanks de hoge sliblast konden de Filipijnse tapijtschelpen zich handhaven en werd groei geconstateerd. De conditie van de Filipijnse tapijtschelpen uitgevoerd via een anoxische overlevingstest aan het einde van het experiment week onderling niet significant af. In dit experiment werden dan ook geen duidelijke aanwijzingen gevonden dat de Filipijnse tapijtschelp zich niet kan handhaven in troebele omstandigheden en daarmee is de kans op uitgroei onder troebele omstandigheden niet uitgesloten.

Inhoudsopgave

Samenvatting.....	3
1 Inleiding	7
1.1 Achtergrond	7
1.2 Kennisvragen	7
1.3 Opzet rapport.....	8
2 Literatuurstudie Filipijnse tapijtschelp en de Waddenzee	9
2.1 De Filipijnse tapijtschelp	9
2.1.1 Verspreiding.....	9
2.1.2 Ecologie	11
2.1.3 Habitatieisen.....	11
2.1.4 Samenvatting.....	15
2.2 Potentiele vestiging in de Waddenzee	16
2.2.1 Bestaande risicobeoordelingen	16
2.2.2 Omgevingscondities Waddenzee.....	17
2.2.3 Mogelijke gevolgen en weerstand van de Waddenzee	22
2.3 Conclusies	27
2.4 Referenties	28
3 Ecosysteemresistentie: een mesocosmstudie	30
3.1 Methoden	30
3.1.1 Voorbereiding en inzetten mesocosms	30
3.1.2 Bemonsteringen en analyses	32
3.1.3 Dataopwerking & statistiek.....	33
3.1.4 Overzicht en planning onderdelen.....	35
3.2 Resultaten	36
3.2.1 Waterkwaliteit	36
3.2.2 Planktongemeenschappen	37
3.2.3 Benthische gemeenschap	40
3.2.4 Filipijnse tapijtschelp	45
3.2.5 Invloed van bodemdieren op overleving tapijtschelpen	47
3.3 Conclusies	50
3.4 Referenties	51
4 Filipijnse tapijtschelp en turbiditeit	52
4.1 Methoden	52
4.1.1 Opzet experiment	52
4.1.2 Troebelheid.....	53
4.1.3 Filtratietesten	54
4.1.4 Anoxische overlevingstest	55
4.1.5 Statistische analyses	55
4.2 Resultaten	56
4.2.1 Troebelheid.....	56
4.2.2 Filtratiesnelheid	56
4.2.3 Conditie.....	59
4.2.4 Anoxische overleving	60

4.3	Conclusies	61
4.4	Referenties	62
4.5	Bijlage A: Filtratiesnelheden – figuren	63
5	Kwaliteitsborging	66
	Verantwoording	67

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Schelpdiertransporten vinden plaats onder strikte voorwaarden van de Beleidsregel inzake de Schelpdierverschuivingen (Bleker, 2012). Met deze transporten kunnen namelijk uitheemse *probleemsoorten* meeliften naar onder andere de Waddenzee, een Natura 2000- en Werelderfgoed-gebied. De beleidsregel definieert een probleemsoort als een soort (meestal een invasieve exoot) waarvan op basis van de best beschikbare wetenschappelijke kennis kan worden aangenomen dat deze een significant negatief effect kan hebben op de instandhoudingsdoelen van een Natura 2000-gebied. Specifiek voor Zuid-Noordtransporten (van Oosterschelde naar Waddenzee) is de beleidsregel gekoppeld aan artikel 19d van de Natuurbeschermingswet 1998 (NBwet) ten behoeve van vergunningverlening. Een vergunning kan worden verleend als op basis van een risicobeoordeling aannemelijk is gemaakt dat er met het transport geen probleemsoorten levend in de Waddenzee terecht kunnen komen. Indien er het risico bestaat dat tussen de schelpdieren probleemsoorten leven, dan zijn corrigerende maatregelen noodzakelijk. Een veel toegepaste corrigerende maatregel is het voor of tijdens transport spoelen met zoetwater van de partij mosselen. Daarmee is een goed uitgevoerde zoetwaterbehandeling een kritisch beheerspunt. Controle van een goed uitgevoerde zoetwaterbehandeling is opgenomen in het draaiboek zuid noord transporten (versie 11-3-2014). Hier wordt steekproefsgewijs in het ruim van het schip middels een EGV-meter gecontroleerd of het zoutgehalte voldoende laag. Een voldoende laag zoutgehalte kan enkel worden bereikt door spoelen met zoetwater. Daarnaast wordt de reis gecontroleerd via zowel de A.I.S. (Automatic Identification System) en blackbox gegevens. Momenteel is niet voor alle partijen duidelijk of het huidige systeem waterdicht is en daar adviseert Bureau Risicobeoordeling en Onderzoekprogrammering (BuRO) om meer indicatoren te ontwikkelen waarmee vóór het uitzaaien van de mosselen kan worden vastgesteld of deze behandeling effectief is uitgevoerd en dit controleerbaar is voor derden.

Een andere voorwaarde die de beleidsregel stelt aan mosselzaadtransport naar de Waddenzee is dat er periodiek een Schelpdier Afhankelijke Soorten Inventarisatie (SASI) in het herkomstgebied moet worden uitgevoerd (Gittenberger, 2010). Tijdens deze SASI wordt gekeken welke schelpdierafhankelijke exoten aanwezig zijn in de Oosterschelde. De exoten die hierbij worden aangetroffen, worden gerapporteerd in een risicoanalyse-rapport (bijv (Gittenberger, 2012)).

BuRO heeft het Ministerie van Economische Zaken (Min-EZ) geadviseerd over de geïntroduceerde uitheemse soorten in de Oosterschelde die kunnen uitgroeien tot probleemsoorten in de Waddenzee (NVWA, 2013). Uit dit onderzoek komen de druipzakpijp (*Didemnum vexillum*), het kelpwier Wakame (*Undaria pinnatifida*) en de Filipijnse tapijtschelp (*Venerupis philippinarum*) als potentiële probleemsoorten naar voren. BuRO geeft aan dat de beoordeelde geïntroduceerde uitheemse soorten van de Oosterschelde waarschijnlijk geen probleemsoorten zijn voor de Waddenzee. Ook wordt aangegeven dat er meer ervaring met en controle op de zoetwaterbehandeling nodig is. Tevens wordt geadviseerd om bij Zuid-Noordtransporten de kans op *out-grow* van soorten die nu niet als probleemsoort zijn geïdentificeerd te bewaken. Dit advies is overgenomen in de kaderbrief 2014 (DLO, 2014).

1.2 Kennisvragen

Dit rapport richt zich op de volgende kennisvragen:

1. Hoe groot is de kans op uitgroeien van ongewenste (probleem)soorten?
2. Hoe groot is de community resistance van de Waddenzee t.a.v. mogelijk geïntroduceerde ongewenste (probleem)soorten?

1.3 Opzet rapport

Een beknopt literatuuronderzoek van de Filipijnse tapijtschelp in relatie tot potentiële vestiging in de Waddenzee wordt beschreven in Hoofdstuk 2. Deze informatie is gebruikt als basis om gericht te kijken naar de resistentie van de Waddenzee met betrekking tot de introductie van de Filipijnse tapijtschelp. Hiervoor is een mesocosmstudie uitgevoerd waarin twee verschillende model Waddenzee ecosystemen werden nagebootst. De opzet en resultaten van deze mesocosmstudie worden beschreven in Hoofdstuk 3. In het laboratorium werd een experiment uitgevoerd waarin gericht werd gekeken naar de effecten van turbiditeit op de overlevingskans van de Filipijnse tapijtschelp. De resultaten van dit experiment is beschreven in Hoofdstuk 4.

2 Literatuurstudie Filipijnse tapijtschelp en de Waddenzee

2.1 De Filipijnse tapijtschelp

De Filipijnse tapijtschelp is een tweekleppig weekdier (Figuur 1). De wetenschappelijke naam is *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). Er zijn echter vele synoniemen bekend: *Tapes philippinarum*, *Tapes semidecussata*, *Tapes japonica*, *Venerupis philippinarum*, *Venerupis semidecussata*, *Venerupis japonica*, *Ruditapes semidecussata*. In het Engels wordt de soort Manila clam (UK), Japanese little-neck (or short-necked) clam (USA) en Japanese carpet shell (CAN) genoemd. Behalve Filipijnse tapijtschelp, zijn in Nederlandse literatuur ook namen als 'Aziatische-', 'Exotische-' of 'Japanse tapijtschelp' te vinden (van Lente and de Bruyne, 2010).

Er zijn verschillende inheemse soorten tapijtschelpen in de Noord Oost Atlantische Oceaan die sterk lijken op de Filipijnse tapijtschelp (Jensen, 2010). Twee wijd verspreide inheemse soorten zijn *Ruditapes decussatus* (Geruite tapijtschelp; o.a. Noorwegen, Frankrijk en Italië) en *Venerupis senegalensis* (Tapijtschelp; o.a. Noorwegen, Zweden en Denemarken) (Bidegain and Juanes, 2013; Jensen, 2010).



Figuur 1 De Filipijnse tapijtschelp. Foto: Andrea Sneekes, IMARES.

2.1.1 Verspreiding

De Filipijnse tapijtschelp is een inheemse soort van subtropische tot laag boreale zone van de Westerse Stille Oceaan (Boscolo Brusa et al., 2013). De soort heeft een hoge commerciële waarde en is daarom opzettelijk geïntroduceerd in andere regio's. Bovendien is het bekend dat de soort onbedoeld is getransporteerd met oesters vanuit Japan, of als larven in ballastwater (Fisheries and Oceans Canada, 2013).

De Filipijnse tapijtschelp heeft gevestigde populaties in Europa en rond de westkust van de Verenigde Staten en Canada. In de vroege jaren zeventig is de soort geïntroduceerd in Frankrijk. Sinds 1988 zijn via natuurlijke kolonisatie populaties ontstaan in de meeste baaien langs de Frans Atlantische kust, die een belangrijke bron voor de visserij-sector vormen. Langs de Frans Atlantische kust wordt de soort laat in de winter vaak getroffen door hoge sterfte. Deze sterfte is in verband gebracht met beperkende factoren (verminderde voedselbeschikbaarheid, lage temperaturen en saliniteit) en met een bacteriële infectie.

De Filipijnse tapijtschelp is in 1983 geïntroduceerd in de lagune van Venetië. Dat gebied is nu de belangrijkste productiesite van de tapijtschelp in Europa. In de lagune van Venetië en aan de zuidkust van Engeland valt de verspreiding van de Filipijnse tapijtschelp samen met getijdenplaten die bedekt zijn met benthische diatomeeën als gevolg van eutrofiering en die weinig golfslag ondervinden (Humphreys et al., 2007b). Op basis van deze verspreiding lijkt het erop dat de tapijtschelp eutrofe, beschutte getijdenplaten prefereert.

In Noorwegen, waar de soort in 1987 opzettelijk is geïntroduceerd, lijkt de soort niet te kunnen voortplanten (Mortensen and Strand, 2000). Ook in Ierland lijkt zich nog geen zelfstandig voortplantende populatie te hebben ontwikkeld, wat wordt geweten aan te lage temperaturen voor voortplanting (Drummond et al., 2006). In Engeland is voortplanting wel mogelijk. De soort is in 1988 opzettelijk geïntroduceerd voor aquacultuur in Poole Harbour, aan de zuidkust van Engeland (Herbert et al., 2012). Dit werd door de Engelse overheid toegestaan omdat men ervan uit ging dat de vorming van een natuurlijke populatie niet mogelijk was vanwege te lage temperaturen in het gebied. Echter, vanaf 2003 zijn er populaties in nabij gelegen estuaria waargenomen.

Ook in Nederland kan de soort zich voortplanten. Sinds 2008 is er een gevestigde populatie van de Filipijnse tapijtschelp in de Oosterschelde en de aantallen nemen daar de afgelopen jaren sterk toe (Bruyne, 2013). Aanvankelijk werd de soort vooral rondom Yerseke en Gorishoek gevonden, maar inmiddels is het schelpdier op diverse plaatsen in Zeeland aanwezig (Figuur 2). Er is een duidelijke toename in Westelijke richting te zien in aantal locaties waar de soort is gevonden ten opzichte van eerder uitgevoerde inventarisaties in 2011 en 2012 (Figuur 2). De soort is algemeen op de slikken van Vianen, maar ook in het Veerse Meer bij Arnemuiden (Stichting Anemoon, 2014). De soort komt voor in het litoraal en sublitoraal, maar ook in dieper water en is gewoonlijk ondiep ingegraven in zandbodems, modder of slik, al dan niet met schelpfragmenten en stenen. Soms zitten de dieren met byssusdraden aan stenen of schelpen (oester- of mosselbanken) vastgehecht (Stichting Anemoon, 2014). De soort is tijdens een inventarisatie van niet-inheemse soorten rond schelpdier gerelateerde bedrijven in Yerseke zowel binnendijs (in grof zand/modder van een oesterputcomplex) als buitendijs (in modder bij de uitlaat van een oesterputcomplex) aangetroffen (Foekema et al., 2014a). Voor zover bekend is de soort nog niet in de Waddenzee gevonden.



Figuur 2 Links: *Venerupis philippinarum* bij bodemcultuurmosselen in de Oosterschelde, gevonden tijdens de SASI's in 2011 en 2012 (Gittenberger 2012). Rechts: Verspreiding (groene stip) van de Filipijnse tapijtschelp in 2013 in Nederland (van Lente, 2013).

2.1.2 Ecologie

De Filipijnse tapijtschelp leeft in de bovenste laag van zandig of siltig sediment in het litoraal en sublitoraal, ook in dieper water. Meestal bevinden ze zich in de bovenste 4 cm van het sediment maar bij extreme condities (zoals zeer lage temperaturen) kunnen ze dieper in het sediment gaan zitten (Humphreys et al., 2007a). De tapijtschelp verzamelt voedsel door fytoplankton en ander eetbare organische deeltjes uit het water te filteren (Bruyne, 2013). Verondersteld wordt dat op wadplaten microphytobenthos een belangrijke voedselbron is (Flye-Sainte-Marie et al., 2007).

De maximale grootte van de Filipijnse tapijtschelp is ongeveer 7,5 cm en de maximale leeftijd ongeveer 10 jaar. De tapijtschelp bereikt het volwassen stadium bij een lengte van 1 tot 2 cm. De vruchtbaarheid neemt toe met de grootte en een vrouwtje kan meer dan 2 miljoen eitjes produceren (Fisheries and Oceans Canada, 2013). In Ierland begint de vorming van gameten (geslachtscellen) in februari, wanneer de temperaturen boven de 8 °C uitkomen. In de periode mei - juli worden de gameten vrijgelaten in de waterkolom, maar nog op kleine schaal. Pas in juli - september is er paai op grote schaal waargenomen (Drummond et al., 2006). Bij de populatie in Engeland zijn 6 jaarklassen waargenomen en er treedt 2 maal per jaar (juni en oktober) broedval op (Humphreys et al., 2007a). Er is nog geen onderzoek uitgevoerd naar de voortplantingskarakteristieken van de Oosterschelde-populatie.

Bevruchte eieren hebben waarschijnlijk 1 tot 2 dagen nodig om uit te komen (Drummond et al., 2006). Afhankelijk van de watertemperatuur, verblijven de larven ongeveer 2 tot 4 weken in het plankton, waarna de larve op zoek gaat naar een geschikt substraat. Daarna vestigen ze zich op de bodem en zetten ze zich vast met byssusdraden aan zand, rotsen of schelpen (oester- of mosselbanken). Bij verdere ontwikkeling worden deze draden losgelaten waardoor de tapijtschelpen vrij kunnen bewegen in de bovenste laag van het sediment (Cohen, 2011).

Pas gevestigde larven kunnen in hoge dichtheden voorkomen. Als maximale dichtheid van *V. philippinarum* wordt 1500-2250 exemplaren per m² opgegeven (Humphreys et al., 2007a). In Engeland zijn pas gevestigde exemplaren van *V. philippinarum* in dichtheden tot ca. de helft van deze maximale waarde waargenomen. In intergetijdengebieden op wadplaten in het zuiden van Engeland kwamen de schelpdieren met een grootte van >5 mm voor in dichtheden van 18 tot 156 individuen per m² (Humphreys et al., 2007a).

2.1.3 Habitatieisen

Of een soort zich succesvol kan vestigen in een gebied hangt af van vele factoren, zoals: geschikt substraat, temperatuur en saliniteit. De Filipijnse tapijtschelp is vrij tolerant voor variaties in relevante habitatcondities (Vincenzi et al., 2006). Het goede aanpassingsvermogen en de tolerantie voor veel verschillende habitatkenmerken wordt dan ook als een van de redenen gezien voor de succesvolle introductie van de Filipijnse tapijtschelp in andere regio's (Boscolo Brusa et al., 2013). Hieronder worden de eisen van de Filipijnse tapijtschelp per factor beschreven.

Waterdiepte

De Filipijnse tapijtschelp komt voor in ondiepe getijdengebieden, maar ook in dieper water (Titselaar, 2008). Op wadplaten in het zuiden van Engeland is een populatie gevestigd in het intergetijdengebied (Humphreys et al., 2007a). Aangezien de schelpdieren ook vrij hoog in het intergetijdengebied voorkomen, ook in het deel wat bij doodtij niet wordt overstroomd, kan worden aangenomen dat de soort tolerant is voor droogval. In gebieden ondieper dan 0,5 m is de Filipijnse tapijtschelp wel meer vatbaar voor predatie door vogels (Vincenzi et al., 2011).

Substraat

De soort heeft een voorkeur voor zandig tot siltig sediment maar kan zich goed aanpassen aan verschillende typen substraat (Boscolo Brusa et al., 2013). *V. philippinarum* kan worden aangetroffen in verschillende sedimenten, al dan niet met schelpfragmenten en stenen, waaronder grof zand, zand, klei, gravel, modder of slik, en in zeegrasvelden (Titselaar, 2008; van Lente and de Bruyne, 2010).

Vincenzi en collega's hebben de geschiktheid van een gebied voor het kweken van *V. philippinarum* in kaart gebracht. Hieruit blijkt dat de Filipijnse tapijtschelp een voorkeur heeft voor zandig sediment (60-80% zand) met een klein deel slib en klei (Vincenzi et al., 2006).

Larven zetten zich na 3-4 weken vast met draden aan zand, rotsen of schelpen. De larven graven zich vervolgens in het sediment in. De korrelgrootte van het sediment is daarbij van belang. Alhoewel larven wel in staat zijn zich te hechten aan zeer fijn sediment (<0.125 mm), blijken ze niet in staat te zijn zich hierin succesvol in te graven (Tezuka et al., 2013).

In een later stadium kan de Filipijnse tapijtschelp zich vrij door de bovenste laag van het sediment bewegen. Hierdoor zijn juvenielen ook in staat zich te verwijderen van ongeschikt substraat (Jensen, 2010). Gewoonlijk is het dier slechts 2-4 centimeter diep ingegraven (van Lente and de Bruyne, 2010). Soms zijn ze met byssusdraden vastgehecht aan stenen of schelpen (oester- of mosselbanken).

Temperatuur

De soort kan in water met een temperatuur van 0 tot 35°C overleven. Bij 3°C ondervindt de Filipijnse tapijtschelp wel stress maar zelfs na drie weken werd er weinig sterfte geconstateerd (Laing and Child, 1996). De optimale temperatuur voor de soort ligt tussen de 15 en 28°C. Voor de schelpdiercultuur is een optimale temperatuur van 18°C gerapporteerd (Jones et al., 1993).

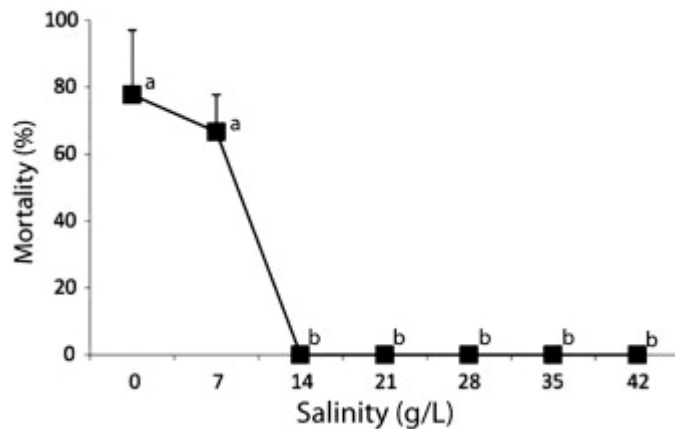
Over het algemeen is er een watertemperatuur van minimaal 14°C nodig voor de voortplanting maar het is mogelijk vanaf een watertemperatuur van minimaal 12°C (Bruyne, 2013; Flye-Sainte-Marie et al., 2007). Een andere studie rapporteert dat bevruchte eieren waarschijnlijk gedurende 1 tot 2 dagen een temperatuur van 13–16 °C nodig hebben om uit te komen (Drummond et al., 2006). Als optimale temperatuur voor de larven wordt 23–25 °C gerapporteerd. In subtropische regio's is er meerdere malen per jaar voortplanting mogelijk (Boscolo Brusa et al., 2013; Humphreys et al., 2007b). Bij populaties in zowel het zuiden van Europa als in Engeland treedt er twee maal per jaar broedval op (Humphreys et al., 2007a), zie ook paragraaf 2.1.2.

Saliniteit

Het dier is goed bestand tegen grote verschillen in het zoutgehalte van het water en kan daardoor goed overleven in riviermondingen (Titselaar, 2008). De tapijtschelp kan overleven in brak water met een saliniteit tot 10-15 ‰; het optimum voor saliniteit ligt tussen de 24 en 35 ‰ (Bruyne, 2013; Cohen, 2011). In onderzoek naar de tolerantiegrenzen van de Filipijnse tapijtschelp voor saliniteit (Carregosa et al., 2014) vertoonden de schelpdieren 100% overleving bij blootstelling gedurende 6 dagen aan een saliniteit variërend van 14 tot 42. Bij een lage saliniteit (0 en 7) was het sterftepercentage >67%, maar zelfs in zoet water (saliniteit 0 ‰) werd geen 100% sterfte waargenomen, zie Figuur 3. Dit is belangrijk in het kader van de effectiviteit van een zoetwaterbehandeling voor mosseltransport. Een zoetwaterbehandeling wordt toegepast op een partij mosselen als maatregel tegen het introduceren van exoten.

In de ontwikkeling van de Filipijnse tapijtschelp zijn er per levensstadia verschillende optimale saliniteitwaarden waargenomen (Tezuka et al., 2013). Voor het uitkomen van de eieren is een saliniteit

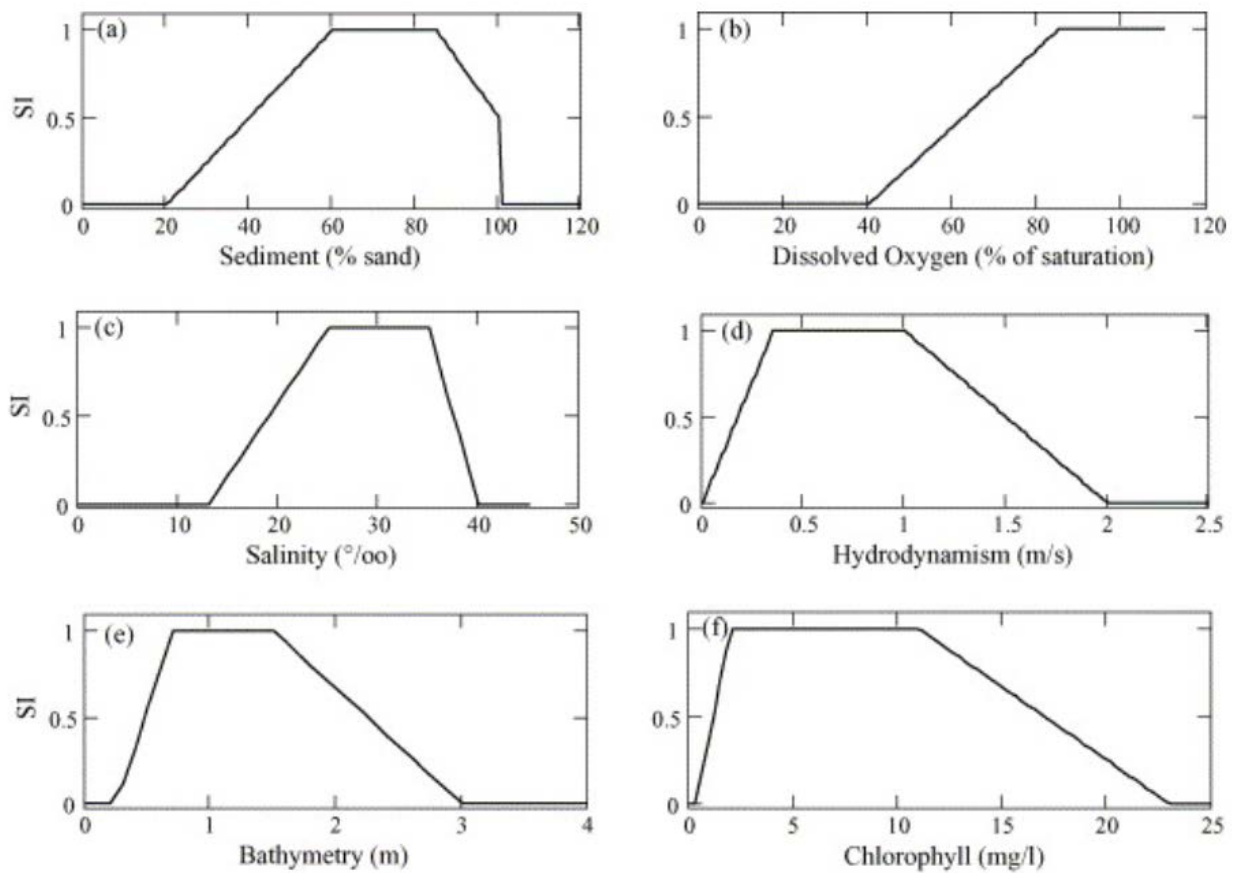
van >20 ‰ nodig, voor groei van de larven 20–30 ‰ en voor het hechten van de larven aan sediment 13-20 ‰. Gebieden waar instroom is van zoet water vormen dus mogelijk een geschikt habitat voor de larven van de Filipijnse tapijtschelp.



Figuur 3 Sterfte (%) van *Venerupis philippinarum* bij een blootstelling gedurende 6 dagen aan verschillende saliniteitwaarden. De waarden zijn de gemiddelden van drie replicaties met standaard deviaties. De letters a en b geven de significante verschillen ($p < 0.05$) aan tussen saliniteitwaarden (Carregosa et al., 2014).

Overige factoren

Naast de hierboven behandelde habitatkarakteristieken (substraat, temperatuur, waterdiepte en saliniteit) zijn er nog andere factoren relevant, zoals: opgelost zuurstof; stroomsnelheid; en hoeveelheid algen. Vincenzi en collega's (Vincenzi et al., 2006) hebben voor zes verschillende parameters geschiktheidsfuncties gedefinieerd om zo de geschiktheid van een gebied voor het kweken van *V. philippinarum* te kunnen modelleren. Voor iedere parameter is de geschiktheid uitgedrukt als een waarde tussen 0 en 1 waarbij 0 staat voor een ongeschikt habitat en 1 voor het meest optimale habitat. De resultaten zijn grafisch weergegeven in Figuur 4.



Figuur 4 De relaties tussen habitatcondities en de geschiktheid voor het kweken van de tapijtschelp: (a) sediment; (b) opgelost zuurstof; (c) saliniteit; (d) stroomsnelheid; (e) waterdiepte; (f) algen (Chlorofyl-a) (Vincenzi et al., 2006).

2.1.4 Samenvatting

De verschillende habitatcondities voor de Filipijnse tapijtschelp zijn hieronder samengevat in Tabel 1.

Tabel 1 *Habitatcondities voor de Filipijnse tapijtschelp*

Habitatconditie	Geschikte range	Referentie
Substraat	Verschillende sedimenten, al dan niet met schelpfragmenten en stenen (o.a. grof zand, zand, klei, gravel, modder, slik) en in zeegrasvelden (optimum voor schelpdierkweek is 60-80% zand)	(Titselaar, 2008; van Lente and de Bruyne, 2010; Vincenzi et al., 2006)
Zuurstof	Vrij tolerant voor zuurstofloze condities (optimum voor schelpdierkweek is 80-110%)	(Humphreys et al., 2007b; Vincenzi et al., 2006)
Temperatuur	Overleving mogelijk bij 0-35 °C, reproductie mogelijk vanaf 12 °C	(Bruyne, 2013; Flye-Sainte-Marie et al., 2007)
Saliniteit	Overleving mogelijk in zoet water. Optimum saliniteit 24-35 ‰	(Carregosa et al., 2014); (Bruyne 2013; Cohen 2011)
Stroomsnelheid	Voorkeur voor beschutte gebieden (optimum voor schelpdierkweek is 0.3-1 m/s)	(Humphreys et al., 2007b; Vincenzi et al., 2006)
Waterdiepte	Intergetijdengebied tot diep water (optimum voor schelpdierkweek is 0.5-1.5 m)	(van Lente and de Bruyne, 2010; Vincenzi et al., 2006)
Chlorofyl-a	Voorkeur voor eutrofe gebieden (optimum voor schelpdierkweek is 2 - 11 mg/l)	(Humphreys et al., 2007b; Vincenzi et al., 2006)

2.2 Potentiele vestiging in de Waddenzee

In deze paragraaf wordt ingegaan op de habitatcondities in de Waddenzee om na te gaan of vestiging van de Filipijnse tapijtschelp in theorie mogelijk zou zijn in dit gebied. In eerste instantie worden de bestaande risicobeoordelingen beschreven en vervolgens wordt bekeken hoe de omgevingscondities in de Waddenzee in relatie staan tot de habitateisen van Natura 2000. Daarna is onderzocht wat de mogelijke gevolgen en de weerstand is van de Waddenzee op basis van interactie, predatie, competitie van andere soorten in relatie tot de Filipijnse tapijtschelp.

2.2.1 Bestaande risicobeoordelingen

In een onderzoek van IMARES in 2007 naar het risico van invasieve soorten door mosseltransport is ingeschat dat de soort waarschijnlijk een substantieel effect kan hebben op het ecosysteem van de Waddenzee (Wijsman et al., 2007). De beoordeling was gebaseerd op zowel literatuur als expert judgement. Op basis van literatuur werd beoordeeld dat het zeer aannemelijk was dat de soort een substantieel effect zal hebben, met name vanwege de waargenomen veranderingen in de macrobenthische gemeenschap in de lagune van Venetië na de introductie van de Filipijnse tapijtschelp in 1983 (Pranovi et al. 2006). De beoordeling van experts varieerde tussen 'niet heel waarschijnlijk' en 'zeker', met een gemiddelde van (zeer) waarschijnlijk dat de introductie een substantieel effect kan hebben op het ecosysteem van de Waddenzee.

Aan de hand van de ISEIA (Invasive Species Environmental Impact Assessment; (Belgian Biodiversity Platform, 2009) methode is de soort beoordeeld als 'categorie B' (Foekema et al., 2014b; Team Invasieve Exoten (TIE), 2013), zie Tabel 2. Deze categorie is voor soorten met een matig risico voor inheemse biodiversiteit of ecosystemen, op grond van de huidige kennis. De kans dat deze soorten de natuurlijke habitats en natuurdoelstellingen van (kwetsbare) gebieden kunnen aantasten, worden als matig ingeschaald.

In het meest recente onderzoek is beoordeeld dat de kans op introductie in de Waddenzee hoog is en dat de soort zich waarschijnlijk in ondiepe beschutte delen van de Waddenzee zal kunnen vestigen (Foekema et al., 2014b). Lokaal zou er concurrentie op kunnen treden tussen de Filipijnse tapijtschelp en andere schelpdieren. Het is echter onwaarschijnlijk dat de soort een significantie impact zal hebben op het ecosysteem en de instandhoudingsdoelstellingen van de Waddenzee (Foekema et al., 2014b). Deze beoordeling komt niet overeen met voorgaand onderzoek (Wijsman et al., 2007) waar de kans op een substantieel effect als (zeer) aannemelijk wordt ingeschat. Foekema c.s. schatten de potentiële impact lager in omdat de soort niet *de structuur* van het habitat zal aantasten en geen grote gebieden zal koloniseren. Deze aspecten zijn in de voorgaande beoordeling niet expliciet meegewogen.

Tabel 2 ISEIA*-score voor *Venerupis philippinarum*, de Filipijnse tapijtschelp (Foekema et al., 2014b; Team Invasieve Exoten (TIE), 2013)

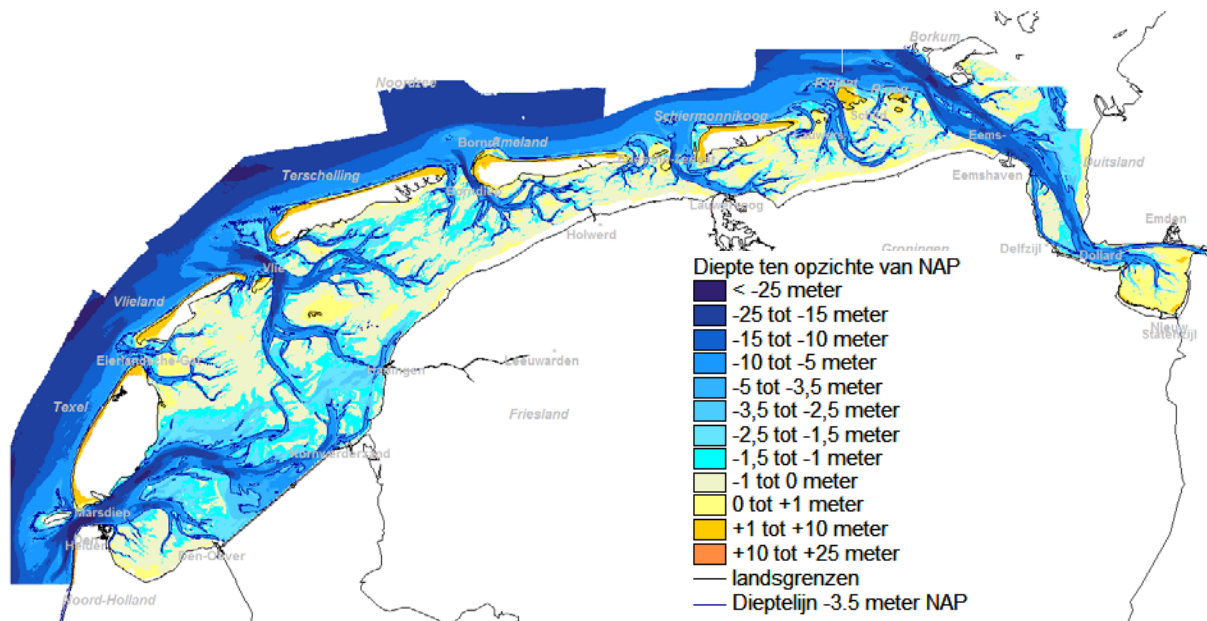
<i>Venerupis philippinarum</i>	Score	Opmerking
Kans op verspreiding	3 (Hoog)	Soort breidt zich goed uit, heeft een hoge dispersiecapaciteit. Pelagische larven Hoge reproductiegraad. Creëert makkelijk nieuwe vestigingen en populaties
Kolonisatie van waardevolle habitats / beschermende natuurgebieden	3 (Hoog)	Koloniseert relatief gemakkelijk bijzondere habitats of kwetsbare natuurgebieden. Gemiddeld tolerantieniveau voor sterke wisselingen in milieufactoren. Habitatvoorkeur: 'lagoon-like area' met rustig en helder ondiep water
Negatieve impact op inheemse soorten	2 (Matig of waarschijnlijk)	Extreem hoge dichtheden kunnen planktongemeenschappen veranderen maar het is niet bekend of dergelijke dichtheden in natuurlijke omstandigheden voorkomen (score 'waarschijnlijk' (Foekema et al., 2014b)). Lokale verandering in de populatie door groei en verspreiding van uitheemse soort. De effecten zijn reversibel (score 'matig' (Team Invasieve Exoten (TIE), 2013))
Veranderingen in ecosysteefuncties	2 (Matig of waarschijnlijk)	Extreem hoge dichtheden kunnen planktongemeenschappen veranderen maar het is niet bekend of dergelijke dichtheden in natuurlijke omstandigheden voorkomen (score 'waarschijnlijk' (Foekema et al., 2014b)). De veranderingen zijn significant maar reversibel en temporeel (score 'matig' (Team Invasieve Exoten (TIE), 2013))
ISEIA score	10	Categorie B (Watch list)

*ISEIA: Invasive Species Environmental Impact Assessment (Belgian Biodiversity Platform, 2009)

2.2.2 Omgevingscondities Waddenzee

Waterdiepte

De Waddenzee bestaat deels uit het habitattype permanent overstroomde zandbanken (Natura 2000 type H1110A). H1110A betreft ondiepe, zowel relatief vlak liggende gebieden als geulen (Ministerie van EZ, 2014). In de vlakke delen is de waterdiepte meestal minder dan 5 meter, zie ook Figuur 5. In de geulen kan de waterdiepte plaatselijk groter zijn dan 20 meter. Overige habitattypen in de Waddenzee zijn slechts een deel van de tijd met zeewater overstroomd, zoals de bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten (H1140). Aangezien de Filipijnse tapijtschelp zowel voorkomt in gebieden die permanent met (diep) zeewater zijn overstroomd als in intergetijdengebieden, is de gehele Waddenzee wat betreft de waterdiepte potentieel geschikt als habitat voor de soort.

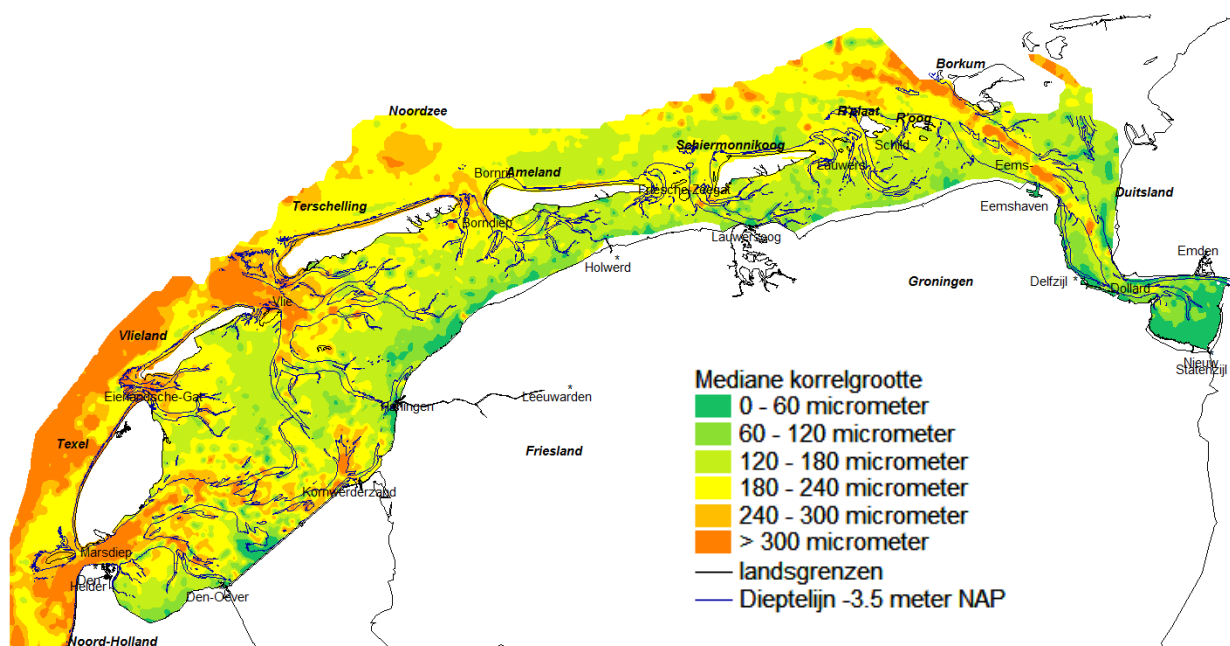


Figuur 5 Diepte ten opzichte van NAP in de Waddenzee (RIKZ, 1998).

Substraat

Door de relatief geringe hydrodynamiek in de vlakken delen van de Waddenzee is de bodem daar fijnzandig tot slikkig. De geulen hebben door de relatief hoge stroomsnelheden alleen een (fijn)zandige bodem, zie ook Figuur 6. In binnenbochten en in geulen die hun functie verliezen kunnen ook meer slikkige plekken aanwezig zijn. De bodem ten noorden van de Afsluitdijk is op veel plaatsen fijnzandig tot slikkig is (De Vlas et al., 2011).

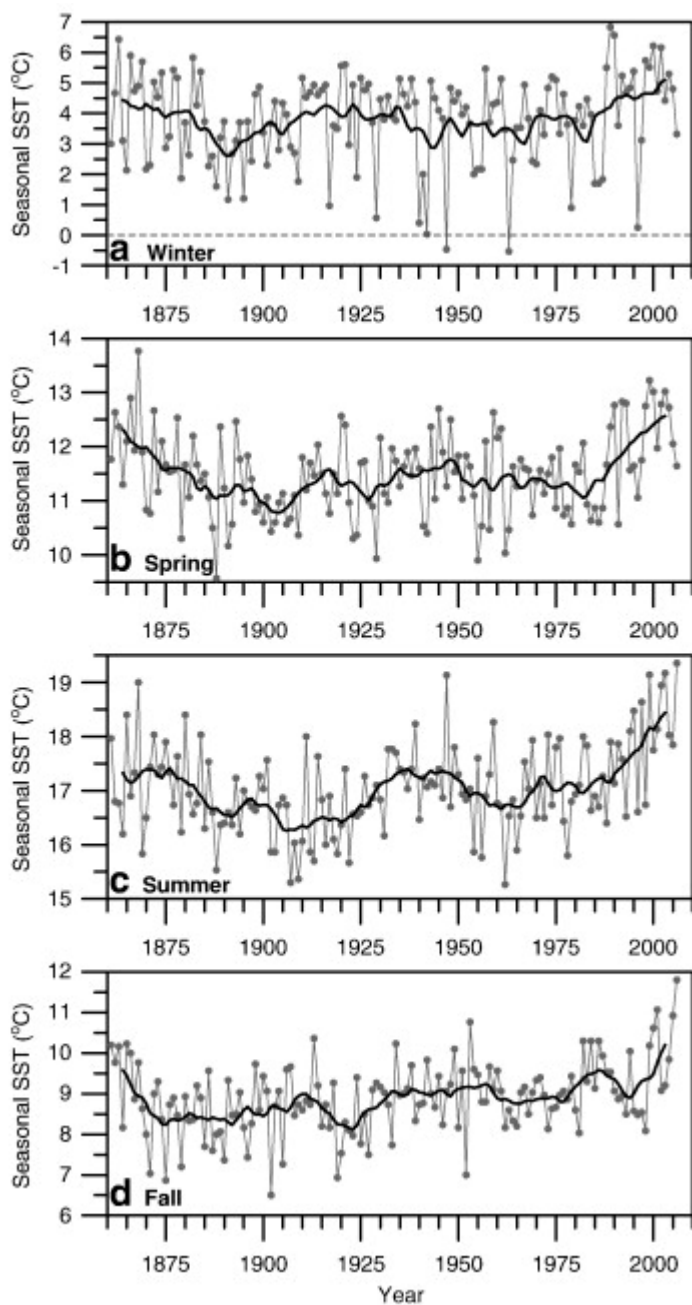
Aangezien de Filipijnse tapijtschelp een voorkeur heeft voor zandig tot siltig sediment is het substraat van de Waddenzee geschikt voor vestiging van de soort.



Figuur 6 Mediane korrelgrootte van het sediment in de Waddenzee (RIKZ, 1998).

Temperatuur

De watertemperatuur van de Waddenzee (jaarlijks gemiddelde, gemeten in het Marsdiep) varieert tussen ca. 8.5 en 12°C. De gemiddelde temperatuur in juli is $15.9 \pm 0.6^\circ\text{C}$ (van Aken, 2010). In het voorjaar is de temperatuur ruim boven de 8°C (Figuur 7), wat de Filipijnse tapijtschelp nodig heeft voor de vorming van gameten (zie paragraaf 2.1.2). In de zomer en zelfs soms al in de lente zijn temperaturen hoog genoeg om te paaien ($>12^\circ\text{C}$). De temperaturen in de permanent overstroomde delen van de Waddenzee zijn geschikt voor vestiging en voortplanting van de soort. Op de getijdenplaten, waar vorst mogelijk is, zou sterfte op kunnen treden. Bij de populatie in Engeland (zie paragraaf 2.1.1), waar de schelpdieren ook hoog op de platen voorkomen, is dit echter niet beperkend geweest voor vestiging van de soort. Het is daarom niet aannemelijk dat dit in de Waddenzee wel het geval zal zijn.

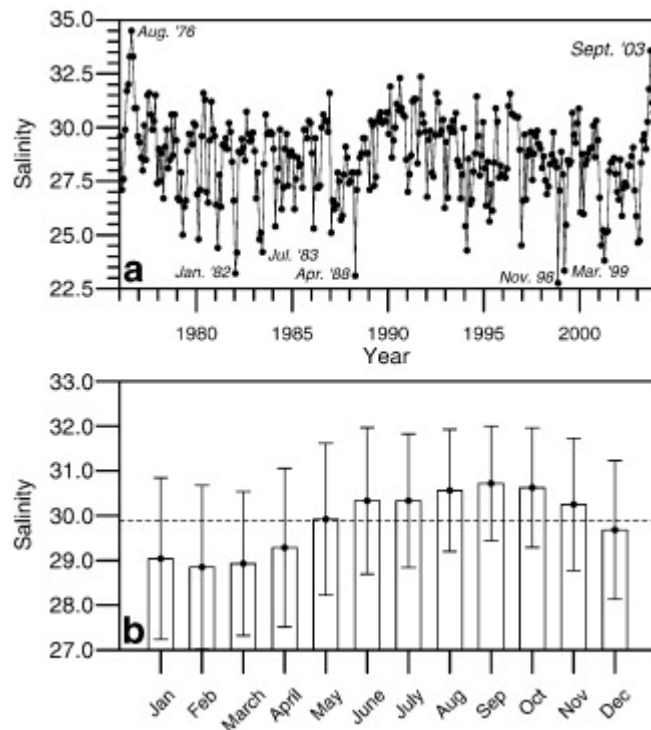


Figuur 7 Lange termijn serie van de gemiddelde temperatuur van het zeewateroppervlak (Sea Surface Temperature SST) per seizoen (dunne grijze lijn met symbolen) voor de (a) winter (januari tot maart), (b) lente (april tot juni), (c) zomer (juli tot september), en (d) herfst (oktober tot december). De dikke zwarte lijn geeft het 10-jarlijks gemiddelde weer (van Aken, 2008b).

Saliniteit

De saliniteit van de Waddenzee is gemiddeld ca. 30 ‰, met variaties tussen de 23 en 34 ‰ (Figuur 8). Deze waarden zijn echter gemeten in het Marsdiep, waar geen invloed is van bijvoorbeeld spuizen. Er wordt in de Waddenzee op twee spuispunten zoet IJsselwater gespuid, nl. Den Oever en Kornwerderzand. In de buurt van de Afsluitdijk varieert de saliniteit van de Waddenzee tussen de 2 en de 25 ‰ als gevolg van de spui (de Kok, 2002). Met uitzondering van de extreem lage waarden, komen de habitateisen van

de Filipijnse tapijtscelp, die saliniteitwaarden van 14-42 tolereert, goed overeen met de saliniteit van de Waddenzee. Op basis van deze factor zou de Waddenzee geschikt zijn als habitat voor de soort.

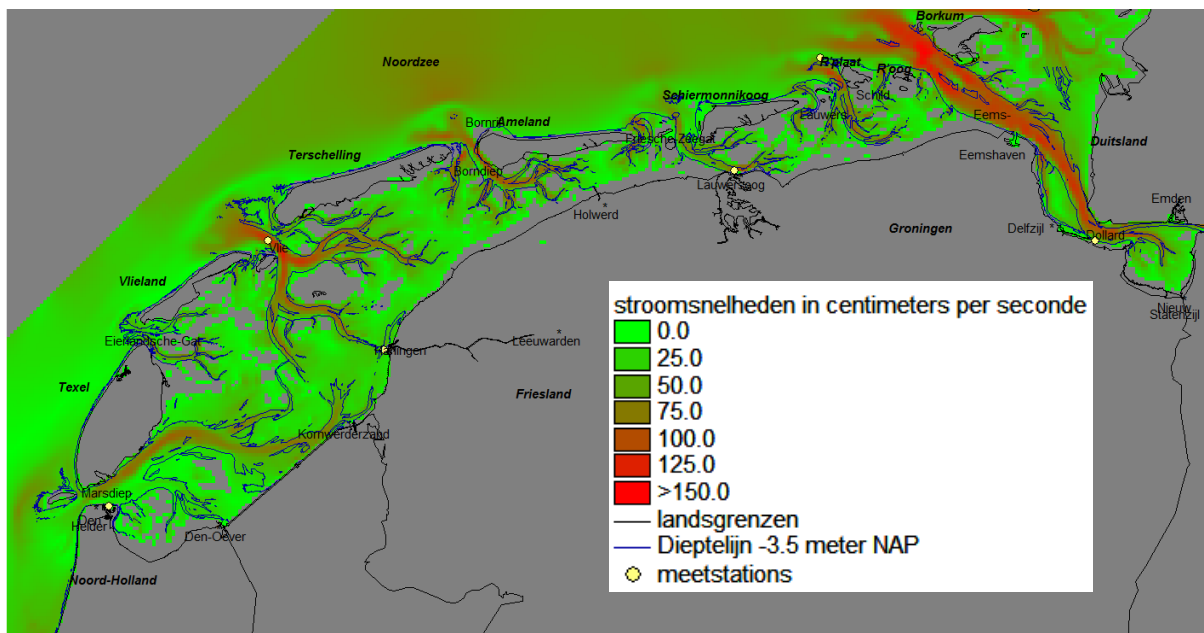


Figuur 8 De variatie in het maandelijks gemiddelde van de saliniteit tussen 1976 en 2003 (a) en een staafdiagram van de maandelijks gemiddelde saliniteit (1861-2003) in het Marsdiep. In figuur a zijn een aantal extreme gebeurtenissen aangegeven. De error bars in figuur b geven de maandelijks standard deviatie aan en de stippellijn geeft de lange termijn gemiddelde saliniteit aan (van Aken, 2008a).

Overige factoren

Op de permanent overstroomde zandbanken is de getijwerking belangrijker is dan de golfwerking vanuit zee (Ministerie van EZ, 2014). In de vlakke delen zijn de stroomsnelheden gering. Geulen zijn in de hele Nederlandse Waddenzee te vinden, van de kleine prielen tussen de platen tot de brede zeegaten tussen de eilanden. In de grotere geulen treden hoge stroomsnelheden op, vooral in de zeegaten (tot ca 2,3 m/sec bij springtij in het Marsdiep, tot ca 1,5 m/sec in de grote geulen binnen het gebied) en nog meer tijdens stormtij. De stroomsnelheden zijn ten noorden van de Afsluitdijk geringer (De Vlas et al., 2011).

Op basis van de geschiktheidsfunctie van de stroomsnelheid voor de Filipijnse tapijtscelp (Vincenzi et al., 2006) blijkt dat het optimum tussen ca. 0,5 en 1 m/s ligt (zie Figuur 4 in paragraaf 2.1.3). Ook blijkt dat het habitat pas ongeschikt is vanaf een stroomsnelheid van 2 m/s. In Figuur 9 is te zien dat de stroomsnelheden in het grootste deel van de Waddenzee in het algemeen niet beperkend zullen zijn voor de soort.



Figuur 9 Stroomsnelheden (centimeter/seconde) in de Waddenzee (RIKZ, 1998).

2.2.3 Mogelijke gevolgen en weerstand van de Waddenzee

Mogelijke interactie met soorten

De habitattypen waar de Filipijnse tapijtschelp zich mogelijk kan vestigen zijn H1110A (permanent overstroomde zandbanken) en H1140A (droogvallende slik- en zandplaten). In Tabel 3 staan de typische soorten van deze twee habitattypen weergegeven. Er zijn verschillende vormen van interactie mogelijk: concurrentie om ruimte, concurrentie om voedsel en sterfte door predatie. In de tabel wordt voor elke typische soort een inschatting gegeven van de mogelijke interactie met de Filipijnse tapijtschelp. Sommige benthische soorten kunnen het habitat veranderen door bijvoorbeeld actief te graven in het sediment waardoor de porositeit van het sediment en de re-suspensie van gesedimenteerd materiaal wordt vergroot. Zo is bekend dat het graven van de Filipijnse tapijtschelp de stabiliteit van het sediment kan verminderen (Sgro et al., 2005). Dit kan zowel positief als negatief effect hebben op andere soorten. Ook kunnen sommige soorten kokers vormen in het sediment en daardoor gravende soorten hinderen (Wilson Jr, 1984). Deze vormen van interactie worden hier ook als concurrentie beschouwd.

Tabel 3 Typische soorten van habitatype 1110A en 1140A (Ministerie van EZ, 2008, Ministerie van EZ, 2014) met een inschatting van de mogelijke interactie met de Filipijnse tapijtschelp (op basis van expert judgement).

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Soortgroep	Habitatype	Mogelijke interactie
Schelpkokerworm	<i>Lanice conchilega</i>	Borstelwormen	H1110A & H1140A	Concurrentie ¹
Wadpier	<i>Arenicola marina</i>	Borstelwormen	H1140A	Concurrentie ¹
Zager	<i>Nereis virens</i>	Borstelwormen	H1140A	Geen
Zandzager	<i>Nephtys hombergii</i>	Borstelwormen	H1110A & H1140A	Geen
Zeeduizendpoot	<i>Nereis diversicolor</i>	Borstelwormen	H1140A	Geen
Groene zeeduizendpoot	<i>Alitta virens</i>	Borstelwormen	H1110A	Geen
	<i>Spio martinensis</i>	Borstelwormen	H1110A	Geen
Gewone strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	Kreeftachtigen	H1140A	Predatie
Garnaal	<i>Crangon crangon</i>	Kreeftachtigen	H1140A	Predatie
Groot zeegras	<i>Zostera marina</i>	Vaatplanten	H1140A	Concurrentie ¹
Klein zeegras	<i>Zostera noltii</i>	Vaatplanten	H1140A	Concurrentie ¹
Kokkel	<i>Cerastoderma edule</i>	Weekdieren	H1110A & H1140A	Concurrentie ²
Mossel	<i>Mytilus edulis</i>	Weekdieren	H1110A & H1140A	Concurrentie ²
Nonnetje	<i>Macoma balthica</i>	Weekdieren	H1110A & H1140A	Concurrentie ²
Platte slijkgaper	<i>Scrobicularia plana</i>	Weekdieren	H1140A	Concurrentie ²
Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>	Weekdieren	H1110A & H1140A	Concurrentie ²
Wulk	<i>Buccinum undatum</i>	Weekdieren	H1110A & H1140A	Concurrentie ²
Schol	<i>Pleronectes platessa</i>	Vissen	H1110A & H1140A	Predatie
Bot	<i>Platichthys flesus</i>	Vissen	H1110A & H1140A	Geen
Diklipharder	<i>Mugil labrosus</i>	Vissen	H1140A	Geen
Harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	Vissen	H1110A	Geen
Vijfdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	Vissen	H1110A	Predatie
Haring	<i>Clupea harengus</i>	Vissen	H1110A	Geen
Schar	<i>Limanda limanda</i>	Vissen	H1110A	Geen
Slakdolf	<i>Liparis liparis</i>	Vissen	H1110A	Geen
Gewone zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Vissen	H1110A	Geen
Botervis	<i>Pholis gunnellus</i>	Vissen	H1110A	Geen
Puitaal	<i>Zoarces viviparus</i>	Vissen	H1110A	Geen

¹ Concurrentie om ruimte, ² Concurrentie om voedsel en ruimte.

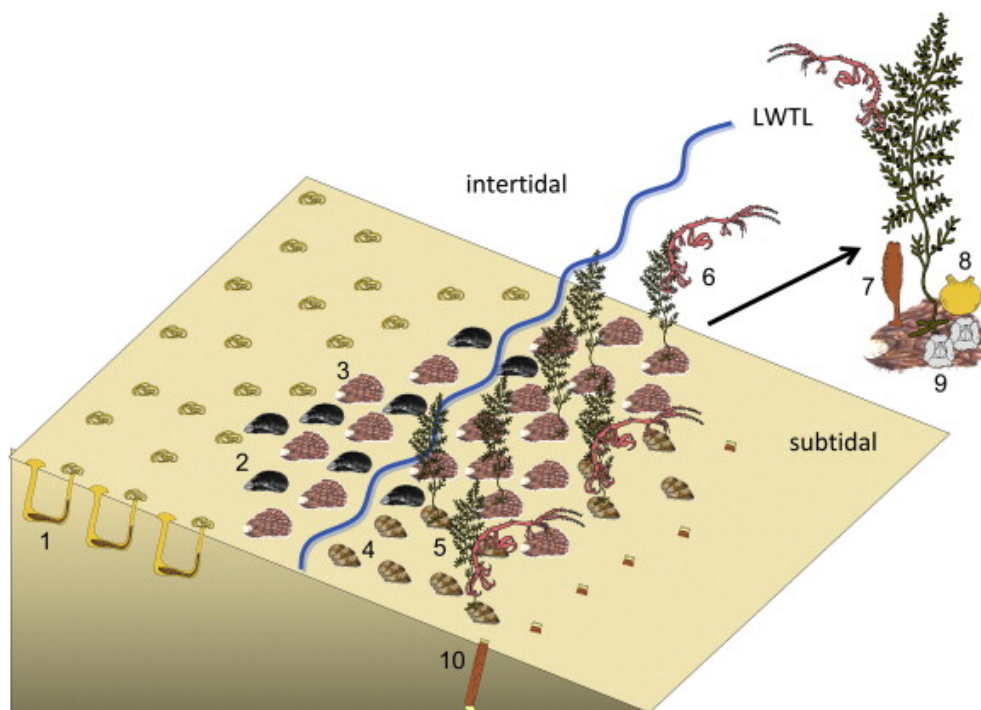
Concurrentie

De ondiepe sublitorale zone wordt gekarakteriseerd door uitheemse habitat-vormers, zie Figuur 10, zoals de Japanse oester (*Crassostrea gigas*), het muiltje (*Crepidula fornicata*) en Japans bessenwier

(*Sargassum muticum*) (Buschbaum et al., 2012). Dominante soort in het sublitoraal van de noordelijke Waddenzee is de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis americanus*) (Buschbaum et al., 2012). Deze uitheemse soorten zijn geen typische soorten voor habitatype 1110A. In de intergetijdenzone zijn inheemse soorten zoals de wadpier (of zeepier) *Arenicola marina* en mossels *Mytilus edulis* abundant (Buschbaum et al., 2012), zie Figuur 10. Mogelijke concurrerende inheemse soorten zijn dus vooral in de intergetijdenzone te vinden.

De mossel *Mytilus edulis* is vooral abundant in de intergetijdenzone, zie Figuur 10 (Buschbaum et al., 2012). Mosselbanken beslaan ongeveer 1,5-3 % van habitatype 1140A (De Vlas et al., 2011). De Filipijnse tapijtschelp vormt, in tegenstelling tot de inheems mossel en de niet-inheems Japanse oester, geen driedimensionale bank. Concurrentie om ruimte en voedsel is mogelijk. De Filipijnse tapijtschelp vertoont sterke gelijkenis met de kokkel (*Cerastoderma edule*), een veel voorkomende inheemse soort en een typische soort van zowel habitatype 1110A als habitatype 1140A. Beide soorten zijn filtrerende tweekleppigen die leven in zandig sediment in ondiepe getijdengebieden. Echter, de kokkel prefereert locaties met redelijk sterke stromingen (Kater et al., 2006) terwijl de Filipijnse tapijtschelp laag dynamische gebieden prefereert (Humphreys et al., 2007b). Er is daarom weinig directe concurrentie ruimte en voedsel tussen beide soorten te verwachten.

De strandgaper is qua biomassa één van de belangrijkste soorten in de rustige delen van H1110A (De Vlas et al., 2011) en is ook een typische soort voor habitatype 1140A (Ministerie van EZ, 2008). Aangezien de strandgaper ook de meer beschutte gebieden prefereert is er meer concurrentie met de tapijtschelp te verwachten. De laatste tien jaar zijn aantallen nonnetjes in de westelijke Waddenzee afgenomen tot minder dan 10% van de oorspronkelijke dichtheden (De Vlas et al., 2011). Door de duidelijk warmere zomers en zachtere winters worden de nonnetjes vooral de laatste jaren steeds minder groot, hetgeen leidt tot lichtgewicht dieren, die minder eieren produceren en sneller doodgaan (De Vlas et al., 2011). De Filipijnse tapijtschelp zal naar verwachting juist profiteren van het veranderende klimaat waardoor deze in het voordeel is ten opzichte van het inheemse nonnetje. De veranderingen in het klimaat zorgen ook voor veranderingen in predatie. In een relatief warm voorjaar komen garnalen eerder het wad op en eten dan veel jonge nonnetjes. Ook de juveniele Filipijnse tapijtschelp zal ten prooi vallen aan garnalen. De platte slijkgaper is een van de meest voorkomende tweekleppige schelpdieren langs de Europese kusten met zandig tot modderig sediment (Santos, 2012). De soort is een consument van vooral diatomeeën op de bodem maar ook van fytoplankton en vormt daardoor ook een concurrerende soort voor de Filipijnse tapijtschelp.



Figuur 10 Prominente soorten van het gebied tussen het midden van de hoog- en de laagwaterlijn (intergetijde zone) tot onder de laagwaterlijn (de sublitorale zone) in het noorden van de Waddenzee. In de intergetijdenzone zijn inheemse soorten zoals de wadpier (of zeepier) *Arenicola marina* (1) en mossels *Mytilus edulis* (2) abundant terwijl de ondiepe sublitorale zone wordt gekarakteriseerd door uitheemse habitat vormers zoals *Crassostrea gigas* (3), *Crepidula fornicata* (4), *Sargassum muticum* (5) welke habitat vormen voor vele mobiele en aangroeiende niet-inheemse soorten zoals *Caprella mutica* (6), de manteldieren *Styela clava* (7), *Molgula manhattensis* (8) en de eendemossel *Austrominius modestus* (9). De Amerikaanse zwaardschede *Ensis americanus* (10) is de dominante soort in de sublitorale zone. LWTL: Low Water Tide Line (laagwaterlijn) (Buschbaum et al., 2012).

Predatie

De concurrentie tussen de inheemse soort *R. decussatus* en de geïntroduceerde soort *R. philippinarum* is onderzocht in een veld experiment in Spanje (Bidegain and Juanes, 2013). Uit de resultaten blijkt dat predatie door onder andere krabben en vissen, een grotere rol speelt voor beide populaties dan directe concurrentie tussen beide soorten. *R. philippinarum* bleek gevoeliger voor predatie (hogere sterfte door predatie) ten opzichte van *R. decussatus* omdat de soort relatief ondiep in het sediment zit ingegraven. Hierdoor heeft de soort wel het voordeel dat het minder wordt blootgesteld aan anoxische omstandigheden. *R. decussatus* vertoonde namelijk een hogere sterfte door (waarschijnlijk) zuurstofloosheid ten opzichte van *R. philippinarum*.

Predatoren benoemd in zijn Bidegain and Juanes, 2013 zijn: tepelhorens (*Euspira* spp.); zeesterren (*Pisaster* spp.); eenden (bijv. *Aythya* spp.); scholeksters (*Haematopus ostralegus*); krabben (*Cancer* sp.) en demersale vissen zoals roggen. Predatoren van schelpdieren in de Waddenzee zijn bijvoorbeeld krabben en zeesterren, maar ook verschillende schelpdieretende vogels zoals duikende eenden (bijv. eidereend *Somateria mollissima* en toppereend *Aythya marila*) en steltlopers (bijv. scholekster en kanoet). Zo is er bijvoorbeeld aangetoond dat er door de introductie van de Filipijnse tapijtschelp in de Europese kustwateren een nieuwe voedselbron is ontstaan voor de scholekster. De wintersterfte van de scholekster is gedaald door de aanwezigheid van de Filipijnse tapijtschelp, zelfs als deze in lage dichtheden aanwezig zijn. De studie suggereert dat de te verwachten verdere verspreiding van de Filipijnse tapijtschelp binnen Europa aanzienlijke voordelen zal hebben voor veel schelpdier-etende kustvogels (Caldow et al., 2007).

Verandering soortensamenstelling

De introductie van de Filipijnse tapijtschelp in 1983 in de lagune van Venetië heeft de macrobenthische gemeenschap veranderd, met name met betrekking tot de tweekleppige weekdieren. Er is een sterke reductie aangetoond, zowel in het verspreidingsgebied als in de dichtheid, van alle andere filtrerende tweekleppigen. De filtratie capaciteit van de meest voorkomende tweekleppige in 1999 (*R. philippinarum*) is meer dan verdubbeld ten opzichte van de meest voorkomende tweekleppige soort in 1990 (*Cerastoderma glaucum*). Hierdoor is het functioneren van het ecosysteem gewijzigd wat een sterkere bentische-pelagische koppeling tot gevolg heeft gehad (Pranovi et al., 2006).

De Filipijnse tapijtschelp is in zeer hoge dichtheden, die voorkomen in de aquacultuur (2000-2500 ind/m²) in staat de planktongemeenschap te beïnvloeden (Humphreys et al., 2007b). Dit is echter het geval voor alle filtrerende soorten en geen specifieke eigenschap van deze soort.

2.3 Conclusies

Op basis van de habitateisen van de Filipijnse tapijtschelp en de habitatkarakteristieken van de Waddenzee, kan geconcludeerd worden dat de Waddenzee wat betreft de waterdiepte, het substraat, temperatuur, saliniteit en stroomsnelheid, potentieel geschikt is als habitat voor vestiging van deze soort. Er zijn echter gebieden en/of perioden waar condities beperkend kunnen zijn voor de uitgroei van de soort. Zeer geschikt zijn beschutte intergetijdengebieden met weinig golfslag die bedekt zijn met bentische diatomeeën.

Limiterende condities in de Waddenzee zijn voornamelijk hoge stroomsnelheden en lage temperatuur (vorst). De temperatuur in de Waddenzee is echter voldoende voor voortplanting en zal naar verwachting in de toekomst stijgen vanwege klimaatverandering. Door aanwezigheid van andere filterfeeders zal de tapijtschelp moeten concurreren om ruimte en voedsel. Ook zullen aanwezige predatoren, zoals zeesterren, krabben en schelpdier-etende vogels effect hebben op de uitbreiding van de soort. Hierdoor zal de Filipijnse tapijtschelp waarschijnlijk in aantallen en verspreiding beperkt worden in de Waddenzee. In welke mate de soort potentieel kan uitgroeien en in hoeverre de soort daarin beperkt zal worden door predatie, competitie en limiterende condities is moeilijk in te schatten.

Op basis van de informatie die in het voorliggend rapport staat beschreven kan het volgende geconcludeerd worden:

- Uitgroei van de Filipijnse tapijtschelp in de Waddenzee is zeer waarschijnlijk;
- De soort zal zich vooral in beschutte (sub)litorale gebieden van de Waddenzee kunnen vestigen;
- Waarschijnlijk zal er concurrentie optreden tussen de Filipijnse tapijtschelp en inheemse filtrerende schelpdiersoorten;
- Predatie, hoge stroomsnelheid en lage temperatuur (vorst) zullen waarschijnlijk de meest beperkende factoren zijn voor de verspreiding en populatieomvang van de Filipijnse tapijtschelp in de Waddenzee.

2.4 Referenties

- Belgian Biodiversity Platform. 2009. Guidelines for environmental impact assesement and list classification of non-native organisms in Belgium, ISEIA guidelines. Version 2.6 (07/12/2009), http://ias.biodiversity.be/documents/ISEIA_protocol.pdf.
- Bidegain G, Juanes JA. 2013. Does expansion of the introduced Manila clam *Ruditapes philippinarum* cause competitive displacement of the European native clam *Ruditapes decussatus*? 445:44-52.
- Boscolo Brusa R, Cacciatore F, Ponis E, Molin E, Delaney E. 2013. Clam culture in the Venice lagoon: stock assessment of Manila clam (*Venerupis philippinarum*) populations at a nursery site and management proposals to increase clam farming sustainability. *Aquatic Living Resources* 26(1):1-10.
- Bruyne RHdSJvL, A.W. Gmelig Meyling, R. Daan (Eds). 2013. Schelpdieren van het Nederlandse Noordzeegebied. Ecologische atlas van de mariene weekdieren (Mollusca) Uitgeverij Triton, Utrecht en Stichting Anemoon, Lisse
- Buschbaum C, Lackschewitz D, Reise K. 2012. Nonnative macrobenthos in the Wadden Sea ecosystem. *Ocean & Coastal Management* 68(0):89-101.
- Caldow RWG, Stillman RA, Dit Durell SEALV, West AD, McGrorty S, Goss-Custard JD, Wood PJ, Humphreys J. 2007. Benefits to shorebirds from invasion of a non-native shellfish. 274(1616):1449-1455.
- Carregosa V, Figueira E, Gil AM, Pereira S, Pinto J, Soares AMVM, Freitas R. 2014. Tolerance of *Venerupis philippinarum* to salinity: Osmotic and metabolic aspects. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 171(0):36-43.
- Cohen AN. 2011. The Exotics Guide: Non-native Marine Species of the North American Pacific Coast. Sept 2011 ed: Center for Research on Aquatic Bioinvasions, Richmond, CA, and San Francisco Estuary Institute, Oakland, CA.
- de Kok JM. 2002. Brakwater zones rond de Afsluitdijk. 3D modelberekeningen naar water- en zoutbeweging in diverse ontwerpvarianten. RIKZ.
- De Vlas J, Nicolai A, Platteeuw M, Borrius K. 2011. Natura 2000-doelen in de Waddenzee; Van instandhoudingsdoelen naar opgaven voor natuurbescherming.: Rijkswaterstaat.
- Drummond L, Mulcahy M, Culloty S. 2006. The reproductive biology of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, from the North-West of Ireland. *Aquaculture* 254(1-4):326-340.
- Fisheries and Oceans Canada. 2013. <http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/science/species-especes/shellfish-coquillages/clam-palourde/clams-palourdes-eng.html>. 13 Feb 2013 ed: Government of Canada.
- Flye-Sainte-Marie J, Jean F, Paillard C, Ford S, Powell E, Hofmann E, Klinck J. 2007. Ecophysical dynamic model of individual growth of *Ruditapes philippinarum*. *Aquaculture* 266:130-143.
- Foekema E, Brummelhuis E, Cuperus J, van der Weide B, van Zweeden C, Sneekes AC. 2014a. Soorteninventarisatie oesterputcomplexen en schelpdierverswerkende bedrijven. IMARES.
- Foekema EM, Cuperus J, van der Weide B. 2014b. Risk assessment of alien species found in and around the oyster basins of Yerseke. IMARES.
- Herbert RJH, Willis J, Jones E, Ross K, Hübner R, Humphreys J, Jensen A, Baugh J. 2012. Invasion in tidal zones on complex coastlines: Modelling larvae of the non-native Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, in the UK. 39(3):585-599.
- Humphreys J, Caldow RG, McGrorty S, West A, Jensen A. 2007a. Population dynamics of naturalised Manila clams *Ruditapes philippinarum* in British coastal waters. 151(6):2255-2270.
- Humphreys J, Caldow RWG, McGrorty S, West AD, Jensen AC. 2007b. Population dynamics of naturalised Manila clams *Ruditapes philippinarum* in British coastal waters. *Marine Biology* 151(6):2255-2270.
- Jensen KR. 2010. NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Ruditapes philippinarum*. Identification key to marine invasive species in Nordic waters - NOBANIS www.nobanis.org.
- Jones GG, Sanford CL, Jones BL. 1993. Manila Clams: Hatchery and Nursery Methods. Lasqueti Island, B.C., Canada: Innovative Aquaculture Products Ltd.
- Kater BJ, van Kessel A, Baars J. 2006. Distribution of cockles *Cerastoderma edule* in the Eastern Scheldt: habitat mapping with abiotic variables. *Marine Ecology Progress Series* 318:221-227.

- Laing I, Child AR. 1996. Comparative tolerance of small juvenile palourdes (*Tapes decussatus* L.) and Manila clams (*Tapes philippinarum* Adams & Reeve) to low temperature. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 195(2):267-285.
- Ministerie van EZ. 2008. Profieldocument H1140, versie 18 dec 2008.
- Ministerie van EZ. 2014. Profiel H1110 Permanent overstroomde zandbanken (versie 2014).
- Mortensen S, Strand Ø. 2000. Releases and recaptures of Manila clams (*Ruditapes philippinarum*) introduced to Norway. *Sarsia* 85:87-91.
- Pranovi F, Franceschini G, Casale M, Zucchetta M, Torricelli P, Giovanardi O. 2006. An ecological imbalance induced by a non-native species: the Manila clam in the Venice Lagoon. *Biological Invasions* 8:595-609.
- RIKZ. 1998. Sedimentatlas Waddenzee.
- Santos SA. 2012. Patterns of distribution, dynamics and genetic variation in the peppery furrow shell *Scrobicularia plana*. Groningen: Rijksuniversiteit Groningen.
- Sgro L, Mistri M, Widdows J. 2005. Impact of the infaunal Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, on sediment stability. *550(1):175-182*.
- Stichting Anemoon. 2014. Filipijnse tapijtschelp.
- Team Invasieve Exoten (TIE). 2013. Bijlage 3 bij advies exoten April 2013' Exoten beoordeeld adhv ISEIA protocol.
- Tezuka N, Kanematsu M, Asami K, Sakiyama K, Hamaguchi M, Usuki H. 2013. Effect of salinity and substrate grain size on larval settlement of the asari clam (Manila clam, *Ruditapes philippinarum*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 439(0):108-112.
- Titseelaar FFLM. 2008. *Tapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) in de Oosterschelde. SPIRULA(365).
- van Aken HM. 2008a. Variability of the salinity in the western Wadden Sea on tidal to centennial time scales. *Journal of Sea Research* 59(3):121-132.
- van Aken HM. 2008b. Variability of the water temperature in the western Wadden Sea on tidal to centennial time scales. *Journal of Sea Research* 60(4):227-234.
- van Aken HM. 2010. Meteorological forcing of long-term temperature variations of the Dutch coastal waters. *Journal of Sea Research* 63(2):143-151.
- van Lente I. 2013 Juni 2013. Eetbare Filippijnen tussen twee kleppen. Kijk op exoten;3-4.
- van Lente I, de Bruyne RH. 2010. Filipijnse tapijtschelp, *Ruditapes philippinarum* (A. Adams & Reeve, 1850). Stichting Anemoon.
- Vincenzi S, Caramori G, Rossi R, Leo GAD. 2006. A GIS-based habitat suitability model for commercial yield estimation of *Tapes philippinarum* in a Mediterranean coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Ecological Modelling* 193(1-2):90-104.
- Vincenzi S, Zucchetta M, Franzoi P, Pellizzato M, Pranovi F, De Leo GA, Torricelli P. 2011. Application of a Random Forest algorithm to predict spatial distribution of the potential yield of *Ruditapes philippinarum* in the Venice lagoon, Italy. *Ecological Modelling* 222(8):1471-1478.
- Wijsman JWM, Tamis JE, Kaag NHBM, Karman CC, Foekema EM, Smaal AC. 2007. Risk analysis on the import of seed mussels from Norway into the Wadden Sea. IMARES.
- Wilson Jr WH. 1984. An experimental analysis of spatial competition in a dense infaunal community: The importance of relative effects. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 18(6):673-684.

3 Ecosysteemresistentie: een mesocosmstudie

Een gezond, volwassen ecosysteem wordt verondersteld beter om te kunnen gaan met nieuwe introducties. Concurrentie voor een plek en voedsel is over het algemeen hoger bij een hogere biodiversiteit. In het geval van het uitzaaien van mosselzaad op een perceel is er sprake van een relatief jong ecosysteem welke mogelijk meer vatbaar is voor nieuwe introducties.

Het observeren van het gedrag van lokale soorten versus ongewenste (probleem)soorten geeft aanwijzingen van de 'community resistance' (Nederlands: ecosysteemresistentie). Hiervoor werd een onderzoek uitgevoerd waarbij een niet inheemse soort (Filipijnse tapijtschelp) in een gestandaardiseerde omgeving werd gebracht waarin al lokale soorten van de Waddenzee aanwezig waren (mesocosm). Door gebruik te maken van mesocosms kunnen factoren als overleving, predatie, concurrentie en andere mogelijke interacties met andere soorten specifiek worden onderzocht zonder risico voor het te onderzoeken ecosysteem. Kanttekening is wel dat in een mesocosmstudie niet alle facetten en grilligheid van een natuurlijk ecosysteem kunnen worden nagebootst.

3.1 Methoden

3.1.1 Voorbereiding en inzetten mesocosms

Op de locatie van IMARES in Den Helder is een proeftuin aanwezig waarop meerdere experimentele systemen beschikbaar staan voor testen (Figuur 11). Elke mesocosm heeft een volume van ongeveer 4 m³, heeft een ronde wand met platte bodem en is ongeveer 1.8 meter diep. De systemen zijn -0.5 meter ten opzichte van maaiveld ingegraven en hebben elk een unieke code.



Figuur 11 Foto van een mesocosm zoals aanwezig in de proeftuin bij IMARES, Den Helder. Foto: IMARES.

Voor dit onderzoek werd een zestal mesocosms gebruikt (codes D15 t/m D20). In elke mesocosm werd een onderlaag aangebracht van ongeveer 20 cm Noordzeezand. Hierop werd Waddenzeewater gepompt wat vanaf de havenkade op Fort Harssens (Den Helder) ingenomen was. De mesocosms werden simultaan gevuld met zeewater en vervolgens werd het water gedurende een tweetal weken rondgepompt. Elke mesocosm werd afgedekt met een lichtdoorlatende polycarbonaat plaat waarmee de invloed van verdamping en vooral regenval werd geminimaliseerd. Het water in elk systeem werd gedurende het gehele onderzoek continu belucht vanuit het centrum van de mesocosm op ongeveer 75% waterdiepte. Na de eerste stabilisatieperiode, waarin de systemen aan elkaar gekoppeld waren, werden de systemen ontkoppeld en verder ingericht.

Drie mesocosms (Code D16, D19 en D20) ontvingen onbehandeld "rijk" Waddenzeeslib en drie andere mesocosms (Code D15, D17 en D18) "arm" Waddenzeeslib. Het Waddenzeeslib (ongeveer 500 liter) werd op 24 juni 2014 verzameld tijdens laag water op het wad bij Den Helder, hierbij werd enkel de top laag (0-5 cm.) verzameld. Het Waddenzeeslib werd vervolgens in één grote partij gemengd en in zes gelijke porties verdeeld van elk 10 liter. Drie porties werden gezeefd over 500 µm om grotere organismen te verwijderen en in de drie random gekozen "arme" systemen gebracht. De andere drie porties werden zonder verdere behandeling direct in de "rijke" systemen gebracht. Dit proces herhaalde zich totdat elk systeem 60 liter Waddenzeeslib had gekregen. De organismen die op de 500 µm zeef achterbleven werden geconserveerd in 3-5% formaldehyde en opgeslagen voor latere determinatie (uitgang).

Na een tweede stabilisatiefase, waarin de geïntroduceerde organismen zich konden vestigen, werden de Filipijnse tapijtschelpen toegevoegd. De Filipijnse tapijtschelpen werden verzameld uit het Veerse meer in Zeeland en eind augustus 2014 aangeleverd door Dhr. M. Dubbeldam van Stichting Zeeschelp. Bij aankomst op het laboratorium werden de levende schelpen tijdelijk overgebracht in een kweekbak en werd bekeken of de schelpen in goede conditie waren. Vervolgens werden de schelpdieren elke werkdag gevoerd met gekweekte algen en werd regelmatig een deel van het water verversd. Op 1 september 2014 werd de partij schelpdieren beoordeeld op grootte en een partij van ongeveer 1000 schelpen met vergelijkbare grootte werd geselecteerd voor de mesocosmstudie.

Op 2 september 2014 werd een groep van 150 tapijtschelpen random geselecteerd, elke schelp werd uniek gecodeerd en van elke unieke schelp werden de dimensies (lengte, breedte en dikte) bepaald. Een voorbeeld van een selectie van gecodeerde Filipijnse tapijtschelpen die gebruikt zijn in deze studie is weergegeven in Figuur 12. Deze unieke groep werd na codering random in 6 groepen, van elk 25 tapijtschelpen, verdeeld en in een mesocosm gedaan.

Op 3 september 2014 werden zeven random gemengde groepen van elk 75 Filipijnse tapijtschelpen geselecteerd en dimensies (lengte, breedte en dikte) werden bepaald per groep. Aan zes van deze groepen werd een mesocosm toegewezen en de zevende groep werd opgeslagen in de vriezer als uitgangsmonster. Nadat het selecteren en opmeten van de tapijtschelpen gereed was werden de groepen nog dezelfde dag in de mesocosms verdeeld. Uiteindelijk werden in totaal per mesocosm 100 Filipijnse tapijtschelpen geplaatst.



Figuur 12 Voorbeeld van een groep tapijtschelpen welke elk een unieke code hadden gekregen. Foto: Andrea Sneekes, IMARES.

3.1.2 Bemonsteringen en analyses

In deze studie werd wekelijks een set aan waterkwaliteitparameters gemeten. Het gehalte aan zuurstof, zout, de zuurgraad en temperatuur werd gemeten door gebruik te maken van een multimeter met specifieke elektroden. Deze metingen werden direct in de mesocosm uitgevoerd. Voor de troebelheid en de chlorofyl-a concentratie werden op ongeveer 30 cm onder het wateroppervlak monsters verzameld en geanalyseerd op het laboratorium. Troebelheid (turbiditeit) werd gemeten door gebruik te maken van een turbidimeter en het chlorofyl-a gehalte werd bepaald met behulp van een AlgenLabAnalyzer (BBE Moldaenke).

Eens in de 3 tot 4 weken vond er een uitgebreide bemonstering plaats en werden er benthos-, zooplankton- en fytoplanktonmonsters verzameld. Benthosmonsters werden verzameld met behulp van een steekbuis. In totaal werden 8 steken per mesocosm (33 mm diameter) verdeeld over de mesocosm verzameld in een monsterpot. Het sediment werd gezeefd over een 500 μ m zeef en daarna bewaard op 3-5% formaldehyde voor verdere verwerking op het laboratorium.

Fytoplanktonmonsters werden verzameld op ongeveer 30 cm onder het wateroppervlak aan de zonnige zijde van de mesocosm. De locatie van bemonsteren was voor elke mesocosm gelijk. Na bemonsteren werden de monsters geconserveerd met 1% lugol's oplossing tot determinatie.

Zooplanktonmonsters werden verzameld door gebruik te maken van een balpijpsteekbuis, bestaande uit een PVC buis met een kogelrugslagklep. Hierdoor kan een verticaal profiel van de waterkolom worden

bemonsterd. Per mesocosm werd een vijftal steken verzameld en opgeslagen op 1% lugol's oplossing tot determinatie.

De verzamelde fytoplankton-, zoöplankton- en benthosmonsters werden op het laboratorium uitgezocht. Fytoplankton werd geïdentificeerd met behulp van een omkeermicroscoop en geteld. Zoöplankton werd geïdentificeerd met behulp van een lichtmicroscoop en geteld. De bodemdieren werden geïdentificeerd met behulp van een stereomicroscoop en geteld. In alle gevallen werden standaard taxonomische sleutels en referenties gebruikt in het identificatieproces. De organismen werden tot het laagst mogelijke taxonomische niveau geïdentificeerd en gecontroleerd (WoRMS Editorial Board 2014). Problematische soorten (soorten die niet direct te determineren waren) werden apart gehouden voor verder onderzoek. Juveniele soorten, waarvan soort-specifieke eigenschappen nog onvoldoende ontwikkeld zijn, werden geïdentificeerd tot een hogere taxonomisch niveau. Wanneer de kop/het slot van een soort niet aanwezig was, maar de soort toch geïdentificeerd kon worden, werd een waarde van 0.0001 toegekend. Waardoor de soort relatief onbelangrijk is voor de dichtheid maar wel meedoet in de soortenrijkdom. Van de bemonsterde schelpdieren zijn individuele lengten gemeten. Van de bemonsterde wormen en vlokreeften zijn natgewichten bepaald en van de krabben is het geslacht en carapax (rugschild lengte) gemeten.

Na ruim drie maanden blootstelling werden op 15 en 16 december 2014 de mesocosms voor een laatste keer bemonsterd. Naast het reguliere meetplan werd bij de eindbemonstering de wanden van de mesocosms beoordeeld op aanwezige soorten en vervolgens werd een klein gedeelte van de wanden afgeschraapt (wandschraap) en verder beoordeeld in het laboratorium. De Filipijnse tapijtschelpen werden teruggezocht in de mesocosms door de bodem te zeven over een 5 mm zeef. Van de verzamelde tapijtschelpen werd het aantal, de dimensies en de conditie bepaald. Ook is gekeken of de schelpen een nummer bevatten en hier is een notitie van gemaakt.

Samengevat zijn de volgende analyses uitgevoerd:

- Waterkwaliteitsparameters; temperatuur, zuurstof, zoutgehalte, zuurgraad en troebelheid.
- Fytoplankton; chlorofyl-a, soortensamenstelling, aantallen.
- Zooplankton; soortensamenstelling, aantallen.
- Bodemdierensamenstelling; soortensamenstelling, aantallen.
- Tapijtschelpen; aantallen (overlevingssucces), groei, conditie.

3.1.3 Dataopwerking & statistiek

Filipijnse tapijtschelp

De conditie van de Filipijnse tapijtschelp werd bepaald door het vlees uit de schelp te halen en afzonderlijk te drogen in een droogstoof. Vervolgens is een conditie index (C_i) zoals beschreven door Mann & Glomb (1978) met de volgende formule bepaald:

$$C_i = \frac{\text{Drooggewicht}_{\text{vlees}}}{\text{Drooggewicht}_{\text{schelp}}} \times 1000$$

Significantie tussen uitgang, "arm" en "rijk" systemen werden bepaald door gebruik te maken van een one-way ANOVA gevolgd door Bonferroni's Multiple Comparison test.

Planktongemeenschappen

De ontwikkeling van de fytoplankton en zoöplanktongemeenschappen is beschreven op basis van de aanwezigheid van soorten, gegroepeerd op basis van fyllum. Verschillen in fytoplankton- en zoöplanktongemeenschappen zijn getoetst op significantie door middel van one-way ANOVA.

Bodemdieren

Om de ontwikkeling van de benthosgemeenschap te onderzoeken werden een aantal indices berekend: soortenrijkdom, totale dichtheid, de Shannon-Wiener diversiteitsindex en Pielou's evenness. De soortenrijkdom is gedefinieerd als het aantal verschillende soorten, de totale dichtheid als het totale aantal individuen per monster. De diversiteitsindex meet de orde (of wanorde) in een monster waarbij rekening wordt gehouden met zowel de verdeling van het aantal individuen over de soorten (evenness) als de soortenrijkdom. Wanneer de evenness een waarde heeft van 1 zijn alle individuen gelijk verdeeld over de soorten (i.e. elke soort heeft eenzelfde aantal individuen). Hoe lager de evenness hoe onregelmatiger de soorten verdeeld zijn. De diversiteitsindex neemt toe bij een toename in aantal soorten, maar ook bij een hogere species evenness.

Diversiteitindex en evenness (Pielou's) werden berekend in R (R-Development-Core_Team 2014) met functies beschikbaar binnen het vegan pakket (Oksanen 2013).

Om verschillen en overeenkomsten in benthossamenstelling tussen de systemen en bemonsteringstijdstippen inzichtelijk te maken werd een Bray-Curtis ongelijkheid matrix berekend op basis van dubbel wortel-getransformeerde soortendichtheid data. Het resultaat werd grafisch weergegeven in een nMDS grafiek (nonmetric MultiDimensional Scaling). Hierbij worden individuele monsters geprojecteerd op een 2-dimensionaal vlak waarbij de op elkaar gelijkende monsters dicht bij elkaar komen te liggen en de onderling sterk verschillende monsters ver van elkaar af liggen.

Voor de berekening van soortenrijkdom, diversiteit, evenness en voor multivariate statistiek is het van belang dat soorten die niet tot soort-niveau gedetermineerd konden worden, niet meegeteld worden als aparte soort omdat daarmee de soortenrijkdom onrealistisch verhoogd zou worden. Voor de berekeningen van soortenrijkdom, diversiteit en evenness werden de volgende regels toegepast:

- Wanneer een organisme niet geïdentificeerd kon worden tot soort en slechts één andere soort in hetzelfde monster was aangetroffen binnen hetzelfde taxonomisch niveau, dan is verondersteld dat het betreffende organisme bij die soort behoorde en werden de aangetroffen aantallen erbij opgeteld.
- Wanneer een organisme niet tot soort geïdentificeerd kon worden en er twee of meer soorten in hetzelfde monster in binnen hetzelfde taxonomisch niveau aangetroffen werden dan werden individuen van het organisme buiten beschouwing gelaten.
- Wanneer een organisme niet tot soort geïdentificeerd kon worden en geen soort in dat monster binnen hetzelfde taxonomisch niveau aangetroffen werd dan werden individuen van het organisme wel meegenomen in de analyses.

Voor multivariate statistiek werden, anders dan voor de berekening van de benthosindices, organismen die niet tot op soortniveau gedetermineerd konden worden geaggregeerd met de meest veelvoorkomende soort binnen hetzelfde taxonomisch niveau.

In alle gevallen werd de Filipijnse tapijtschelp buiten beschouwing gelaten omdat deze in alle mesocosms geïntroduceerd is en dus niet bijdraagt aan verschillen. Daarnaast werden groenwieren, roodalgien en organisme die slechts tot de klasse Insecta gedetermineerd konden worden buiten beschouwing gelaten.

Verschillen in benthosindices (soortenrijkdom, dichtheid, evenness, diversiteit) zijn getoetst op significantie door middel van one-way ANOVA. Correlaties zijn onderzocht met lineaire modellen. Multivariate verschillen in benthossamenstelling tussen de rijke en arme systemen werden getoetst voor significantie met de adonis-routine (een variatie-analyse op kwadraten van 999 permutatie van de ruwe data). Soorten die belangrijk zijn in het verschil werden geïdentificeerd door middel van een SIMPER-routine (Similarity Percentage). Berekeningen en visualisatie van benthosmonsters werden

uitgevoerd in R (R-Development-Core-Team 2014) met functies beschikbaar binnen het vegan pakket (Oksanen 2013).

3.1.4 Overzicht en planning onderdelen

In Tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de uitvoering van verschillende onderdelen uit de mesocosmstudie onderverdeeld in de inrichting, analyses en eindbemonstering.

Tabel 4 Overzicht van de onderdelen uitgevoerd ten behoeve van de mesocosmstudie onderverdeeld in inrichting, analyses en eindbemonstering. (X) geeft aan dat er monsters verzameld zijn, maar dat deze verder niet geanalyseerd zijn.

	Weeknummers ten opzichte van introductie Filipijnse tapijtschelp																		
Onderdeel	-12	-10	-8	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Inrichting																			
Start met zand en Waddenzeewater	X																		
Waddenzeeslib (zeven: arm/rijk)		X																	
Filipijnse tapijtschelpen				X															
Analyses																			
Waterkwaliteits-parameters ¹	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Fytoplankton (chlorofyl-a) ¹	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Fytoplankton (determinatie)			(X)	X				X				X			X			X	
Zooplankton			X		X			(X)				(X)			(X)			X	
Bodemdieren				X				X				X			X			X	
Eindbemonstering																			
Filipijnse tapijtschelpen																			X
Wand																			X

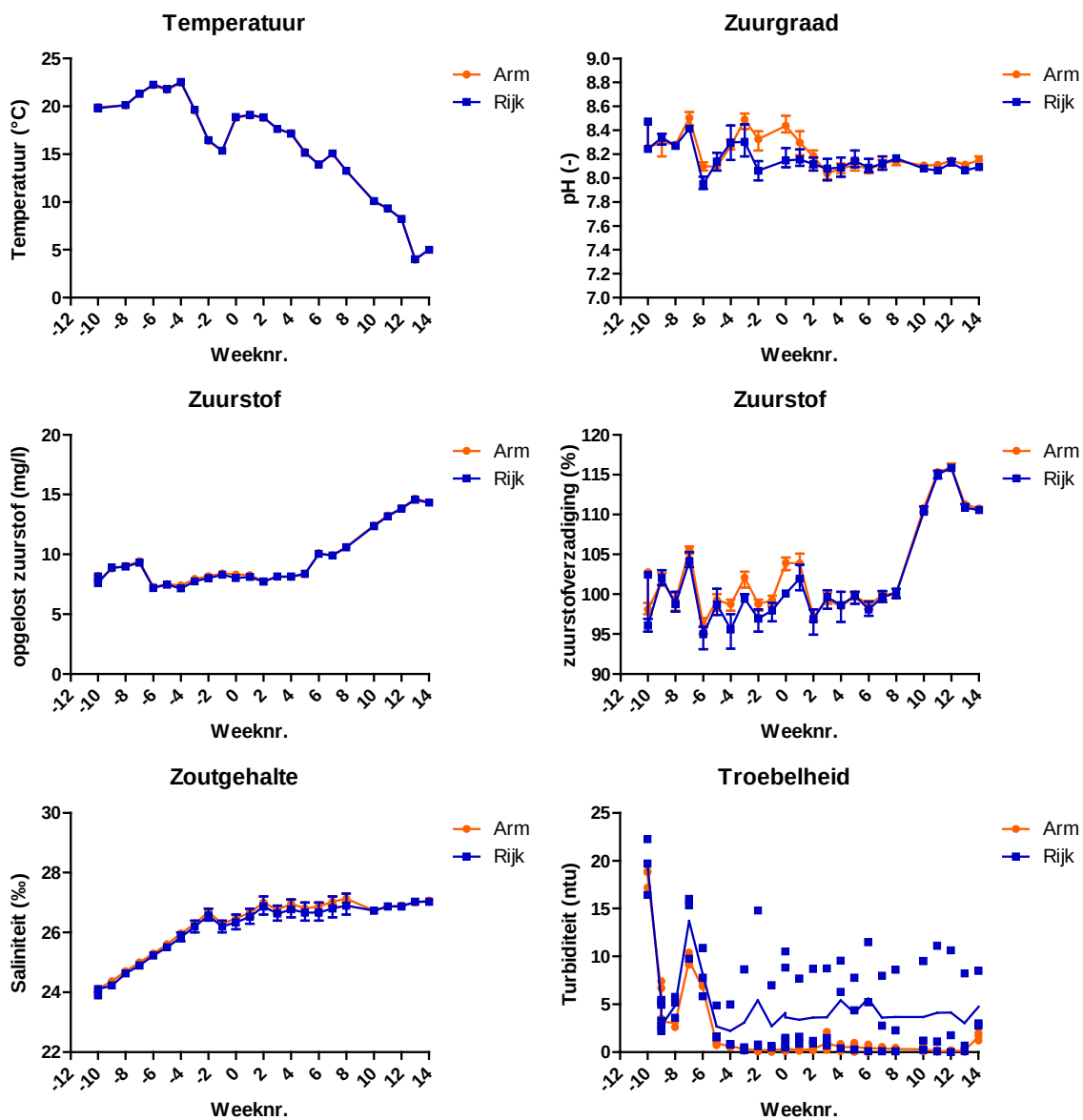
¹ wekelijks uitgevoerd vanaf week -12, maar voor de introductie van de Filipijnse tapijtschelpen niet elke week opgenomen in overzicht.

3.2 Resultaten

In deze paragraaf worden de resultaten gepresenteerd waarbij in eerste instantie de omstandigheden van de mesocosmstudie op basis van waterkwaliteit, plankton- en zoöplanktongemeenschappen worden weergegeven. Vervolgens wordt ingegaan op de benthosgemeenschap in relatie tot de behandeling “arm” en “rijk” Waddenzee ecosysteem. De overleving en conditie van de Filipijnse tapijtschelpen en de invloed van de gemeenschappen aanwezig in de mesocosms op de overleving en conditie worden als laatste behandeld.

3.2.1 Waterkwaliteit

In Figuur 13 zijn de resultaten van de gemeten waterkwaliteitsparameters (zuurstof, zuurgraad, elektrisch geleidend vermogen, saliniteit, temperatuur en troebelheid) weergegeven. Bij de start van het experiment was de watertemperatuur ongeveer 20°C en deze daalde tot ongeveer 5°C aan het einde. Alle mesocosms lieten een vergelijkbare trend zien. De zuurgraad varieerde tussen pH 8.0 en pH 8.4 en was vergelijkbaar tussen de systemen. Met de dalende trend in temperatuur, steeg de hoeveelheid aan opgelost zuurstof in de systemen. De zuurstofverzadiging vertoonde een lichte oververzadiging gedurende de laatste weken van het experiment. Zowel de arme als de rijke systemen vertoonden deze trend. Door verdamping liep het zoutgehalte langzaam op in de tijd. Deze werd na een lichte stijging tot 26 ‰ stabiel gehouden door regelmatig te verdunnen met kraanwater. De troebelheid varieerde in de systemen van 0 tot 20 NTU. De arme en rijke systemen vertoonden een vergelijkbare trend, met uitzondering van het rijke ecosysteem, mesocosm D19. Dit systeem bleef consequent hogere resultaten geven.



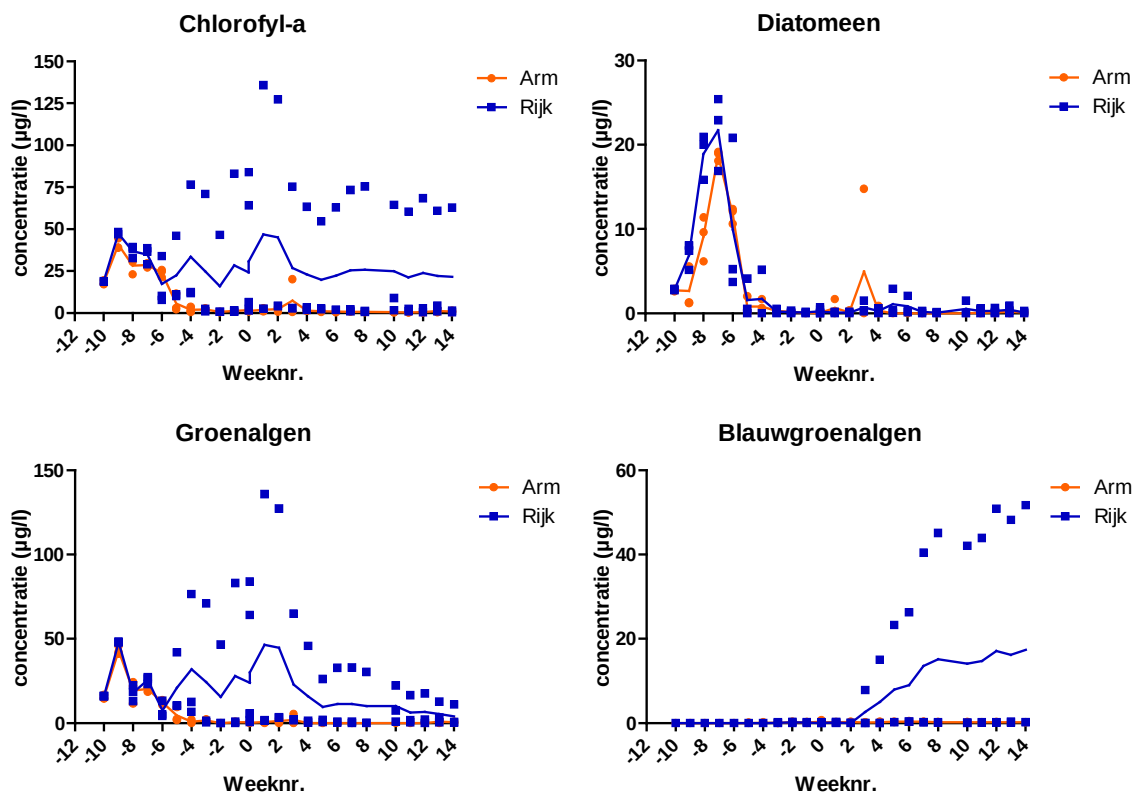
Figuur 13 Abiotische waterkwaliteitsparameters gemeten in "arme" en "rijke" Waddenzee systemen. Weergegeven is het gemiddelde en de range van de gemeten temperatuur, zuurgraad, opgeloste hoeveelheid zuurstof, zuurstofverzadiging, zoutgehalte en troebelheid ($n=3$).

3.2.2 Planktongemeenschappen

Fytoplankton

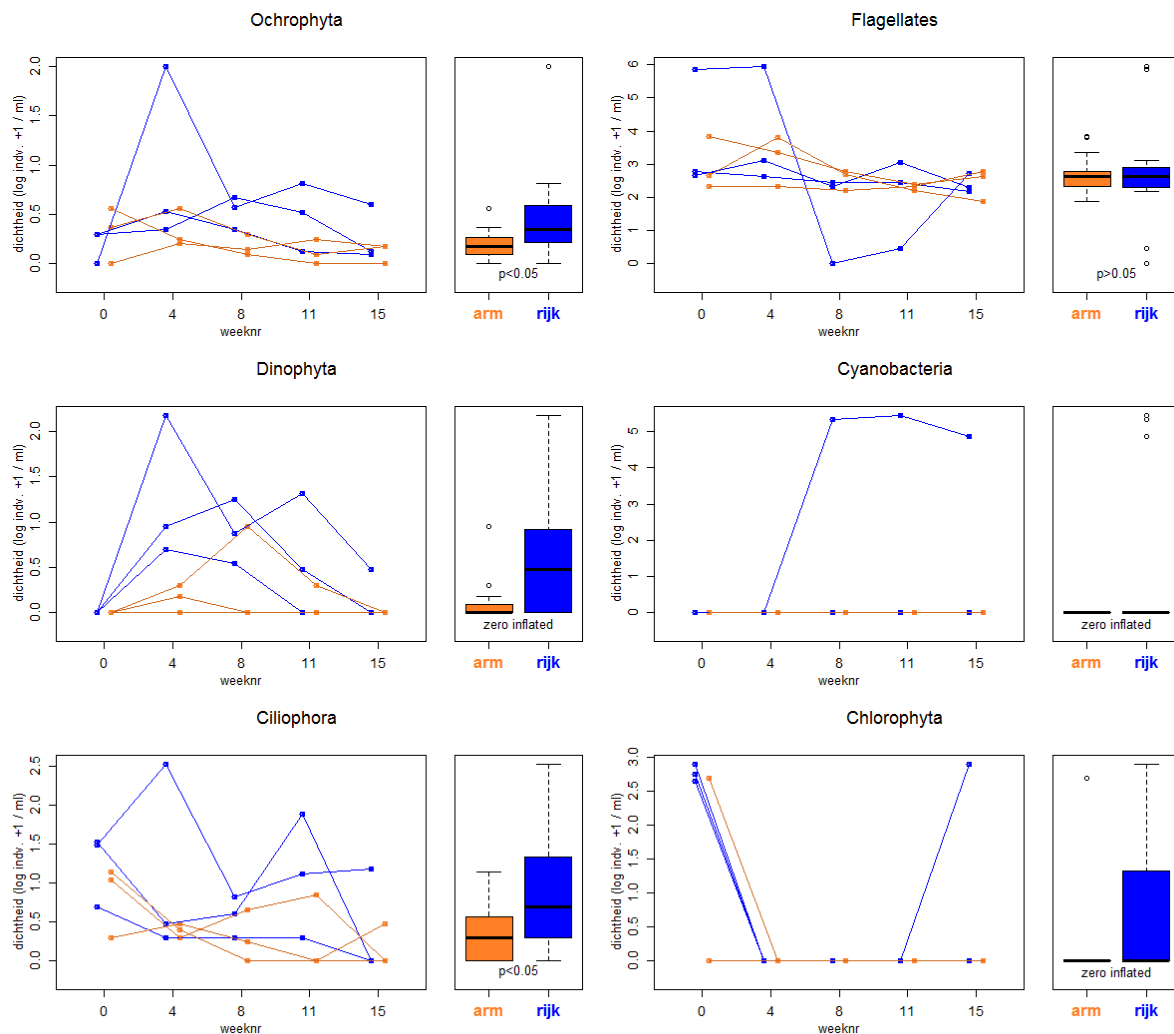
De aanwezigheid en kwaliteit van algen werd wekelijks gemonitord met behulp van een algenanalyzer. Op basis van de fluorescentie karakteristieken wordt een grove indeling in groepen algen gegeven (Figuur 14). Daarnaast werden met een interval van 3 tot 4 weken, te beginnen vlak voor de introductie van de Filipijnse tapijtschelpen, de aanwezige algen microscopisch bekeken, geteld en beoordeeld (Figuur 15).

Bij aanvang van het experiment werd nog tussen 25 en 50 µg/l chlorofyl-a gemeten in alle systemen (combinatie van diatomeeën en groenalgen). Vanaf ongeveer vijf weken voor introductie van de tapijtschelpen (weeknummer -5) was de chlorofyl-a nauwelijks meer meetbaar in alle arme systemen en in twee van de rijke systemen, maar consequent wel in het rijke systeem met code D19. Dit bleef zo gedurende het verdere verloop van het experiment. Het chlorofyl-a in mesocosm D19 werd in het begin gedomineerd door groenalgen. Vanaf twee weken na introductie van de tapijtschelpen werd dit overgenomen door blauwgroenalgen.



Figuur 14 Algen gemeten in "arme" en "rijke" Waddenzee systemen. Weergegeven is het gemiddelde en de individuele metingen per mesocosm van de totale concentratie chlorofyl-a en de concentraties aan diatomeeën, groenalgen en blauwgroenalgen, (n=3).

De resultaten van de fytoplankton determinatie en tellingen ondersteunen de resultaten van de chlorofyl-a bepalingen. De telresultaten zijn grafisch weergegeven in Figuur 15. De grootste aantallen algen werden consequent aangetroffen in een van de rijke systemen, namelijk in mesocosm D19. Dit was het enige systeem waar cyanobacteriën werden aangetroffen. Het aantal soorten aangetroffen in de mesocosms was vergelijkbaar tussen de arme en rijke systemen.

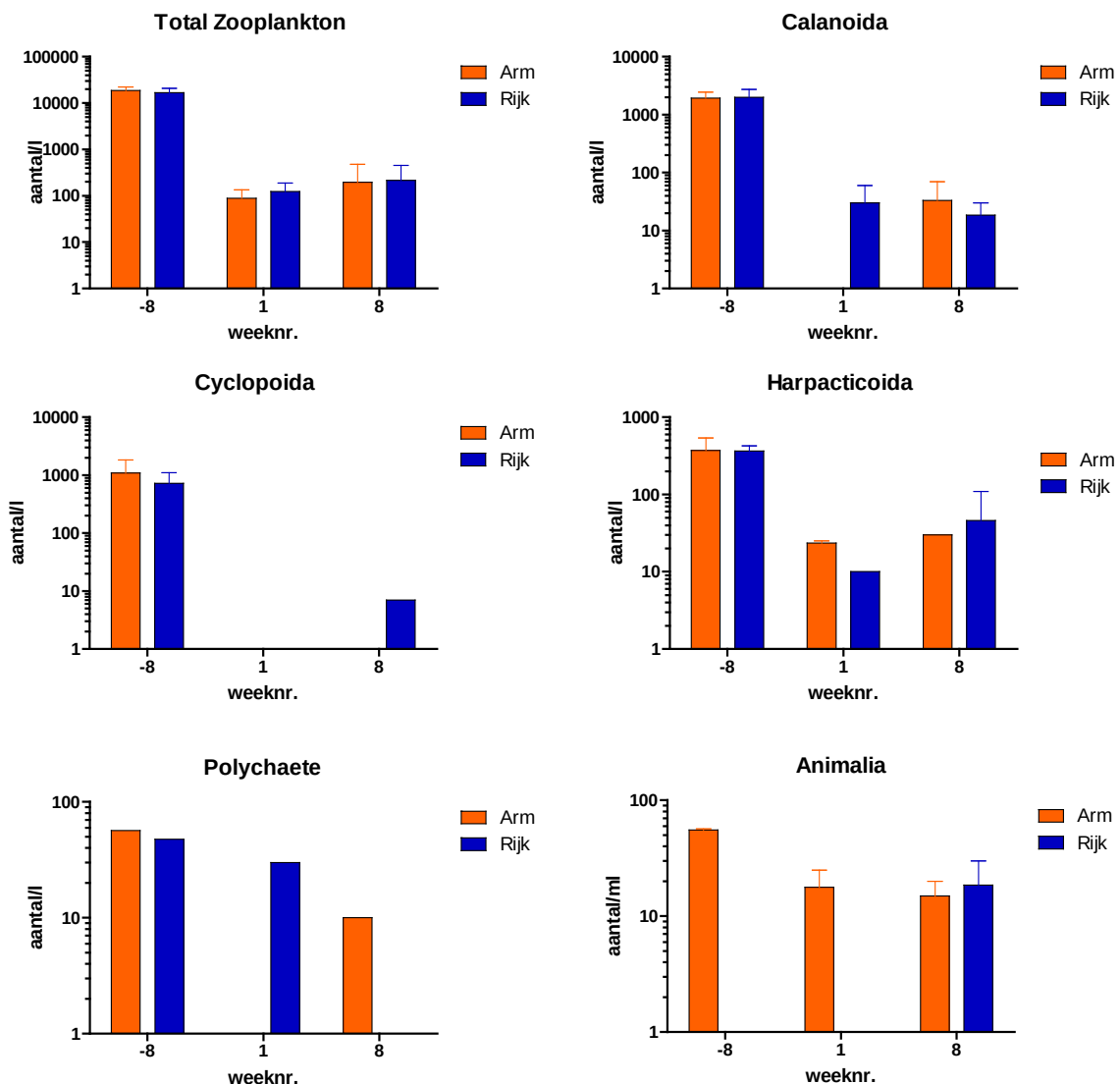


Figuur 15 Fytoplankton gedetermineerd in “arme” (oranje) en “rijke” (blauw) systemen. Weergegeven zijn de tellingen van de individuele systemen waarbij de getelde fytoplanktonsoorten onderverdeeld werden op basis van fyllum. De boxplots geven de spreiding per systeem weer over de onderzoeksperiode met het resultaat van de ANOVA-toets.

Zoöplankton

Met een interval van ongeveer 3 tot 4 weken werden monsters verzameld voor zoöplankton analyse. Deze monsters zijn opgeslagen in het laboratorium voor beoordeling en determinatie. Er is een beperkte set aan monsters geanalyseerd (zie Tabel 4) welke in Figuur 16 worden gepresenteerd.

Het totaal aantal aan getelde organismen was het hoogste vlak na introductie van het Waddenzee water, acht weken voordat de tapijtschelpen werden toegevoegd. Er werd geen duidelijk verschil gevonden tussen de arme en rijke systemen. De voornaamste groepen die werden gedetermineerd omvatte de calanoïde copepoden, cyclopoïde copepoden, harpacticide copepoden en polychaeta (borstelwormen).

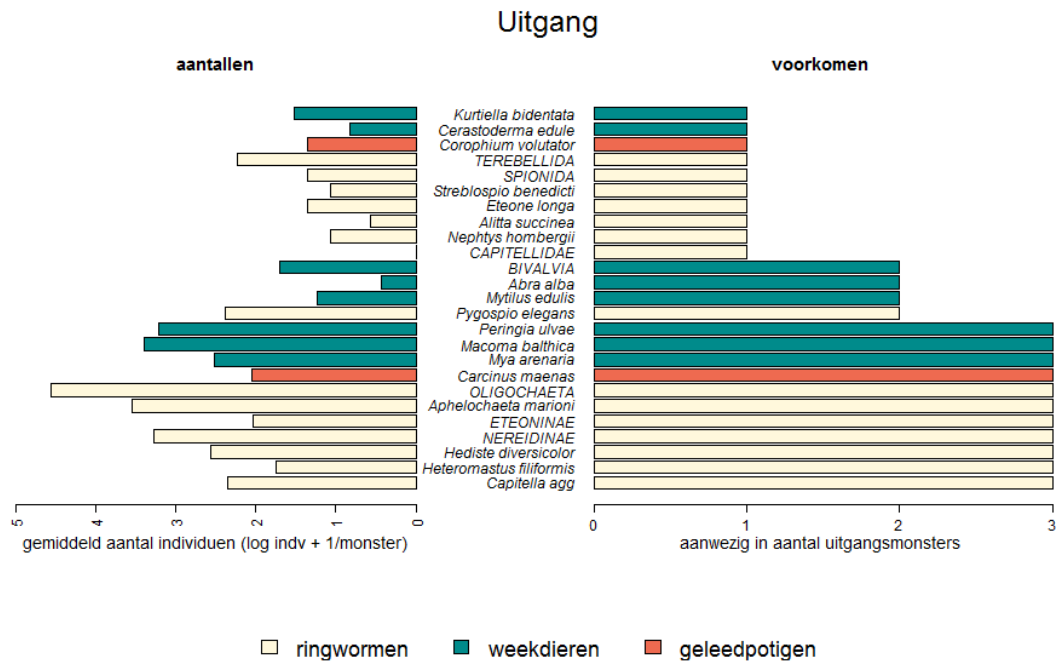


Figuur 16 Zoöplankton gedetermineerd in “arme” en “rijke” Waddenzee systemen. Weergegeven is het gemiddelde en de range van de totaal getelde zoöplanktonsoorten en onderverdeeld op basis van fylum of rijk indien onbekend (n=3).

3.2.3 Benthische gemeenschap

In Figuur 17 zijn de soorten weergegeven die aangetroffen werden in het uitgangsmonster en dus niet werden geïntroduceerd in drie van de zes mesocosms. Taxa behorende tot de stam ringwormen (Annelida) en weekdieren (Mollusca) zijn in grote getalen achtergebleven op de zeef. Zeven ringwormen zijn in alle zeefmonsters en in gemiddeld hoge aantallen aangetroffen (onderste zeven taxa in Figuur 17). De subklasse *Oligochaeta* en de borstelworm *Aphelochaeta marioni* vallen op in deze groep door het grote aantal individuen dat aangetroffen is. Binnen de groep weekdieren zijn het wadslakje (*Peringia ulvae*), het nonnetje (*Macoma balthica*) en de strandgaper (*Mya arenaria*) in grote aantallen aangetroffen, evenals de mossel (*Mytilus edulis*) en witte dunschaal (*Abra albra*). Naast soorten behorend bij de stam van de weekdieren (Mollusca) en de ringwormen (Annelida) zijn in alle

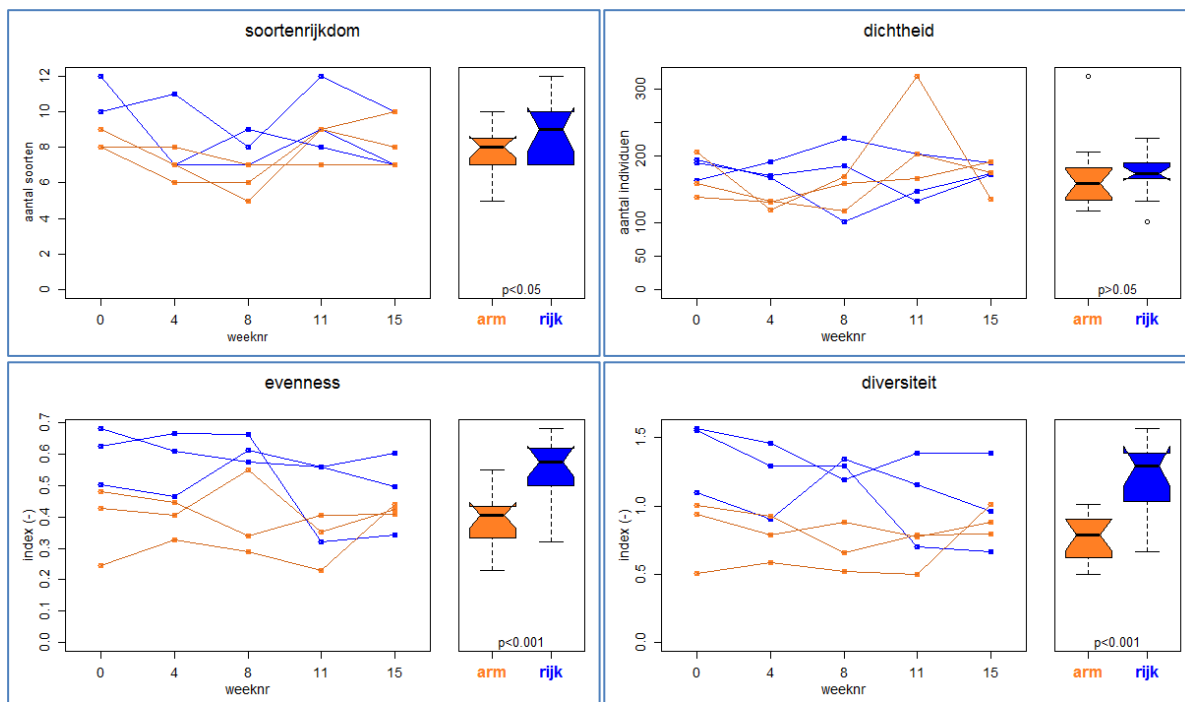
zeefmonsters de strandkrab (*Carcinus maenas*), een predator behorend bij de stam van de geleedpotigen (Arthropoda), aangetroffen.



Figuur 17 Voorkomen (rechts) en gemiddeld aantal individuen (links) van soorten achtergebleven op de zeef.

Het zeven van het slib heeft ertoe geleid dat in de rijke systemen (slib niet gezeefd) de soortenrijkdom, diversiteit en evenness over de onderzoeksperiode significant hoger was dan in de arme systemen (slib wel gezeefd), zie Figuur 18.

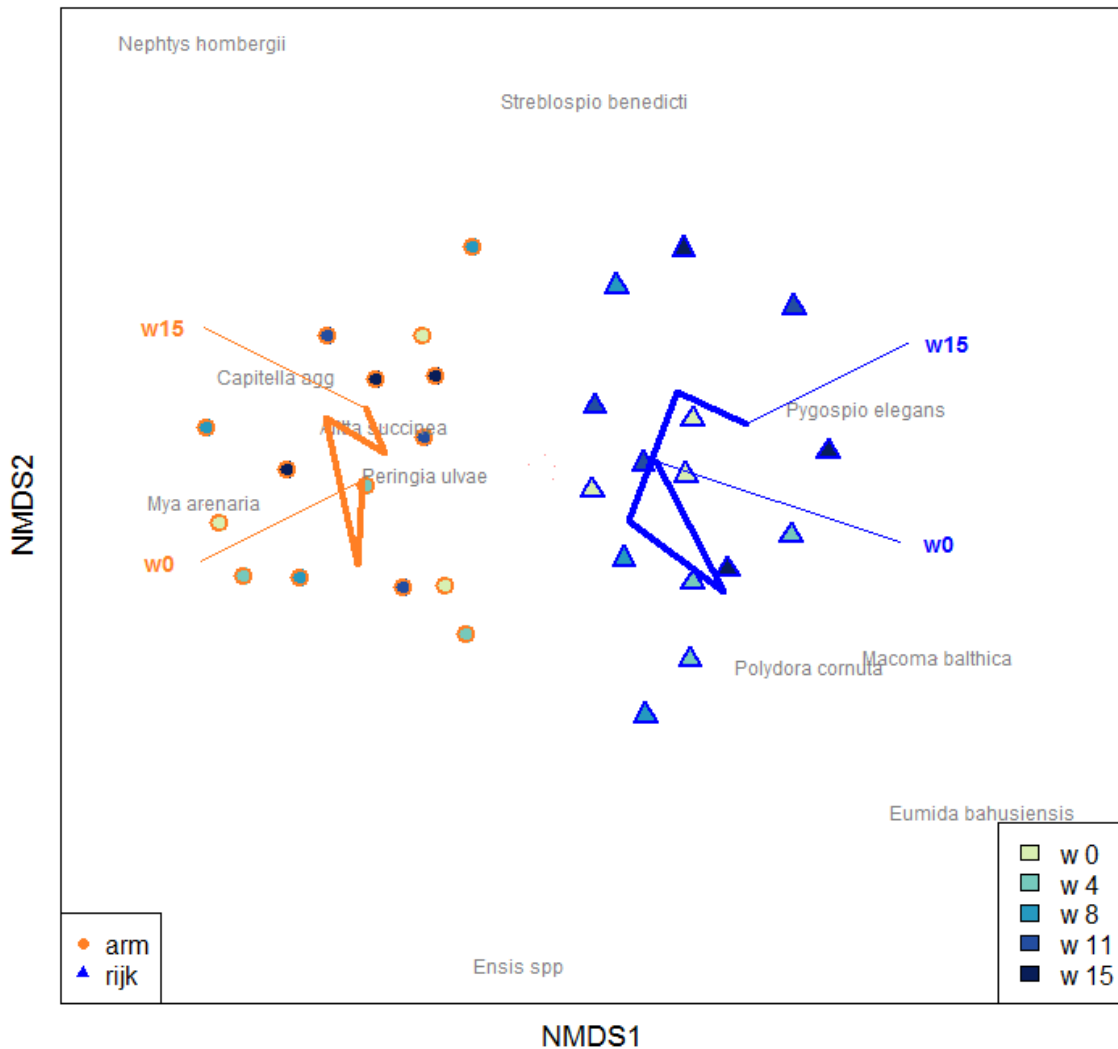
In het totaal aantal individuen (dichtheid) werd geen significant verschil gezien tussen de rijke en arme systemen. De dichtheid varieerde doordat enkele soorten zoals o.a. het wadslakje (*Peringia ulvae*) in relatief zeer hoge aantallen voorkwamen in zowel de rijke als de arme systemen.



Figuur 18 Ontwikkeling in soortenrijkdom, dichtheid, evenness (Pielou) en diversiteit (Shannon-Wiener) voor de arme (orange) en rijke (blauw) mesocosms en verschillende bemonsteringstijdstippen. De boxplots geven de spreiding per systeem weer over de onderzoeksperiode met het resultaat van de ANOVA-toets.

De samenstelling van de benthosgemeenschappen in de tijd (5 bemonsteringen van Week 0 tot Week 15) is in een tweedimensionaal vlak weergegeven in Figuur 19. De benthosgemeenschappen van de arme en rijke systemen zijn significant verschillend van elkaar, $p < 0.001$. De arme systemen groeperen apart van de rijke systemen gedurende het hele experiment.

Orientatie benthosgemeenschap in "arme" en "rijke" Waddenzee systemen



Figuur 19 Non-metric multidimensional scaling (nMDS) oriëntatie grafiek op twee dimensies (stress 0.19). Als basis voor de oriëntatie is een bray-curtis dissimilarity matrix berekend uit dubbelwortel getransformeerde soortendichtheid data met uitsluitend soorten die in >5% van de monsters voorkomen. Met de doorgetrokken lijnen zijn de middelpunten weergegeven per system en tijdstip, van week 0 (w0) tot week 15 (w15). Uitsluitend de 11 soorten die het sterkst bijdragen aan verschillen zijn weergegeven in de plot.

Het schelpdiernonnetje (*Macoma balthica*) neemt in de rijke systemen een belangrijkere positie in en is nagenoeg afwezig in de arme systemen. Het nonnetje (*Macoma balthica*) lijkt hiermee zeer effectief verwijderd door het zeven. Het nonnetje (*Macoma balthica*) is een tweekleppig schelpdier dat vlak onder het bodemoppervlak leeft. Het nonnetje kan zich op twee verschillende manieren voeden, enerzijds met detritus van de bodem en anderzijds door het water te filteren.

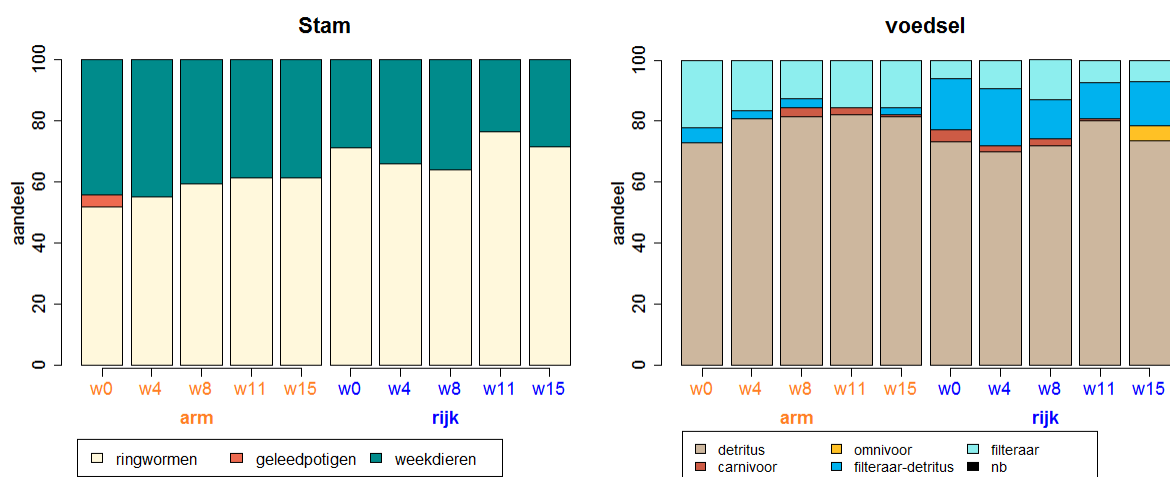
De rijke systemen onderscheiden zich van de arme systemen door een groter aandeel van organismen in de gemeenschap dat voedsel tot zich neemt door (facultatief) water te filteren en door een groter aandeel organismen behorende tot de stam ringwormen (Annelida), zie Figuur 20. De borstelwormen *Pygospio elegans* en *Polydora cornuta* behorend bij deze groep zijn in relatief hoge dichtheden aangetroffen, zie Figuur 19. Borstelwormen *Pygospio elegans* en *Polydora cornuta* leven in de toplaag

van het sediment, en voeden zich met detritus. Zandkokerworm *Pygospio elegans* kan daarnaast ook organismen uit het water filteren.

In de arme systemen nemen organismen behorende tot de stam weekdieren een meer belangrijke positie in de gemeenschap in vergeleken met de rijke mesocosms, zie Figuur 19. De strandgaper (*Mya arenaria*) en wadslakje (*Peringia ulvae*) behoren tot deze groep en komen voor in hoge dichtheid, zie Figuur 20. De strandgaper leeft ingegraven in het sediment en voedt zich uitsluitend door het water te filteren. Het wadslakje leeft in de toplaag van het sediment en kan ook worden aangetroffen op hard substraat (in dit geval de wand van het systeem). Het wadslakje is een grazer en detritus-eter.

Gedurende het verloop van het experiment werd het aandeel ringwormen (Annelida) in de arme systemen belangrijker en weekdieren (Mollusca) minder belangrijk in de gemeenschap. Deze verandering werd niet waargenomen in de rijke systemen.

De slangpier (*Capitella agg.*), ambergele zeeduizendpoot (*Alitta succinea*) en zandzager (*Nephtys hombergii*) komen in de arme systemen in hoge dichtheden voor. De slangpier leeft ingegraven in de bodem, de ambergele zeeduizendpoot heeft juist een mobiele leefwijze. Beide borstelwormen voeden zich hoofdzakelijk met detritus. De zandzager graaft zich in de bodem in, deze borstelworm is een carnivoor en leeft van andere wormen, kreeftachtigen, jonge schelpdieren en detritus.



Figuur 20 Ontwikkeling in samenstelling benthosgemeenschap in stam (links) en voedselopname (rechts) in de rijke en arme systemen gedurende het experiment.

De eindbemonstering, waarbij het gehele systeem uitgezocht werd op aanwezigheid van benthossoorten, ondersteunt grotendeels het beeld van de eerdere bemonsteringen. De strandgaper (*Mya arenaria*), wadslakje (*Peringia ulvae*), ambergele zeeduizendpoot (*Alitta succinea*) en zandzager (*Nephtys hombergii*) zijn bepalend voor de arme mesocosms. De rijke mesocosms onderscheiden zich door hoge dichtheden van het nonnetje (*Macoma balthica*).

Uit de eindbemonstering blijkt verder dat de aanwezigheid van strandkrab (*Carcinus maenas*) in de rijke systemen een belangrijk verschil is ten opzichte van de arme systemen. Van de strandkrab (*Carcinus maenas*), een belangrijke predator en alleseter, is in de eindbemonstering slechts één individu aangetroffen in de arme systemen terwijl meerdere strandkrabben in de rijke systemen werden aangetroffen.

3.2.4 Filipijnse tapijtschelp

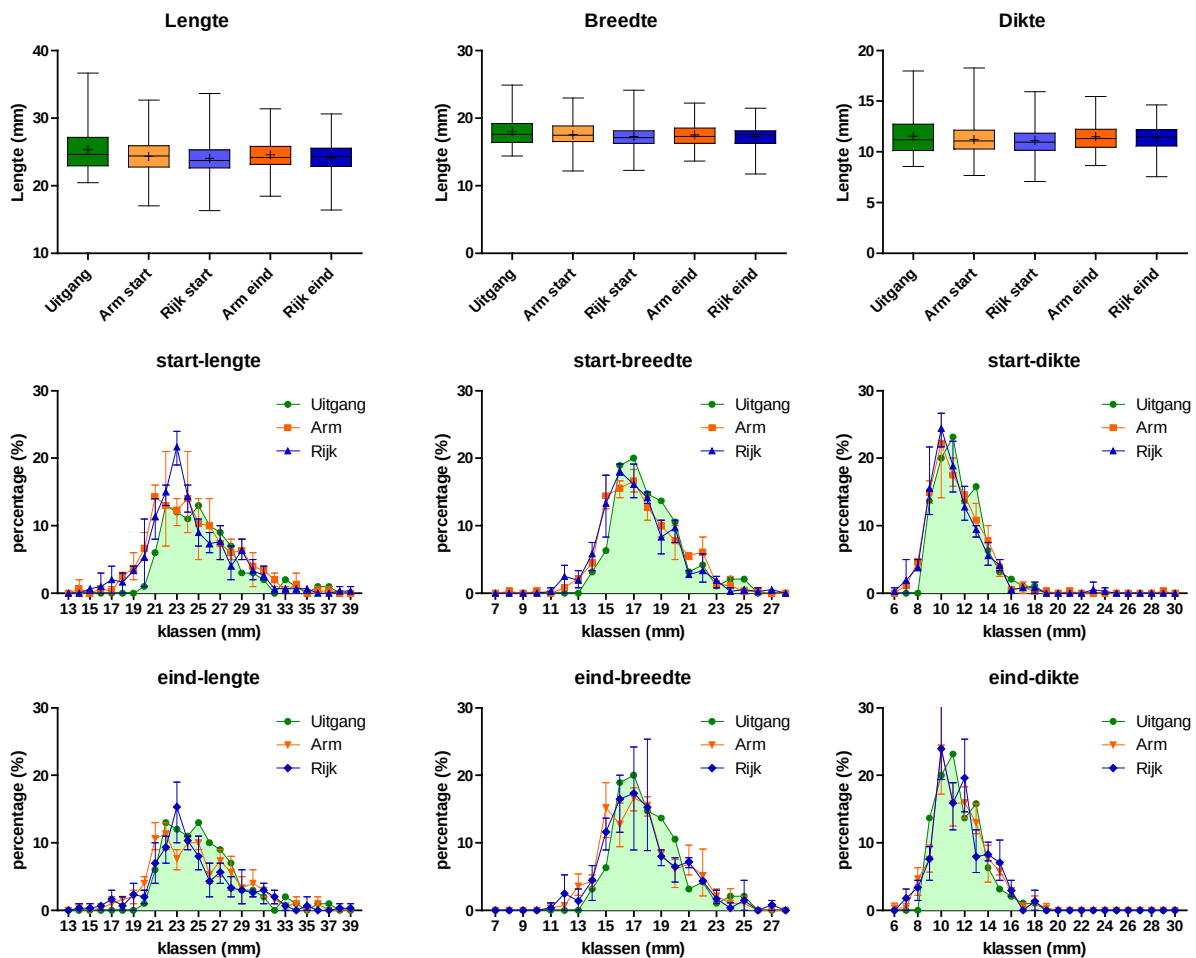
Gemiddeld werden meer levende tapijtschelpen teruggevonden in de “arme” systemen (85%) ten opzichte van de “rijke” systemen (75%). Een uitzondering in de rijke Waddenzee systemen was mesocosm D20. Hier werd het hoogste percentage levende tapijtschelpen teruggevonden (92%). De meeste dode schelpen werden teruggevonden in mesocosm D19. In mesocosm D16 werden de minste tapijtschelpen teruggevonden. Een enkele schelp werd beoordeeld als gestorven. Deze schelpen bevatten nog wel vlees, maar de schelp was gebroken hoogst waarschijnlijk als gevolg van het terugvinden. Deze schelpen zijn verder meegenomen in de beoordeling als levend.

Tabel 5 Aantal en status van Filipijnse tapijtschelpen teruggevonden in de mesocosms bij de eindbemonstering na blootstelling in een “arm” en “rijk” Waddenzee ecosysteem.

Status	Arm			Rijk		
	D15	D17	D18	D16	D19	D20
Levend	83	88	82	60	74	90
Gestorven (schelp gebroken, maar bevat nog wel vlees)	2					2
Dood (grotendeels of geheel complete schelp)	7	6	6	7	17	4
Totaal teruggevonden	93/100	95/100	88/100	67/100	91/100	96/100

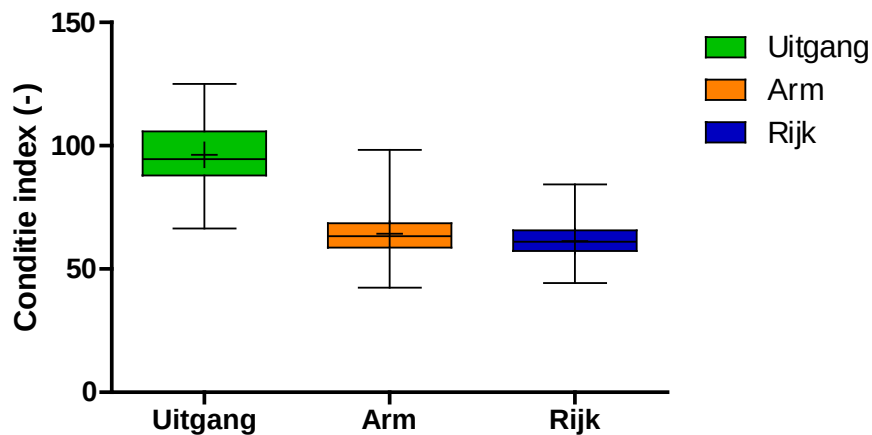
De gemiddelde lengte, breedte en dikte van de tapijtschelpen bij een set uitgangsschelpen, bij de start van het experiment en aan het einde van het experiment, zijn weergegeven in Figuur 21. De histogrammen geven de verdeling van de dimensies van de tapijtschelpen in dit onderzoek weer.

De gemiddelde lengte van de tapijtschelpen was bij de start van het experiment 24.3 ± 3.7 mm ($n = 815$). De verschillende partijen aan tapijtschelpen bij de start van het experiment waren vergelijkbaar met elkaar. Aan het einde van het experiment was de gemiddelde lengte van de tapijtschelpen 24.5 ± 3.8 mm ($n = 528$). Met een gemiddelde lengte van de tapijtschelpen > 20 mm kan aangenomen worden dat de tapijtschelpen volwassen waren (Jones *et al.*, 1993). Tijdens het experiment is geen significante groei van de Filipijnse tapijtschelpen waargenomen.



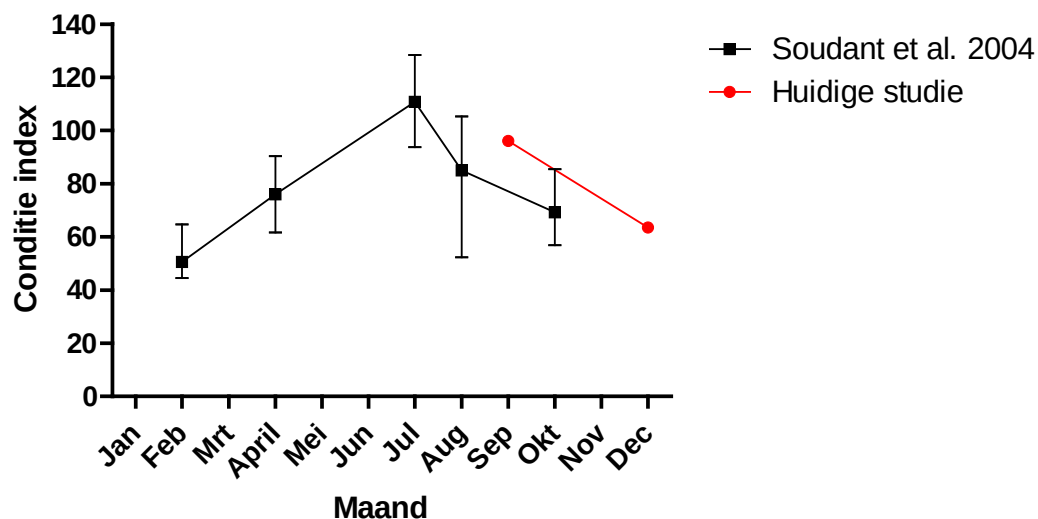
Figuur 21 Dimensies van de Filipijnse tapijtschelpen gemeten in lengte, breedte en dikte bij de start (s) van het experiment en aan het einde (e) van het experiment voor "arme" (oranje) en "rijke" (blauw) Waddenzee ecosystemen.

Na blootstelling in de mesocosms werd een lichte daling in vleesgewicht en een lichte stijging in schelpgewicht gemeten ten opzichte van de uitgangssituatie. De conditie van de Filipijnse tapijtschelpen gedurende het experiment is weergegeven in Figuur 22. De Filipijnse tapijtschelpen waren gedurende het experiment achteruitgegaan in conditie (ANOVA: $p < 0.0001$). Er was geen significant verschil aantoonbaar tussen de verschillende systemen.



Figuur 22 Conditie van de Filipijnse tapijtschelpen uitgedrukt als conditie index bij de uitgang van blootstelling van de schelpen en aan het einde van het experiment na blootstelling in "arme" en "rijke" Waddenzee systemen.

De conditie van de Filipijnse tapijtschelpen in de huidige studie is vergeleken met resultaten gevonden door Soudant en collega's (Figuur 23). De resultaten van de studie van Soudant waren uitgevoerd binnen een bereik van 8 tot 24°C (maandelijks gemiddelde) en de Filipijnse tapijtschelpen met vergelijkbare grootte werden blootgesteld in vier natuurlijke sites in Frankrijk. Hieruit blijkt dat de achteruitgang in conditie van de tapijtschelp vergelijkbaar is met de studie van Soudant en als natuurlijk seizoen effect kan worden verklaard.

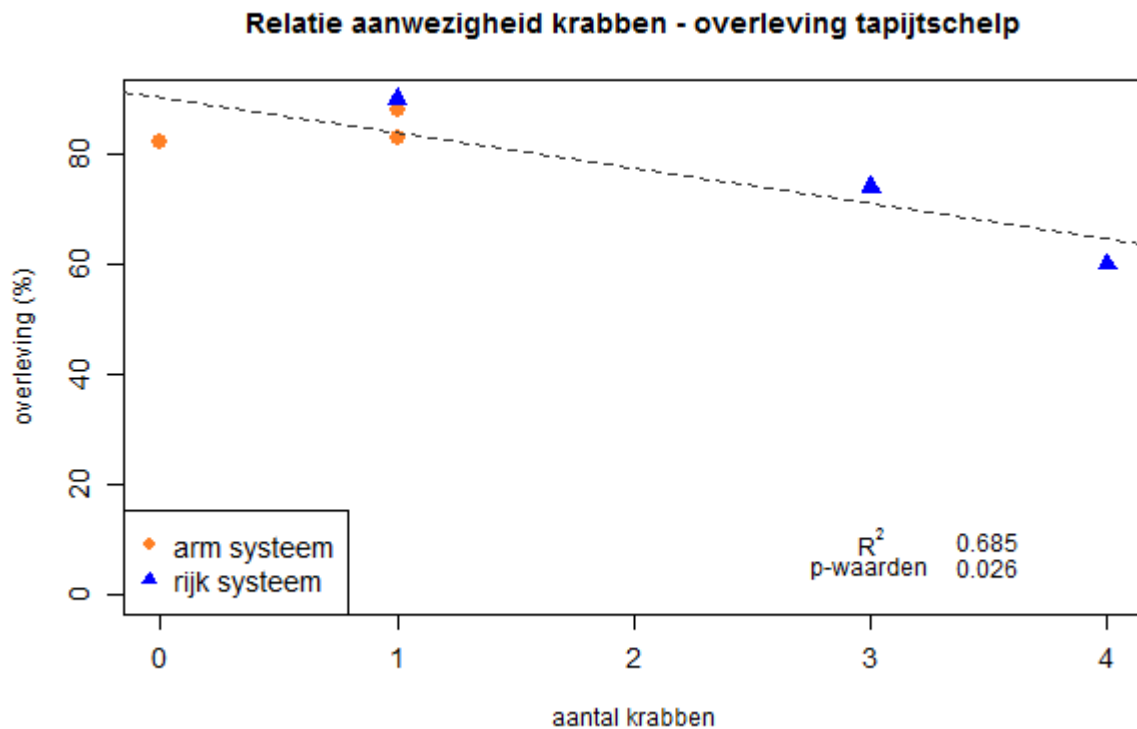


Figuur 23 Conditie van de Filipijnse tapijtschelpen uitgedrukt als conditie index in de huidige studie en in vergelijking met Soudant et al. 2004.

3.2.5 Invloed van bodemdieren op overleving tapijtschelpen

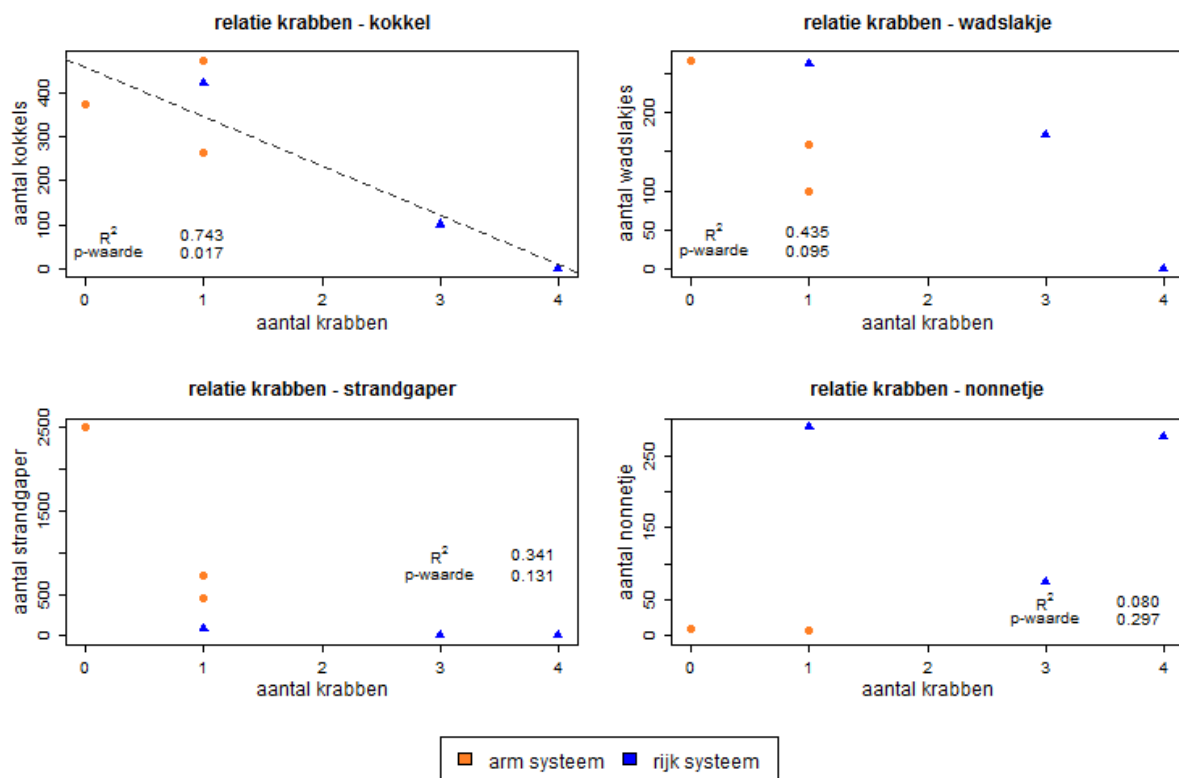
Een belangrijk verschil tussen de rijke en arme systemen is de aan- dan wel afwezigheid van de strandkrab (*Carcinus maenas*). Krabben zijn alleseters, en schelpdieren vormen een potentieel prooidier. Het aantal levende tapijtschelpen dat teruggevonden is aan het eind van het experiment blijkt significant

negatief gecorreleerd te zijn aan aanwezigheid van krabben, zie Figuur 24. Predatie door krabben is daarom potentieel belangrijk in relatie tot overleving van tapijtschelpen.



Figuur 24 Relatie tussen dichtheid krabben en overleving van de tapijtschelp.

In Figuur 25 wordt de relatie tussen krabben en schelpdierdichtheid weergegeven voor de vier (in dichtheid) belangrijkste andere soorten schelpdieren. Ook de kokkeldichtheid blijkt significant lager in mesocosms met veel krabben. Wadslakjes en strandgaperdichtheden lijken ook negatief beïnvloed te worden door aanwezigheid van krabben, hoewel de relatie niet significant was. De aantallen nonnetjes lijken niet gerelateerd te zijn aan de aanwezigheid van krabben.



Figuur 25 Relatie tussen krabbendichtheid en dichtheden van kokkels, wadslakjes, strandgapers en nonnetjes.

3.3 Conclusies

Met het zeven van het slib werden een aantal ringwormen en weekdiersoorten, maar ook krabben effectief en in grote aantallen verwijderd. Dit heeft geresulteerd in rijke en arme systemen met een significant verschillende benthosgemeenschap. Beide systemen lieten autonome ontwikkelingen zien, terwijl gemeenschappen gedurende het hele experiment verschillend bleven tussen beide systemen.

Direct na het opstarten van het experiment ontstonden fytoplankton bloeien in de systemen. Deze waren echter voor het inzetten van de tapijtschelpen al ingestort. Er waren geen verschillen gevonden in fytoplanktondichtheid tussen de drie arme systemen en twee van de drie rijke systemen. In een van de rijke systemen, mesocosm D19, hebben zich anders dan in de andere systemen hoge concentraties cyanobacteriën ontwikkeld.

Ook de dichtheid van het zoöplankton was het hoogst direct na het opstarten van het experiment. De zoöplanktongemeenschappen verschilden niet tussen de arme en rijke systemen.

Door het zeven zijn twee duidelijk verschillende bentische gemeenschappen gecreëerd. In de 'rijke' gemeenschappen komen het nonnetje en strandkrabben voor, waarbij de laatste als predator grote invloed uitoefent op de overleving van andere soorten. In de 'arme' gemeenschappen kon de strandgaper (*Mya arenaria*) zich vestigen en leek ook de overleving van het wadslakje wat hoger.

Opvallend was de negatieve invloed van krabben op schelpdieroverleving. Mogelijk wordt de overleving van Filipijnse tapijtschelpen negatief beïnvloed door aanwezigheid van krabben; het aantal teruggevonden Filipijnse tapijtschelpen aan het eind van het experiment bleek significant negatief gecorreleerd te zijn met de aanwezigheid van krabben. Wel dient opgemerkt te worden dat geen hoge aantallen krabben per mesocosm (maximaal 4 stuks) zijn aangetroffen aan het einde van de studie.

Tijdens deze studie werd geen groei geconstateerd van de Filipijnse tapijtschelpen. De afwezigheid van groei en de conditie van de tapijtschelpen was vergelijkbaar met een andere veldstudie en werd veroorzaakt door het seizoen waarin de schelpdieren werden blootgesteld. Tussen het arme en rijke systeem konden geen verschillen worden aangetroffen in de conditie van de tapijtschelpen. De tapijtschelpen hebben zich gedurende het experiment kunnen handhaven. Daarmee gaf het experiment geen aanwijzingen dat de Filipijnse tapijtschelp zich niet zou kunnen handhaven in de omstandigheden zoals gecreëerd in deze studie.

3.4 Referenties

- Jones, G.G.; Sanford, C.L.; Jones, B.L. (1993): Manila clams: Hatchery and Nursery methods. Available at: <http://innovativeaqua.com/Publication/clam.pdf>
- Mann, R.; Glomb, S.J. (1977): The effect of temperature on growth and ammonia excretion of the manila clam *Tapes japonica*. *Estuarine and Coastal Marine Science* (1978) Volume 6, Pages 335-339.
- Oksanen, J., F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens and Helene Wagner (2013). "vegan: Community Ecology Package". R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Pielou, E.C. (1975). "Ecological diversity." *Wiley, New York*, pp 165.
- R Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing, version 3.1.1 (2014-07-10). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org>.
- Soudant, P; Paillard, C.; Choquet, G.; Lambert, C.; Reid, H. I.; Marhic, A.; Donaghy, L.; Birkbeck, T. H. (2004): Impact of season and rearing site on the physiological and immunological parameters of the Manila clam *Venerupis* (=Tapes, =Ruditapes) philippinarum. *Aquaculture* (2004) Volume 229, Issues 1-4, Pages 401-418. doi:10.1016/S0044-8486(03)00352-1
- WoRMS Editorial Board (2014). World Register of Marine Species. Available from <http://www.marinespecies.org> at VLIZ. Accessed 2014-07-28

4 Filipijnse tapijtschelp en turbiditeit

Verspreiding van de Filipijnse tapijtschelp na introductie in de Waddenzee wordt verondersteld gering te zijn door onder andere het troebele en onrustige karakter van de Waddenzee. In dit onderzoek is gekeken wat het effect is van troebele omstandigheden op de Filipijnse tapijtschelp. Hiervoor werd een laboratoriumexperiment uitgevoerd waarin de tapijtschelpen gedurende een periode bloot zijn gesteld aan troebele omstandigheden en de conditie van de tapijtschelpen is gemonitord. Conditie van de Filipijnse tapijtschelpen is gemonitord door te testen wat de filtratiesnelheid van de schelpdieren is onder verschillende omstandigheden, de overleving en groei van de schelpdieren in de test en de anoxische overleving na afloop van de blootstelling in de test.

4.1 Methoden

4.1.1 Opzet experiment

Er werden 10 aquaria gebruikt van elk ongeveer 7-8 liter (Figuur 26). Elk aquarium was gekoppeld aan een grotere voorraad aan zeewater (10 liter) waarvan elke werkdag een deel werd ververs. Gedurende de voorbereidingsperiode van het experiment werd regelmatig (ongeveer eens per week) de complete voorraad zeewater ververs. Het zeewater werd continu rondgepompt met een gemiddelde snelheid van ongeveer 3-4 liter/uur met behulp van membraanpompjes. De omgevingstemperatuur werd constant op $18 \pm 2^\circ\text{C}$ gehouden.



Figuur 26 Opstelling voor de Filipijnse tapijtschelp test met turbiditeit. Foto: Andrea Sneekes, IMARES

Filipijnse tapijtschelpen werden verzameld uit het Veerse meer in Zeeland en eind augustus 2014 aangeleverd door Dhr. M. Dubbeldam van Stichting Zeeschelp. Bij aankomst op het laboratorium werden de levende schelpen overgebracht in een kweekbak en werd bekeken of de schelpen in goede conditie waren. Vervolgens werden de schelpdieren elke werkdag gevoerd met gekweekte algen en werd regelmatig een deel van het water verversd.

De partij schelpdieren werd beoordeeld op grootte en een partij van ongeveer 500 schelpen met vergelijkbare grootte werd geselecteerd voor het laboratoriumexperiment. Filtratiesnelheid van de tapijtschelpen werd bepaald en op basis hiervan werd de schelpen random verdeeld in 10 groepen van elk 30 tapijtschelpen. Dimensies van de individuele tapijtschelpen werden opgemeten en aan elke groep werd een aquarium toegewezen waarin ze werden geplaatst.

De schelpdieren werden elke werkdag gevoerd met een variatie aan gekweekte levende algen (*Pavlova sp.*, *Tetraselmis sp.* en *Rhodomonas sp.*) en in sommige gevallen werden ze bijgevoerd met algenpasta. Het voer werd in het systeem gedruppeld vanuit een algenconcentraat met een volume van ongeveer 4 liter.

4.1.2 Troebelheid

Troebel water werd bereid door gebruik te maken van Arizona dust (ISO 12103-1, A2 Fine Test Dust). Arizona Dust is ISO gecertificeerd zand waarvan de samenstelling en de korrelgrootteverdeling bekend is. Het materiaal wordt vaak gebruikt voor testen van diverse filters en de laatste jaren ook voor het testen van Ballastwaterbehandelingsystemen. A2 Fine Test Dust bestaat voor 68-75% uit kiezelzuur (SiO_2) en 10-15% uit aluminiumoxide (Al_2O_3). Daarnaast bevat het in mindere mate (<5%) ook de volgende bestanddelen Fe_2O_3 , Na_2O , CaO , MgO , TiO_2 en K_2O . De korrelgrootteverdeling van Arizona Dust A2 Fine Grade is weergegeven in Tabel 6.

Tabel 6 Korrelgrootteverdeling op basis van volume %

ISO 12103-1 Arizona test dust, A2 Fine grades	
Korrelgrootte (μm)	ISO 12103-1, A2 % minder dan
0.97	4.5 – 5.5
1.38	8.0 – 9.5
2.75	21.3 – 23.3
5.5	39.5 – 42.5
11	57.0 – 59.5
22	73.5 – 76.0
44	89.5 – 91.5
88	97.9 – 98.9
124.5	99.0 – 100.0
176	100

Vanaf 6 november werden de Filipijnse tapijtschelpen in aquaria 5 t/m 10 blootgesteld aan twee concentraties aan Arizona Dust. De overige vier aquaria (1 t/m 4) werden niet gedoseerd met Arizona Dust en fungeerden als controle. De gekozen concentraties aan turbiditeit waren gebaseerd op situaties in de Waddenzee. De Waddenzee is een relatief ondiep en dynamisch ecosysteem. Hierdoor is het ook een ecosysteem met een hoge troebelheid met gemiddelde metingen van gehalte aan zwevend stof van 40-65 mg/l met piekmetingen van ruwweg 125 mg/l (Philippart *et al.*, 2013; Eertman & Smaal, 1995). Op basis van de lineaire relatie tussen zwevend stof en turbiditeit komt dit overeen met 25-36 NTU als

gemiddelde en piekmetingen van circa 60 NTU. De relatie is gebaseerd op de formule (Peperzak, pers. Com.):

$$y = 0.42x + 8.49 \quad (r^2 = 0.99)$$

Waarin:

x = concentratie aan zwevend stof (mg/l)

y = turbiditeit (NTU)

In eerste instantie werd vanaf 6 november een hoeveelheid aan troebelheid voorbereid in een kleiner volume waarin de zwaardere bestanddelen konden uitzakken en zo een vaste concentratie aan turbiditeit aan de aquaria kon worden toegevoegd (methode A). Al snel bleek dat de tapijtschelpen zeer efficiënt de deeltjes uit het water filterden, waardoor een stabiele concentratie aan turbiditeit niet haalbaar was. Daarom werd vanaf 18 november het protocol aangepast (methode B) en werd meerdere malen per week een hoeveelheid Arizona Dust toegevoegd aan de voorraad tank water en verpompt in het aquarium via de membraanpomp (Tabel 7). Voor een gelijkmatige dosering aan Arizona Dust werd de voorraad tank continu belucht.

Tabel 7 Doseringen van Arizona Dust in de verschillende aquaria. Weergegeven is de massa (g) die in de voorraad tank water is toegevoegd.

Datum	Dagnr.	Turbiditeit 1			Turbiditeit 2		
		5	6	7	8	9	10
18-11-14	12	3.1	3.2	3.2	6.1	6.1	6.2
19-11-14	13	6.5	6.6	6.4	12.5	12.6	12.8
20-11-14	14	6.0	6.0	6.0	12.0	11.9	11.9
21-11-14	15	9.2	12.4	9.3	12.1	12.0	18.2
24-11-14	18	6.0	6.0	6.1	12.2	12.1	12.0
25-11-14	19	6.0	6.0	6.0	12.3	12.1	12.0
26-11-14	20	5.8	6.1	6.2	12.0	12.1	12.0
27-11-14	21	5.9	6.1	6.1	12.0	12.1	12.1
1-12-14	25	6.0	6.0	6.0	12.0	12.0	12.0
2-12-14	26	12.0	12.0	9.0	12.0	12.1	12.0
5-12-14	29	6.0	6.0	6.0	12.0	12.0	12.0
8-12-14	32	12.0	8.0	8.0	12.0	15.0	18.0
9-12-14	33	6.0	6.0	6.0	12.0	12.0	12.0
10-12-14	34	6.0	6.0	6.0	12.0	12.0	12.0
11-12-14	35	6.0	6.0	6.0	12.0	12.0	12.0
12-12-14	36	6.0	6.0	6.0	12.0	12.0	12.0
15-12-14	39	6.0	6.0	6.0	12.0	12.0	12.0
17-12-14	41	6.0	6.0	6.0	12.0	12.0	12.0
18-12-14	42	6.0	6.0	6.0	12.0	12.0	12.0

De turbiditeit werd regelmatig gemeten in de aquaria met behulp van een turbidimeter en uitgedrukt als NTU (Nephelometric Turbidity Units). Een turbidimeter meet de mate van verstrooiing of absorptie van licht in een vloeistof, veroorzaakt door de aanwezigheid van niet opgeloste deeltjes.

4.1.3 Filtratietesten

Filtratietesten waarin werd gekeken naar de filtratiesnelheid van de tapijtschelpen werden uitgevoerd door een concentratie aan algen toe te voegen in de aquaria waarin een vast volume zat. Vlak voor de

filtratietesten werd de Arizona Dust in de voorraad tank toegevoegd en na ongeveer 30 min tot 1 uur na dosering werd beoordeeld wat de turbiditeit was in de aquaria.

Daarna werd de recirculatie stop gestopt en werd een vaste concentratie algen toegevoegd. De algen werden voorzichtig gemengd in het aquarium en direct daarna bemonsterd (tijdstip 0). Daarna werd gedurende een uur elke tien minuten het aquarium bemonsterd (10, 20, 30, 40 50 en 60 minuten). Van alle monsters werd de concentratie algen (als chlorofyl-a) fluorometrisch bepaald met behulp van een algenlabanalyser (ALA). Tevens werd van de monsters de turbiditeit bepaald. De filtratietesten werden 1-2 keer per week uitgevoerd.

4.1.4 Anoxische overlevingstest

Op 18 december 2014 werden de schelpdieren uit de aquaria verzameld en werd een anoxische overlevingstest uitgevoerd. De gebruikte methode was vergelijkbaar met Veldhuizen-Tsoerkan *et al.* 1991. Hiervoor werden de tapijtschelpen in bakjes geplaatst en blootgesteld aan de lucht. Vervolgens werd dagelijks het aantal overleden tapijtschelpen gescoord. Een schelpdier werd als dood beoordeeld als de schelp open bleef staan. Voor indicatie van groei werden de dimensies van de tapijtschelpen bepaald.

4.1.5 Statistische analyses

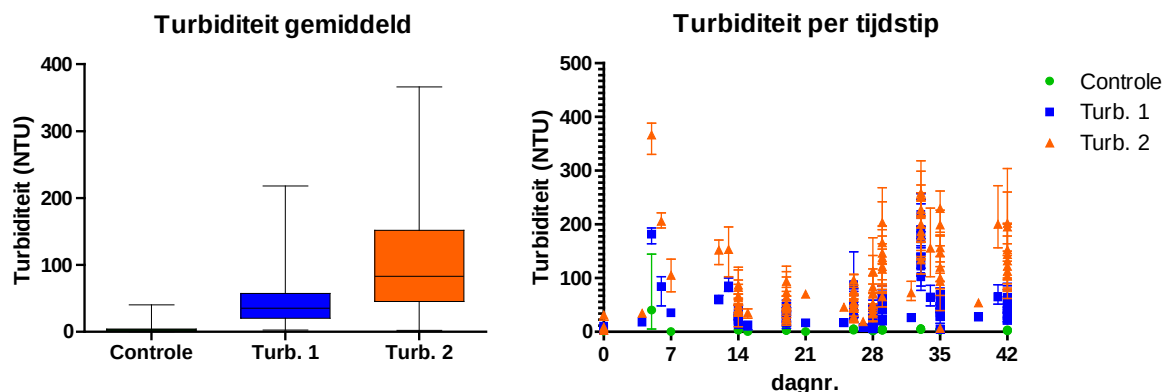
Uit de gegevens van de filtratietesten bleek dat er in de meeste gevallen een lineaire relatie gevonden werd tussen tijd en concentratie aan chlorofyl-a, in sommige gevallen werd juist een 1^e orde relatie gevonden tussen beide parameters. Gekozen werd om in alle gevallen de lineaire relatie te gebruiken voor het vaststellen van de filtratiesnelheid ($r^2=0.879$). Voor de metingen van de turbiditeit in de behandelde aquaria tijdens een filtratietest werd eveneens de lineaire relatie gebruikt ($r^2=0.829$). Significantie tussen twee behandelingen werd getoetst met een gepaarde t-test. Significantie tussen drie parameters werd getoetst met een one-way ANOVA, gevolgd door Bonferroni's Multiple Comparison Test.

Een sigmoidale dosis-response curve is gebruikt voor het vaststellen van de LT50 van de anoxische overlevingstest. De LT50 waardes zijn vervolgens getoetst op significante verschillen via een one-way ANOVA met een Bonferroni's Multiple Comparison Test.

4.2 Resultaten

4.2.1 Troebelheid

De variatie in troebelheid was gedurende het hele experiment hoog (Figuur 27). De gemiddelde turbiditeit op basis van alle turbiditeitsmetingen vanaf de startdosering (6 november) was voor de controle 3.1 NTU, voor Turbiditeit 1 was het 47.6 NTU en voor Turbiditeit 2 was het 103.3 NTU. De behandelingen waren significant verschillend van de controle ($p < 0.0001$) en ook onderling waren ze significant verschillend ($p < 0.0001$).



Figuur 27 Turbiditeitsmetingen in het experiment met Filipijnse tapijtschelpen voor de verschillende behandelingen weergegeven in een Box-and-Whisker plot voor de turbiditeit gemiddeld en op basis van de metingen per dag voor de Controles, Turbiditeit 1 en Turbiditeit 2.

4.2.2 Filtratiesnelheid

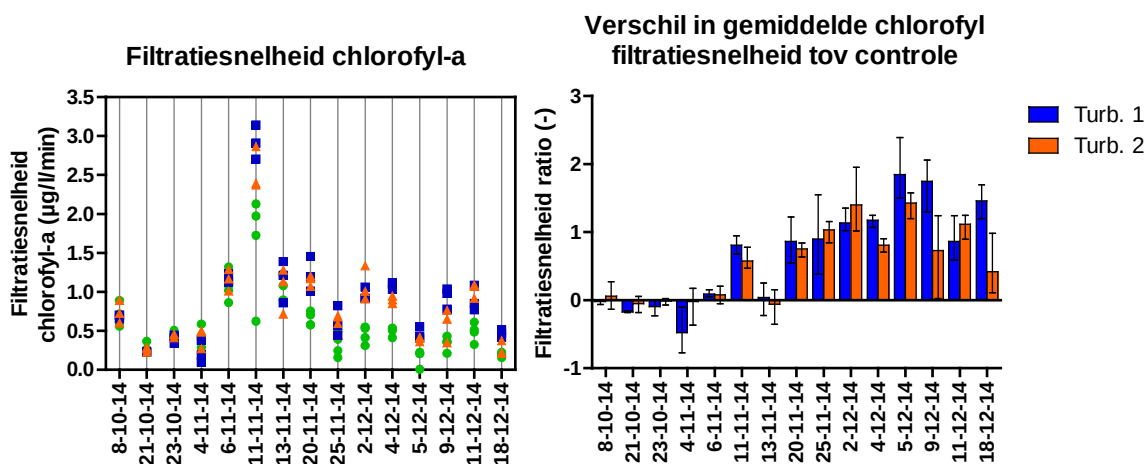
De gemiddelde filtratiesnelheden (clearance rates) van de Filipijnse tapijtschelpen zijn samengevat in Tabel 8 en worden grafisch weergegeven in Figuur 28, Figuur 29 en in Bijlage A: Filtratiesnelheden – figuren. De testen uitgevoerd tussen 8 oktober 2014 en 4 november 2014 waren voor het vastleggen van een basis filtratiesnelheid van de Filipijnse tapijtschelpen. Bij deze testen werden de tapijtschelpen nog niet blootgesteld aan troebele omstandigheden. Testen vanaf 6 november tot en met 18 december werden uitgevoerd met blootstelling aan troebele omstandigheden (Turb. 1 en Turb. 2).

Filtratiesnelheden van chlorofyl-a op 6 november 2014 waren vergelijkbaar voor de controles, Turbiditeit 1 en Turbiditeit 2. Vanaf 11 november 2014 was een verschil in filtratiesnelheid chlorofyl-a meetbaar van zowel Turbiditeit 1 als Turbiditeit 2 ten opzichte van de controles. Beide behandelingen resulteerden in een verhoging van de filtratiesnelheid. Filtratiesnelheid van slib was in bijna alle gevallen (met uitzondering van 9 december 2014) hoger bij Turbiditeit 2 ten opzichte van Turbiditeit 1.

Tabel 8 Gemiddelde startconcentratie op basis van chlorofyl-a gehalte in de filtratietesten voor de controles uitgevoerd op verschillende tijdstippen, gemiddelde filtratiesnelheden voor de controle, turbiditeit 1 en turbiditeit 2, en de r^2 per testdatum.

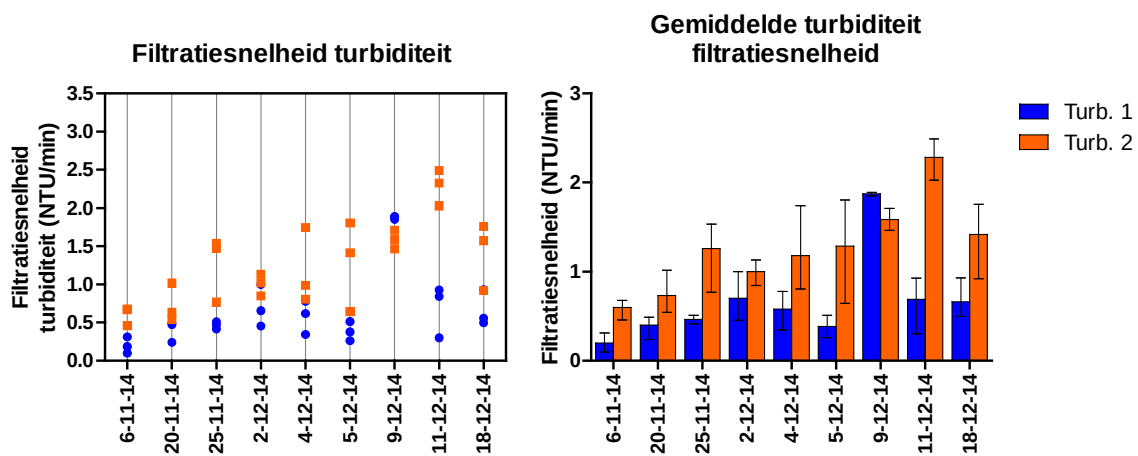
Datum	Dagnr.	Chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)	Filtratiesnelheid ($\mu\text{g chl/l/min}$)			Chl-a r^2	Filtratiesnelheid (NTU/min)		Turb. r^2
		Controle	Controle	Turb. 1	Turb. 2		Turb. 1	Turb. 2	
8-10-14	-29	36.4	0.697	0.685	0.739	0.938	-	-	-
21-10-14	-16	16.3	0.276	0.229	0.261	0.871	-	-	-
23-10-14	-14	30.0	0.445	0.402	0.440	0.927	-	-	-
4-11-14	-2	38.0	0.426	0.224	0.418	0.831	-	-	-
6-11-14	0	49.7	1.069	1.166	1.156	0.939	0.198	0.600	0.637
11-11-14	5	288.1	1.612	2.917	2.543	0.865	NA	NA	NA
13-11-14	7	129.6	1.106	1.154	1.041	0.771	NA	NA	NA
20-11-14	14	130.3	0.654	1.219	1.147	0.963	0.400	0.731	0.752
25-11-14	19	65.0	0.322	0.612	0.655	0.883	0.465	1.258	0.895
2-12-14	26	127.4	0.452	0.965	1.084	0.884	0.702	0.999	0.914
4-12-14	28	88.4	0.497	1.081	0.898	0.925	0.580	1.178	0.869
5-12-14	29	100.1	0.163	0.464	0.396	0.845	0.384	1.287	0.743
9-12-14	33	126.8	0.340	0.933	0.588	0.771	1.874	1.585	0.908
11-12-14	35	106.1	0.484	0.903	1.025	0.868	0.689	2.280	0.855
18-12-14	42	60.7	0.190	0.467	0.269	0.900	0.661	1.416	0.889

In Figuur 28 zijn de filtratiesnelheden van chlorofyl-a gemeten op de verschillende tijdstippen voor elk aquarium individueel en de ratio van de behandelingen versus de controles grafisch weergegeven. De filtratiesnelheden van chlorofyl-a waren voor Turbiditeit 1 en Turbiditeit 2 significant hoger dan in de controles.



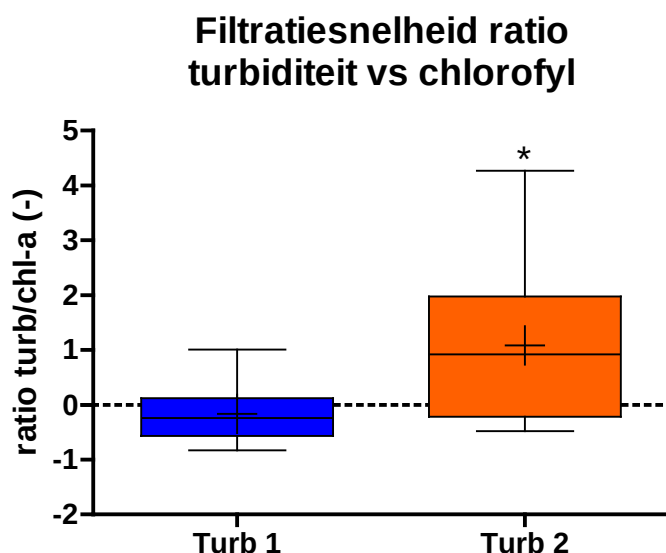
Figuur 28 Links: Chlorofyl-a filtratiesnelheden van de schelpdieren blootgesteld aan twee verschillende hoeveelheden troebelheid en de controles op verschillende tijdstippen. Rechts: Het gemiddelde verschil uitgedrukt in filtratiesnelheid ratio van de behandelingen Turbiditeit 1 (blauw) en Turbiditeit 2 (oranje) ten opzichte van de controle.

De turbiditeit tijdens de filtratietesten is uitgedrukt als filtratiesnelheid en grafisch weergegeven in Figuur 29. Door afwezigheid van turbiditeit in de controles kon daar geen filtratiesnelheid voor berekend worden. De Filipijnse tapijtschelpen filterden in Turbiditeit 2 de troebelheid sneller uit het water.



Figuur 29 Turbiditeit filtratiesnelheden van de schelpdieren blootgesteld aan twee verschillende hoeveelheden troebelheid en de controles op verschillende tijdstippen. Rechts: Het gemiddelde verschil in turbiditeit filtratiesnelheid Turbiditeit 1 (blauw) en Turbiditeit 2 (oranje).

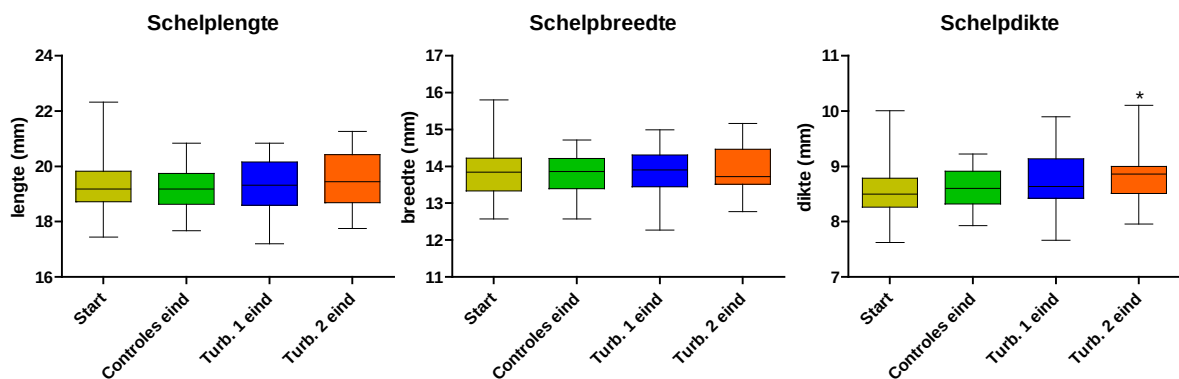
In Figuur 30 is de relatie tussen de filtratiesnelheid van de Filipijnse tapijtschelpen weergegeven uitgedrukt als ratio van de filtratiesnelheden turbiditeit versus de filtratiesnelheden chlorofyl-a. Voor Turbiditeit 1 is geen verschil gevonden in de filtratiesnelheden van turbiditeit versus chlorofyl-a. Voor Turbiditeit 2 is een significant verschil gevonden ($p < 0.05$) waarin de filtratiesnelheid van turbiditeit gedurende de experimenten hoger is geweest dan de filtratiesnelheid van chlorofyl-a.



Figuur 30 Box-and-Whisker plot van de ratio van de filtratiesnelheden van chlorofyl-a versus turbiditeit voor de Filipijnse tapijtschelp blootgesteld aan twee verschillende hoeveelheden troebelheid.

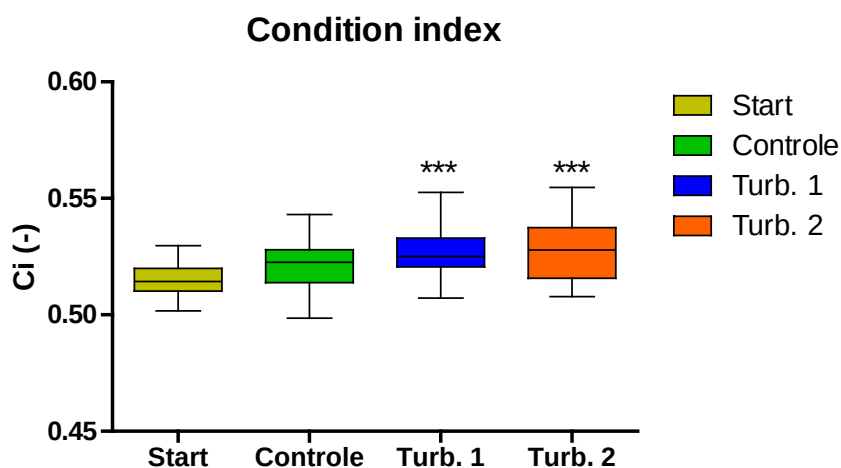
4.2.3 Conditie

Bij de start van het experiment werden per aquarium 30 Filipijnse tapijtschelpen ingezet. Aan het einde van het experiment waren gemiddeld nog 24.2 ± 0.9 tapijtschelpen levend. Er is geen significant verschil in overleving gevonden tussen de behandelingen (controle = 23.8 ± 0.5 , Turb 1 = 24.3 ± 1.5 en Turb 2 = 24.7 ± 0.6). De lengte van de tapijtschelpen was bij de start van het experiment 19.2 ± 0.9 mm ($n=90$). Aan het einde van het experiment was zowel de gemiddelde lengte, breedte en dikte van de Filipijnse tapijtschelpen het hoogste in de systemen met Turbiditeit. Met uitzondering van de dikte van de tapijtschelpen voor Turbiditeit 2 waren de afzonderlijke resultaten niet significant verschillend van de startwaarnemingen.



Figuur 31 Dimensies in lengte, breedte en dikte van de tapijtschelpen bij de start van het experiment en aan het einde per voor de controles, Turbiditeit 1 en Turbiditeit 2.

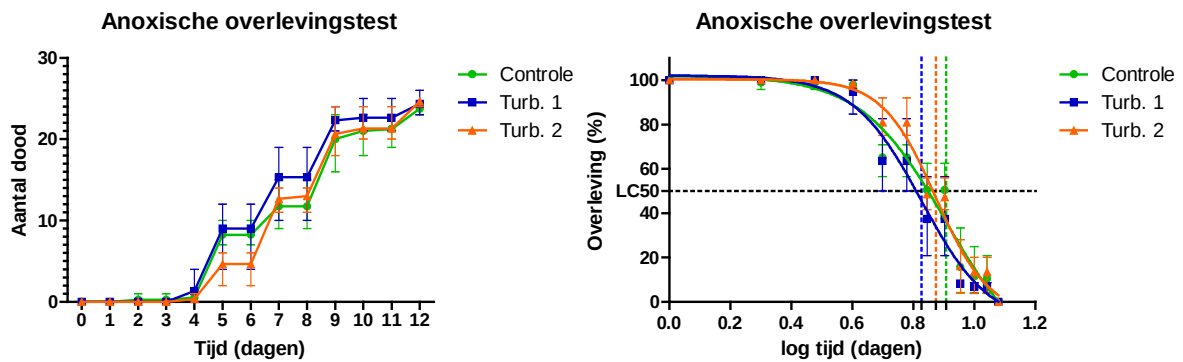
De conditieindex op basis van schelpgrootte volgens Imai and Sakai (1961) laat zien dat in alle gevallen de gemiddelde schelpgrootte is toegenomen en dat de schelpgrootte bij Turbiditeit 1 en Turbiditeit 2 significant is toegenomen (Figuur 32).



Figuur 32 Conditie-index (Ci) resultaten gebaseerd op schelpgrootte volgens Imai and Sakai (1961) voor Filipijnse tapijtschelpen bij de start van het experiment en aan het einde voor de controles, Turbiditeit 1 en Turbiditeit 2.

4.2.4 Anoxische overleving

De anoxische overlevingstest laat zien dat de tapijtschelpen niet significant verschillen in conditie. De controle systemen gaven een LT50 van 8.1 (6.4-10.3) dagen ten opzichte van 6.7 (5.8-7.8) dagen voor Turbiditeit 1 en 7.5 (6.8-8.2) dagen voor Turbiditeit 2. De eerste grote groep tapijtschelpen kwam te overlijden na 5 dagen droogleggen en na 12 dagen waren alle tapijtschelpen overleden (Figuur 33).



Figuur 33 Resultaten van de anoxische overlevingstest van Filipijnse tapijtschelpen na afronding van het experiment.

4.3 Conclusies

Het uitvoeren van een experiment met schelpdieren in combinatie met troebelheid als behandeling bleek lastiger te zijn dan verwacht door de hoge filtratiecapaciteit van de schelpdieren. De Filipijnse tapijtschelpen waren zeer effectief in het verwijderen van deeltjes in het aangevoerde troebele water. Aangezien het relatief kleine opstellingen waren met een beperkte hoeveelheid water was het niet mogelijk om een continu stabiele troebele omgeving te creëren. Ondanks deze beperking in de testopzet was het wel mogelijk om de tapijtschelpen bloot te stellen aan variërende doch significant verschillende troebele omstandigheden. Dit is echter weer wel vergelijkbaar met een natuurlijke omgeving zoals de Waddenzee, aangezien in de Waddenzee de troebelheid continu varieert onder invloed van getij.

De gemiddelde turbiditeit verkregen in de systemen Turbiditeit 1 was 47.6 NTU en voor Turbiditeit 2 was dit 103.3 NTU. Deze gemiddelden komen overeen met een zwevend stof gehalte van 93.1 mg/l (Turb. 1) en 225.7 mg/l (Turb. 2). Dat is hoger dan gemiddeld gemeten in de Waddenzee (40-65 mg/l) (Philippart *et al.*, 2013; Eertman & Smaal, 1995). Turbiditeit 1 kwam het beste overeen met metingen in de Waddenzee op basis van gemiddelde piekmetingen gedurende een seizoen van ruwweg 125 mg/l. Ondanks de hoge sliblast konden de Filipijnse tapijtschelpen zich handhaven en werd er groei geconstateerd. Daarnaast was de filtratiesnelheid van de Filipijnse tapijtschelpen hoger in de troebele systemen ten opzichte van de controles. Bij de hoge concentraties van Turbiditeit 2 werd er significant meer slib gefilterd dan chlorofyl-a. Dit zou mogelijk een indicatie kunnen zijn dat de Filipijnse tapijtschelpen meer energie moeten besteden aan het effectief verzamelen van voedsel. Echter de conditie van de tapijtschelpen aan het einde van het experiment ondersteunt dit niet. Er werd namelijk geen significant verschil gevonden in de anoxische overlevingstest. Geconcludeerd kan worden dat er geen duidelijke aanwijzingen zijn dat de Filipijnse tapijtschelp zich niet kan handhaven in troebele omstandigheden.

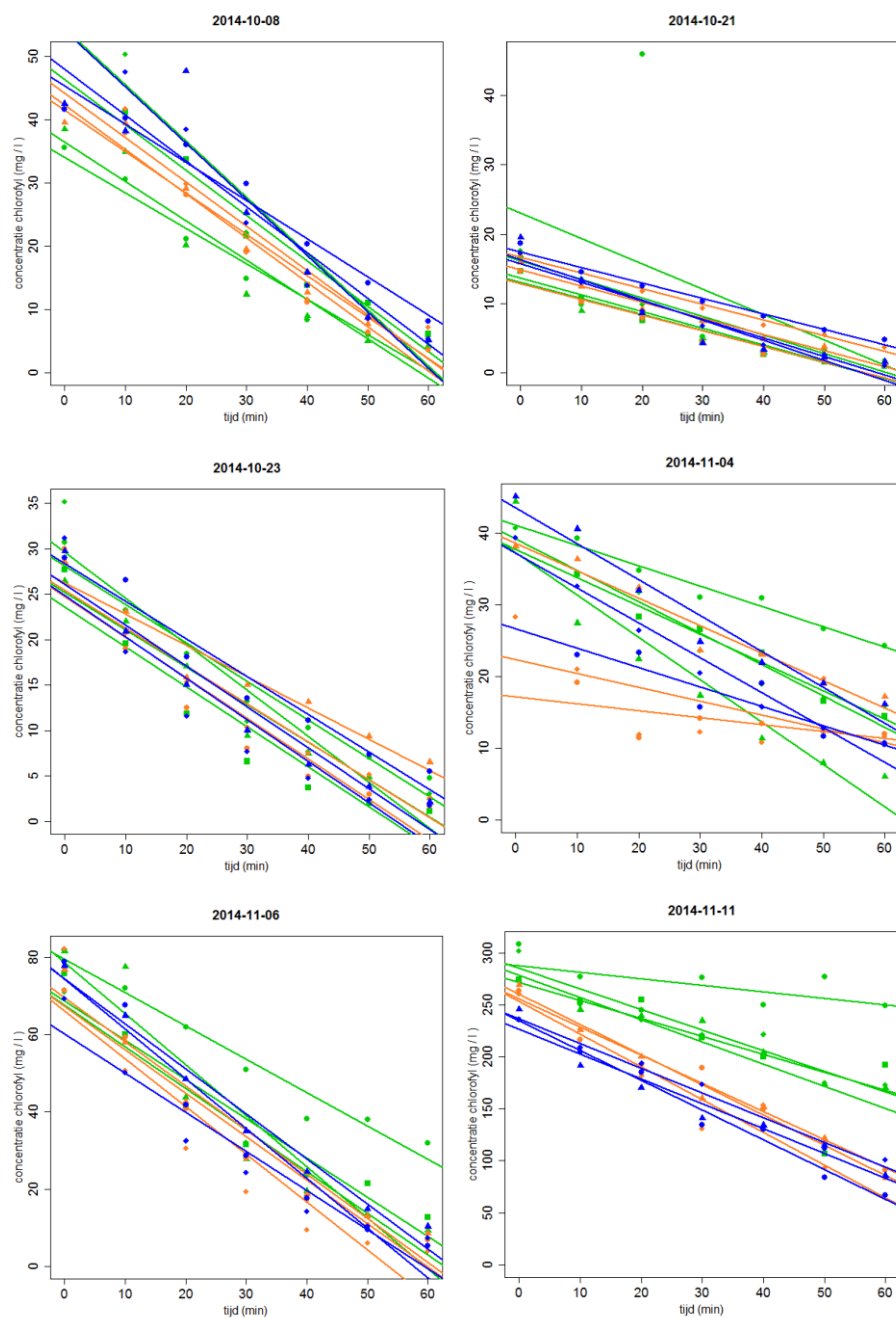
*Tabel 9 Samenvatting van de resultaten van het laboratoriumexperiment voor de Filipijnse tapijtschelp met als behandeling blootstelling aan turbiditeit. Significantie wordt aangegeven met * ten opzichte van de Uitgang ("Start").*

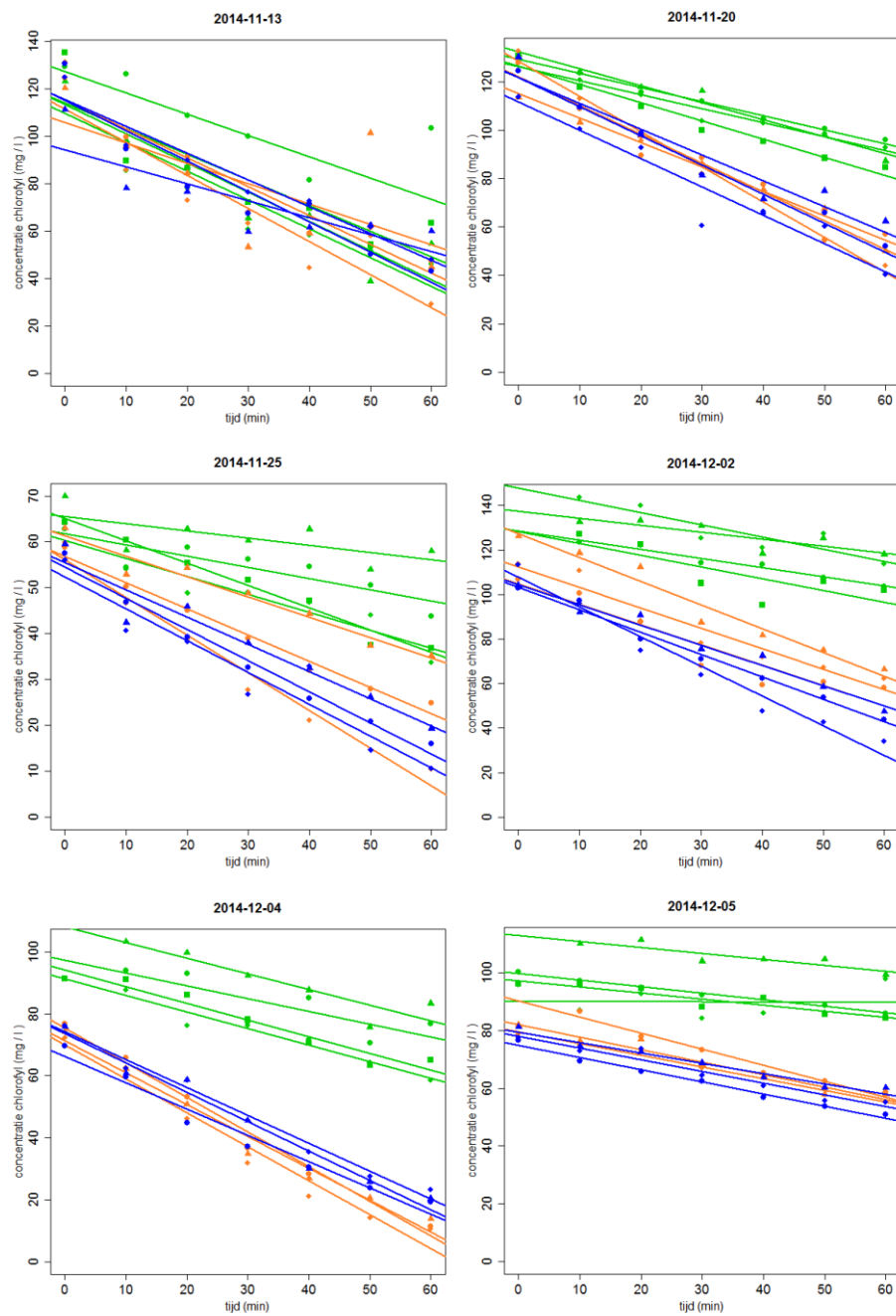
	Uitgang "Start"	Controle	Turbiditeit 1	Turbiditeit 2
Gemiddelde turbiditeit (NTU)	-	3.1	47.6****	103.3****
Lengte (mm)	19.2±0.9	19.2±0.9	19.3±1.0	19.6±1.0
Breedte (mm)	13.8±0.6	13.8±0.6	13.9±0.6	13.9±0.7
Dikte (mm)	8.5±0.4	8.6±0.4	8.8±0.5	8.8±0.5*
Conditie index (-)	0.515±0.008	0.522±0.012	0.527±0.011***	0.528±0.013***
LT50 (dagen)	-	8.1 (6.4-10.3)	6.7 (5.8-7.8)	7.5 (6.8-8.2)
Aantal schelpen	n=300	n=94	n=73	n=74

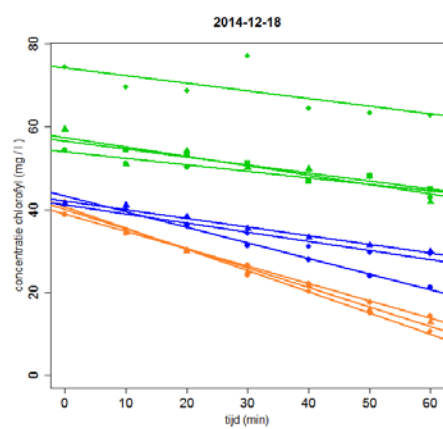
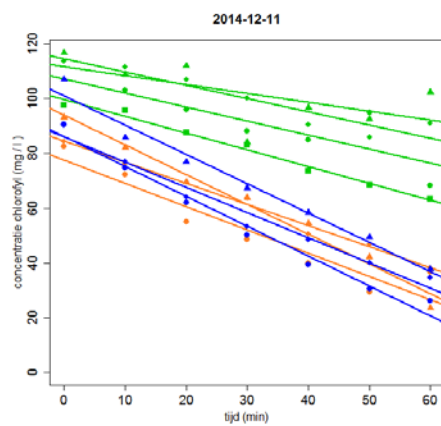
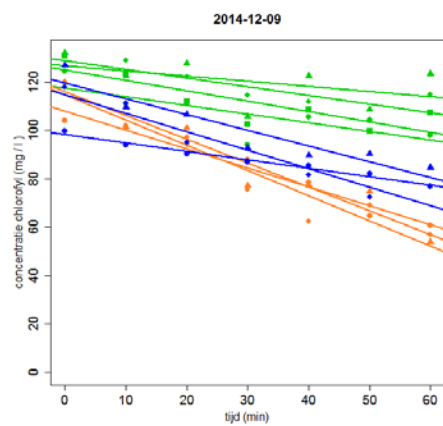
4.4 Referenties

- Eertman, R.H.M.; Smaal, A.C. (1995): Habitat karakterisering van de Nederlandse kustwateren, Werkdocument Watersysteemverkenningen, RIKZ 95.042, NIOO-CEMO 1995-02, 97 p.
- Philippart, C.J.M.; Salama, Mhd. S.; Kromkamp, J.C.; van der Woerd, H.J.; Zuur, A.F.; Cadée, G.C. (2013): Four decades of variability in turbidity in the western Wadden Sea as derived from corrected Secchi disk readings. *Journal of Sea Research* 82 (2013) 67–79.
- Veldhuizen-Tsoerkan, M.B.; Holwerda, D.A.; Zandee, D.I. (1991): Anoxic Survival Time and Metabolic Parameters as Stress Indices in Sea Mussels Exposed to Cadmium or Polychlorinated Biphenyls. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20, 259-265.

4.5 Bijlage A: Filtratiesnelheden – figuren







5 Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 124296-2012-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2015. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Vis over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 1 april 2017 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.

Verantwoording

Rapport C175/15

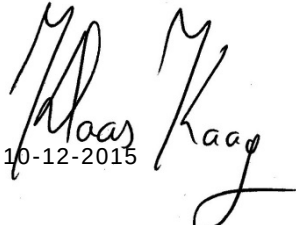
Projectnummer: 430.85010.19

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het betreffende afdelingshoofd van IMARES.

Akkoord: N.H.B.M. Kaag
Onderzoeker

Handtekening:

Datum:

10-12-2015


Akkoord: F. Groenendijk
Afdelingshoofd

Handtekening:

Datum:

10-12-2015
