

Validatie Ecotopenstelsels Westerschelde



Sander Wijnhoven¹, Gert van Hoey²,
Wil Sistermans¹ en Vincent Escaravage¹



¹Monitor Taakgroep (KNAW/NIOO-CEME)

²Werkgroep Ruimtelijke Ecologie (KNAW/NIOO-CEME)

1 December 2006

Dankwoord

Graag willen wij de volgende mensen bedanken voor hun contributie aan dit project: Annette Wielemaker-van den Dool (NIOO) heeft gezorgd voor de weergave van de monsterlocaties in de ecotopenkaart.

Dank aan Belinda Kater (RIKZ) voor haar commentaar op de concept versie van dit rapport.

Belinda Kater en Chiel Simons (RIKZ) waren verantwoordelijk voor de begeleiding van dit project.

Voorkant: Plaat Hooge Springer (Westerschelde) bij laag water (uit archief MT-groep).

© Copyright, 2006. Nederlands Instituut voor Ecologie. Yerseke, Nederland.

Alle rechten beschermd. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm, geluidsband, elektronisch of op welke andere wijze ook en evenmin in een opslag systeem worden opgeslagen zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de auteurs/directeur van het Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-CEME).

VALIDATIE ECOTOPENSTELSELS WESTERSCHELDE, Sander Wijnhoven, Gert van Hoey, Wil Sijstermans en Vincent Escaravage, 34 pp met illustraties in tekst en bijlagen.

Monitor Taskforce Publication Series 2006 - 08

KNAW-NIOO, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

Inhoudsopgave

Samenvatting	5
1. Inleiding	7
2. Materiaal en methoden	9
2.1 Onderzoeksgebied en monsterlocaties	9
2.2 Veld- en lab-methoden	10
2.3 Berekeningen en statistiek	10
3. Resultaten	13
3.1 Sediment karakteristieken	13
3.2 Dichtheden en biomassa	16
3.3 Aantal soorten en diversiteit	17
3.4 Levensgemeenschappen	19
3.5 Onderscheiden ecotopen op basis van bodemdieren	22
4. Conclusies	25
5. Literatuur	27
Bijlage 1a: Ecopenkaart Westerschelde met monsterlocaties	29
Bijlage 1b: Ecopenkaart Molenplaat en omgeving met monsterlocaties	30
Bijlage 2: Verklaring ecopencodes Westerschelde	31
Bijlage 3: Soortenlijst	32
Bijlage 4: Resultaten Mann-Whitney U testen per seizoen	34

Samenvatting

De afgelopen jaren is er gewerkt aan een ecotopenstelsel voor de zoute wateren (ZES). De indeling in ecotopen is primair gebaseerd op fysische parameters, maar uiteraard bedoeld om ook verschillende biotische eenheden af te bakenen. Het huidige ecotopenstelsel is gebruikt om ecotopenkaarten van de Westerschelde te produceren voor verschillende jaren (1996, 2001 en 2004). De geproduceerde kaarten en dus ook de ecotopenindeling waarop ze gebaseerd zijn, worden vervolgens gevalideerd met gegevens uit het Biologische Monitoring Programma. De validatie kan echter worden aangevuld met bodemdier gegevens verkregen uit twee surveys uitgevoerd op de Molenplaat in 1995, en op een 4-tal platen in de Westerschelde in 1996. De aanvullende datasets zijn gebruikt voor het valideren van een ecotopenkaart van de Westerschelde gebaseerd op de Biologische Monitoring gegevens uit 1996.

Deze rapportage beschrijft de monstermethodes, monsterlocaties en de verdeling van de monsters over de ecotopen. Verder wordt onderzoek gedaan naar de relatie tussen de distributie van de bodemdieren en de ecotopenindeling.

Deze studie heeft tot doel de volgende vragen te beantwoorden; (1) Zijn er verschillen in totale bodemdier dichtheden en biomassa tussen de tijdens de surveys bemonsterde ecotopen?; (2) Zijn er verschillen in soortenrijkdom en diversiteit tussen de tijdens de surveys bemonsterde ecotopen?; (3) Zijn de onderzochte ecotopen te onderscheiden op basis van de bodemdieren levensgemeenschappen?; en (4) Hoe verhouden de gevonden resultaten zich tot waargenomen slibgehaltenes?

Het onderzoek laat zien dat er grote verschillen zijn waar te nemen voor alle getoetste bodemdier parameters over de ecotopen. Echter met name de ecotopen 'hoogdynamisch fijnzandig litoraal van het brakke water' en 'laagdynamisch slibrijk middelhoog litoraal van het zoute water' zijn goed te onderscheiden van de overige onderzochte ecotopen van de Westerschelde platen. Significante verbanden zijn aangetoond tussen de totale infauna dichtheden en soortenrijkdom en het slibgehalte. Verder zijn er verschillen in dichtheden waargenomen tussen zoute en brakke ecotopen. Verschillen in biomassa zijn mogelijk te relateren aan de hoogteligging en de dynamiek en overstromingsduur. De soortendiversiteit kan vooral onderscheidend zijn voor de hoogteligging van gebieden. De laagdynamische fijnzandige middelhoge litorale gebieden in zout en brak water zijn echter op grond van de bodemdier parameters niet te onderscheiden. Verder zijn er ecotopen die alleen verschillen in totale infauna dichtheid en/of biomassa tonen. In verband met seizoenale variaties dient het vergelijken van ecotopen te gebeuren tussen vergelijkbare bemonsteringsperiode (seizoen). Het feit dat meerdere ecotopen in de Westerschelde lage dichtheden en soorten aantal tonen wat gepaard gaat met een relatief grote variatie tussen de monsters, maakt het onderscheiden tussen die ecotopen moeilijk.

1. Inleiding

In 1995 zijn Vlaanderen en Nederland overeengekomen om de vaargeul naar Antwerpen ten behoeve van de scheepvaart te verruimen. Deze vaarwegverruiming is in 1997 en 1998 uitgevoerd. Ter monitoring van de effecten van deze verruiming en de daarmee gepaard gaande bagger-, stort- en zandwinningactiviteiten is in 1996 het project MOVE (Monitoring Verruiming Westerschelde) van start gegaan (o.a. Peters et al., 2003). In het kader van dit project wordt om verwachte morfologische veranderingen te vertalen naar veranderingen in Biologie onder andere gebruik gemaakt van de ecotoopenbenadering. Hiervoor wordt het zoute wateren ecotopenstelsel (Bouma et al., 2003) gehanteerd.

De definitie van een ecotoop is; 'een ecologische eenheid (min of meer landschappelijk homogeen) waarvan de samenstelling en ontwikkeling wordt bepaald door abiotische, biotische en antropogene condities' (Wolfert, 1996). Echter daar het zoute wateren ecotopenstelsel pas recentelijk is ontwikkeld, en primair wordt beschreven door fysische parameters, behoeft het stelsel nog wel enige validatie (Leewis et al., 1998; Dankers et al., 2001). Een set aan fysische parameters, mogelijk aangevuld met een biologische component kan beslist bepalend zijn voor de bodemdier gemeenschap en soortensamenstelling. Uiteraard dient nog het stuurvermogen van de ecotopenindeling ten aanzien van de infauna verder te worden onderzocht door het toetsen van de aanwezigheid van de verwachte levensgemeenschappen (Bouma et al., 2005). Een bijkomend probleem is dat de geïnterpreteerde *in situ* fysische condities, en daardoor de ecotoopgrenzen in het onderzochte gebied veelal gegenereerd worden door modellen, wat voor een aanvullende bron van onzekerheid zorgt. Dus ook een verdere fysische veldvalidatie dient nog plaats te vinden. Verder is een indeling in ecotopen (met scherpe fysische grenzen) uiteraard een vereenvoudiging van de werkelijke situatie, waarbinnen grote variatie in soortensamenstelling voor kan komen. Daarbij kan ook enige overlap in soortensamenstelling tussen ecotopen voor komen. Dit fenomeen wordt versterkt door de aanwezigheid van tijdelijke en/of plaatselijke, vaak antropogene, verstoringen van het systeem, zoals vervuiling, visserij, of het storten van bagger. De ecotopenweergave moet dan ook worden gezien als een gemiddeld beeld over een aantal jaren, waarvoor ter toetsing/validatie ook meerdere biotische metingen verspreid in ruimte en tijd benodigd zijn. Het monitoren van de ontwikkelingen in de Westerschelde middels ecotopen is ook onderdeel van de Lange Termijn Visie Schelde Estuarium (LTV) (Graveland et al., 2002).

Vooralsnog zijn de ecotopenkaarten van de Westerschelde, gemaakt voor de jaren 1996, 2001 en 2004, getoetst aan de bodemdiergegevens verzameld in het kader van het Biologische Monitoring Programma (project BIOMON). Met betrekking tot de ecotopenkaart van 1996, gaat het hier om de BIOMON najaarsbemonsteringen van 1995, 1996 en 1997. Echter, daar er binnen het BIOMON project gestratificeerd wordt bemonsterd (o.a. Sijm et al., 2005), en de monsters niet direct zijn genomen om het ecotopenstelsel te valideren, zijn bepaalde ecotopen sterk ondervertegenwoordigd in de monsters. Er werden duidelijke verschillen in bodemdier biomassa en samenstelling gevonden tussen de ecotopen die te onderscheiden zijn op zoutgehalte en hoogteligging of overspoelingsduur (Wijman, 2003). Verschillen in soortensamenstelling tussen de ecotopen met verschillen in dynamiek,

en met name verschillen in sedimentsamenstelling kwamen minder duidelijk of niet naar voren. Naar aanleiding van de geringe verschillen tussen ecotopen die alleen verschillen in slibgehalte waarbij onderscheid wordt gemaakt in meer of minder dan 10% slib, respectievelijk slibrijke en fijnzandige ecotopen, is deze grens recentelijk opgehoogd naar 25% slib. In dit rapport wordt nog de ecotoopindeling gebaseerd op de 10% grens gehanteerd. Consequenties en gevolgen van het hanteren van andere slibgehalte grenzen zullen worden bediscussieerd.

Het ontbreken van duidelijke verschillen in soortensamenstelling tussen ecotopen kan verder het gevolg zijn van verschillende complicerende factoren zoals:

- het geringe aantal genomen monsters
- de spreiding in de monsters door de tijd of in de ruimte
- onzekerheden in de aanwezige ecotopen ten gevolge van fysische parameters
modelleringonzekerheden omtrent de gehanteerde klasse indelingen voor de fysische parameters (zoals reeds is gebleken voor het slibgehalte van het sediment).

De validatie van de ecotopenstelsels wordt nu uitgebreid met de gegevens afkomstig van twee surveys uitgevoerd in de Westerschelde, waarvan de gegevens over bodemdieren samenstelling en sediment korrelgrootte in het bezit zijn van het NIOO-CEME. Het gaat hier om een inventarisatie uitgevoerd op de Molenplaat in het kader van het ECOFLAT project (Herman et al., 2001) waarvan 360 monsters (verdeeld over vier jaargetijden) uit 1995 beschikbaar zijn, en een inventarisatie van verschillende platen in 1996, in het kader van een BEON (Beleidsgericht Ecologisch Onderzoek Noordzee/Waddenzee) project (92 monsters uit het najaar beschikbaar). Deze gegevens worden gekoppeld aan de ecotopenkaart van 1996 van de Westerschelde, beschikbaar gemaakt door de opdrachtgever.

Dit rapport zal ingaan op de volgende vragen:

- Zijn er verschillen in totale dichtheden en biomassa aan bodemdieren tussen de onderscheidde ecotopen waarin de bovengenoemde monsters zijn genomen?
- Zijn er verschillen in diversiteit uitgedrukt in aantallen soorten en als de Simpson index, tussen de onderscheidde ecotopen waarin de bovengenoemde monsters zijn genomen?
- Is er sprake van verschillen in levensgemeenschapsamenstelling tussen de onderscheidde ecotopen, en hoe verhouden de resultaten zich tot gemeten slibgehaltes?

2. Materiaal en methoden

2.1 Onderzoeksgebied en monsterlocaties

Deze studie richt zich op de validatie van het zoute wateren ecotopenstelsel op basis van de Ecotopenkaart Westerschelde 1996. De monstergegevens die hiervoor worden gebruikt zijn afkomstig van 4 locaties: de Lage Springer, de Molenplaat, de Plaat van Valkenisse, en de Plaat van Everingen. Bijlage 1a toont de ligging van de monsterpunten op de platen. In Bijlage 1b is de ligging van de monsterpunten op de Molenplaat uitvergroot weergegeven. De monsterpunten zijn gelegen in elf verschillende zacht substraat ecotopen; vier brakwater- en zeven zoutwaterecotopen. De monsterpunten zijn tevens in te delen in drie hoogdynamische en acht laagdynamische ecotopen, of in twee sublitorale en negen litorale ecotopen waarvan de litorale ecotopen bestaan uit zes fijnzandige en drie slibrijke ecotopen (Bijlage 2).

De volgende ecotopen 'Zout water zacht substraat in hoogdynamisch fijnzandig litoraal (Z2.21f)', 'Zout water zacht substraat in laagdynamisch slibrijk middelhoog litoraal (Z2.222s)' en 'Zout water zacht substraat in laagdynamisch fijnzandig middelhoog litoraal (Z2.222f)', in het vervolg aangeduid als de ecotopen 5, 8, en 9, zijn in alle vier de seizoenen veelvuldig bemonsterd (Tabel 1) wat ten gunste komt van de vergelijkingen tussen de bodemdieren data en de ecotopen.

Tabel 1

Aantallen beschikbare monsters per ecotoop en seizoen.

Ecotoop	Nr.	Herfst	Winter	Lente	Zomer
B2.21f	1	14			
B2.221f	2	1			
B2.222s	3	3			
B2.222f	4	8			
Z2.21f	5	64	43	34	43
Z2.221s	6	2	2	2	2
Z2.221f	7	4	1	1	1
Z2.222s	8	40	24	26	24
Z2.222f	9	44	22	21	22
Z2.11x	10	1			
Z2.123x	11	3			

Het ophogen van de grens voor het slibgehalte van ecotopen van 10% naar 25%, wat recentelijk is doorgevoerd, kan betekenen dat de fijnzandige en slibrijke ecotopen van hetzelfde type tegenwoordig één ecotoop vormen, wanneer de slibgehalten niet de 25% grens overschrijden. Wanneer deze grens

wel geregeld wordt overschreden betekend dit dat ten minste een gedeelte van de monsterlocaties die nu als slibrijk zijn gedefinieerd, in het aangepaste stelsel samengevoegd zullen zijn met de fijnzandige monsters tot één ecotoop. Het gaat hierbij dus om de ecotoop duo's 3 en 4, 6 en 7, en 8 en 9.

2.2 Veld- en lab-methoden

De 360 monsters verzameld op de Molenplaat in 1995 en gekenmerkt als de 'ECOFLAT monsters' zijn genomen als een aan het ECOFLAT project voorafgaande survey. De monsters zijn genomen in een rechthoekig grid met een puntafstand van ca. 120 m over de gehele Molenplaat. De 360 monsters bestrijken de vier seizoenen (90 monsters per seizoen), met monsternames in maart, juni, september en december. Een monster bestaat uit drie steken, genomen binnen een straal van twee meter, met 15 cm steekbuizen, tot een diepte van 30 a 40 cm. Alle monsters zijn gespoeld op een 1 mm zeef.

De 92 monsters genomen in 1996 en gekenmerkt als de 'Inventarisatie Platen monsters' zijn genomen verspreid over 4 locaties: de Lage Springer, de Molenplaat, de Plaat van Valkenisse, en de Plaat van Everingen ten behoeve van een BEON project. Alle monsters zijn najaarsmonsters, genomen tussen 14 en 17 oktober 1996. Ook deze monsters bestaan uit drie steken, genomen binnen een straal van twee meter, met 15 cm steekbuizen, tot een diepte van 30 a 40 cm. Alle monsters zijn gespoeld op een 1 mm zeef.

De bodemdieren monsters van beide surveys zijn vervolgens volgens de standaard MT lab methode (= methode BIOMON) verwerkt, wat o.a. inhoudt opslag in pH-geneutraliseerde 4% formaldehyde, kleuren van monsters met Bengaals Rose, scheiden van monsters in twee fracties op 3 mm en 0.5 mm zeven. De organismen zijn per soort en monster na 10 seconden drogen op filtreerpapier gewogen op een analytische balans (natgewicht), en asvrij drooggewichten zijn per monsterperiode voor de Bivalvia per lengteklasse en voor de Ophiuroidea, Echiniodea en Asteroidea bepaald (na 3 dagen bij 80°C, 2 uur verassen bij 580°C) Asvrije drooggewichten voor overige organismen zijn via regressievergelijkingen vanuit de MT database berekend. Alle bodemdier gegevens en bemonsteringskarakteristieken van het MT zijn opgeslagen in het BIS (Benthos Informatie Systeem) database systeem, versie 1.20.0.

2.3 Berekeningen en statistiek

Er zijn in totaal 54 taxa (soorten en groepen van een hoger taxonomische niveau welke niet tot op soort te determineren waren) in de analyses betrokken. Bijlage 3 laat zien welke soorten en groepen er zijn waargenomen, en welke soorten en groepen we om verschillende redenen buiten de analyses hebben gelaten.

De aantallen en gewichten van soorten en monsters zijn in BIS (versie 1.20.0) omgerekend naar dichtheden (n/m^2) en biomassa (g/m^2). Alle statistische berekeningen zijn uitgevoerd in STATISTICA voor Windows. Er is voor de berekeningen geen onderscheid gemaakt tussen de twee surveys, daar de monsternamen en verwerking hetzelfde zijn. Wel is er rekening gehouden met de 4 seizoenen waarin bemonsterd is. Zodoende bevatten de analyses voor de herfst, zowel 'ECOFLAT' als 'Inventarisatie Platen' monsters, terwijl de analyses voor winter, lente en zomer alleen gegevens van

de 'ECOFLAT' bemonstering bevatten. Verschillen in bodemdier dichtheden en biomassa, aantal soorten, diversiteit, mediane korrelgrootte en slibgehalte tussen de ecotopen zijn getoetst met de non-parametrische Kruskal – Wallis test aangezien de frequentieverdelingen niet overal een normale distributie laten zien. Aangezien er in deze studie steeds spraken is van meervoudige tests waarbij groepen afzonderlijk met elkaar worden vergeleken, hebben we er voor gekozen om gebruik te maken van de Bonferroni-correctie. Dit verlaagd de kans op onterechte significante verschillen voor vergelijking van afzonderlijke duo's van groepen, waarbij het totale risico op onterechte overschrijding van toetsen in dezelfde context wordt teruggebracht tot het geaccepteerde niveau van $p < 0.05$. Dit betekent uiteraard wel dat de afzonderlijke tests veel conservatiever worden met name wanneer er spraken is van een groot aantal afzonderlijke tests in dezelfde context. De Bonferroni-correctie houdt in dat het significantieniveau van iedere afzonderlijke test wordt teruggebracht naar $0.05/(n*(n-1)/2)$, met n is het aantal geteste groepen/ecotopen (Sokal & Rohlf, 1995). Dit betekent dat voor het toetsen van de herfst gegevens een afzonderlijk significantieniveau van $p < 0.00179$ wordt gehanteerd, en voor de gegevens van de winter, lente en zomer een afzonderlijk significantieniveau van $p < 0.0167$.

De resultaten van de Kruskal – Wallis testen lieten voor alle variabelen significante verschillen ($p < 0.00179$ voor herfst data en $p < 0.0167$ voor winter, lente en zomer data) zien in de verdeling van de waarden over de ecotopen (test resultaten niet weergegeven). Zodoende zijn verder alle ecotopen gepaard vergeleken met de Mann-Whitney-U test met Bonferroni-correctie geschikt voor het vergelijken van twee onafhankelijke random steekproeven, waarvoor geen specifieke distributie noodzakelijk is (Sokal & Rohlf, 1995). De diversiteit van de bodemdiorgemeenschappen is uitgedrukt als de Simpson index. De Simpson index (D) wordt als volgt berekend:

$$D = \frac{\sum n_i(n_i-1)}{N(N-1)}, \text{ waarin } n_i = \text{aantal van soort } i, \text{ en } N = \text{totaal aantal bodemdieren (Simpson, 1949).}$$

De Simpson index is met name een maat voor de aanwezigheid van dominante soorten in de bodemdiorgemeenschappen.

Mogelijke verschillen tussen levensgemeenschappen zijn getoetst met een ANOSIM (Analysis of similarity) in Primer 5 for Windows (version 5.2.8). Dit is een paarsgewijze vergelijking van (door de analist bepaalde) groepen waarbij het significantie niveau van de verschillen in levensgemeenschappen wordt weergegeven door overschrijdingsrisico's van de nulhypothese gelijk aan $p \leq 0.05$ (*), $p \leq 0.01$ (**), $p \leq 0.001$ (***) en geen significante verschillen (ns). De grootte van de verschillen tussen de levensgemeenschappen wordt weergegeven met een R-waarde, waarbij grofweg onderscheid kan worden gemaakt in de mate van scheiding tussen de groepen als: grote verschillen ($R > 0.75$), overlappende groepen met duidelijke verschillen ($R > 0.5$), overlappende groepen met verschillen ($R > 0.25$), en nauwelijks te onderscheiden groepen ($R \leq 0.25$) (Clarke & Gorley, 2001). De R-waarde zegt dus iets over de scheiding van de groepen, terwijl significantie ook rekening houdt met het aantal punten en de variatie tussen de punten binnen een groep. Ter voorbereiding op de ANOSIM hebben we een 4^{de} wortel transformatie uitgevoerd om het effect van dominante soorten te verminderen, en verder zijn de monsters onderworpen aan een 'similarity' analyse gebaseerd op de

Bray Curtis formule (Bray & Curtis, 1957), hetgeen noodzakelijk is voor uitvoer van een ANOSIM in Primer 5. Ter visualisatie is gebruik gemaakt van 'Non-metric Multi-dimensional scaling' (MDS) plots gebaseerd op de Bray-Curtis Matrices (Clarke & Gorley, 2001). Hierbij geeft de stress-factor de kwaliteit voor de 2D-representatie van de afstanden tussen de monsterpunten met betrekking tot de soortensamenstelling. Een stressfactor kleiner dan 0.25 is hierbij acceptabel.

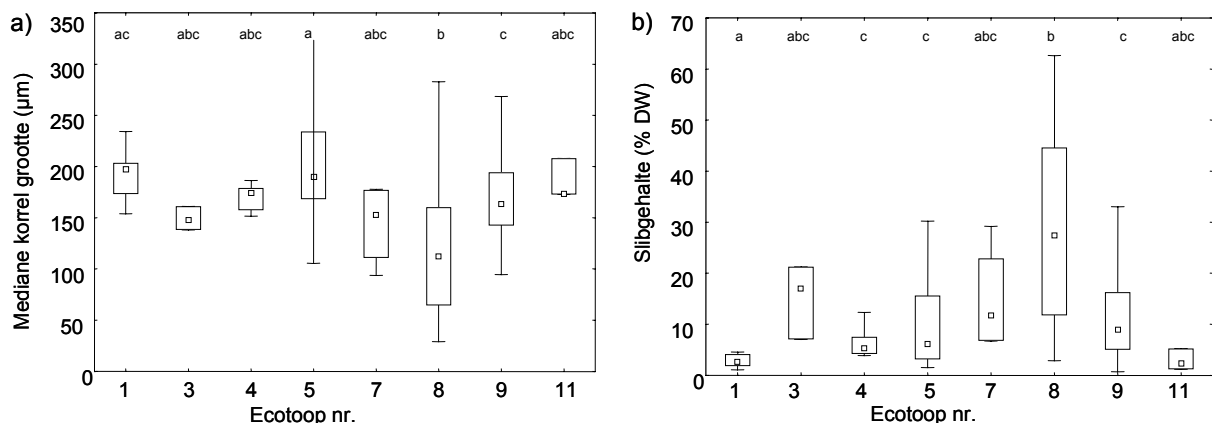
Alleen de ecotopen waarvoor ten minste 3 monsters beschikbaar waren zijn meegenomen in de analyses. De ecotopen die wel zijn meegenomen in de analyses zijn verder nog onder te verdelen in twee groepen. 1. Ecotopen waarvoor enige voorzichtigheid in acht dient te worden genomen bij de interpretatie van de test resultaten, daar er slecht 3 of 4 monsters aanwezig zijn. 2. Ecotopen waarvoor de steekproefgrootte ten minste 8 (maar meestal veel meer) monsters bedraagt.

3. Resultaten

Er is voor gekozen om de ecotopen te vergelijken per seizoen, daar voor meerdere van de geanalyseerde parameters er seizoensinvloeden te verwachten zijn. De meeste beschikbare gegevens betreffen de herfst (Tabel 2), wanneer de dichtheden en biomassa's van de meeste soorten over het algemeen hoger zijn dan in de winter en de lente. In vergelijking met de zomer waar populaties bestanden over korte perioden sterk variëren zijn de tijdens de herfst te verwachten verschillen beduidend kleiner. De huidige analyse is dus eerst gericht op de herfstdata; vervolgens zijn indien mogelijk de gegevens van de andere seizoenen vergeleken.

3.1 Sediment karakteristieken

Eén van de karakteristieken waarop het ecotopenstelsel is gebaseerd is de sedimentsamenstelling. Parameters voor de klasse indeling zijn mediane korrelgrootte en slibgehalte. Van de in dit rapport elf betrokken ecotopen is er voor twee geen karakteristieke substraatsamenstelling gedefinieerd. De overige negen ecotopen zijn gekenmerkt door een ofwel slibarm of slibrijk substraat met een slibgehalte respectievelijk $\geq 10\%$, en $< 10\%$. Volgens nieuwe inzichten, wordt deze grens bij 25% gelegd (Bouma et al., 2005). Beide ecotooptypen hebben een mediane korrelgrootte kleiner of gelijk aan 250 μm , gebaseerd op het volledige bodem monster inclusief de slibfractie.



Figuur 1

Mediane korrelgrootte en slibgehalte per ecotoop zoals gemeten in de herfst. Weergegeven zijn de mediaan en de 25^{ste} en 45^{ste} percentielen. Significante verschillen zijn aangegeven met letters, waarbij overeenkomstige letters voor ecotopen aanduiden dat er geen significante verschillen tussen die ecotopen aanwezig zijn (Mann-Whitney U test; $p < 0.00179$).

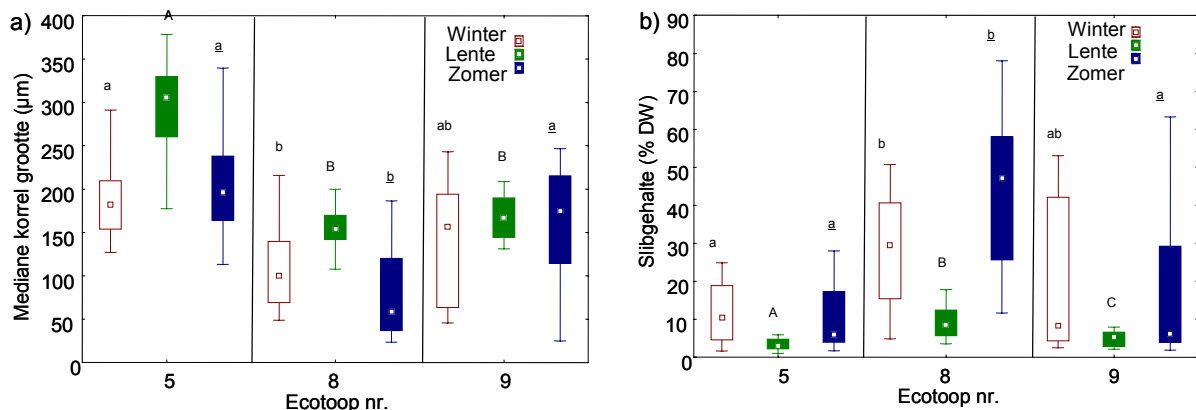
Figuur 1a laat zien dat de mediane korrelgrootte voor de onderzochte ecotopen in de Westerschelde inderdaad over het algemeen onder de 250 μm ligt. Alleen de ecotopen 5 en in mindere mate 8 en 9 overschrijden nu en dan deze grens. Ook onder die grens zijn er significante verschillen tussen de ecotopen in mediane korrelgrootte waarneembaar. De beide hoogdynamische ecotopen (1 en 5) hebben een significant grotere mediane korrelgrootte dan het zoute laagdynamische slibrijke ecotoop van het middelhoge litoraal (8), en ecotoop 5 ook nog dan de fijnzandige variant (9).

Tabel 2

Bodemdier en sediment karakteristieken in gemiddelde \pm de standaard deviatie per ecotoop opgesplitst per seizoen. Weergegeven zijn het aantal monsters per ecotoop, de biomassa en dichtheid aan bodemdieren, de diversiteit aan bodemdieren uitgedrukt in aantal soorten en als Simpson index. Tevens is de mediane korrel grootte en het slibgehalte van het sediment weergegeven, en is aangeduid of de ecotopen (per jaargetijde) statistisch zijn geanalyseerd.

Jaargetijde	Ecotoop	Nr.	Aantal monsters	Biomassa (g/m ²)	Dichtheid (n/m ²)	Aantal soorten per monster	Simpson index	Mediane korrel grootte (µm)	Slibgehalte (% DW)	Geanalyseerd
Herfst	B2.21f	1	14	1.10 \pm 1.10	2333.76 \pm 1614.51	4 \pm 2	0.33 \pm 0.2	193.78 \pm 24.02	2.83 \pm 1.23	Ja
	B2.221f	2	1	0.22	622.88	3	0.56	231.21	0.70	Nee
	B2.222s	3	3	1.90 \pm 0.82	2189.51 \pm 1016.63	8 \pm 1	0.77 \pm 0.01	149.17 \pm 11.56	15.11 \pm 7.29	Ja
	B2.222f	4	8	5.01 \pm 2.92	5818.23 \pm 1988.86	8 \pm 2	0.4 \pm 0.23	169.89 \pm 12.89	6.27 \pm 2.87	Ja
	Z2.21f	5	64	5.99 \pm 8.04	3470.99 \pm 3955.43	7 \pm 3	0.57 \pm 0.18	200.91 \pm 47.57	8.97 \pm 7.32	Ja
	Z2.221s	6	2	6.95 \pm 4.28	6316.00 \pm 1401.49	9 \pm 1	0.50 \pm 0.08	167.03 \pm 67.95	14.77 \pm 11.42	Nee
	Z2.221f	7	4	2.95 \pm 2.45	1528.91 \pm 1507.38	7 \pm 4	0.70 \pm 0.18	144.12 \pm 40.82	14.83 \pm 10.64	Ja
	Z2.222s	8	40	32.00 \pm 31.58	19121.69 \pm 13099.83	11 \pm 2	0.58 \pm 0.14	116.47 \pm 61.32	29.34 \pm 18.93	Ja
	Z2.222f	9	44	7.81 \pm 9.25	6345.11 \pm 5802.73	8 \pm 3	0.54 \pm 0.17	160.62 \pm 58.19	15.33 \pm 16.39	Ja
	Z2.11x	10	1	0.24	339.75	6	0.84	369.44	3.19	Nee
	Z2.123x	11	3	0.14 \pm 0.05	169.88 \pm 113.25	3 \pm 2	0.49 \pm 0.43	184.75 \pm 20.22	0.05 \pm 2.08	Ja
Winter	Z2.21f	5	43	5.99 \pm 7.60	3260.65 \pm 3018.94	7 \pm 2	0.57 \pm 0.19	187.71 \pm 52.96	12.43 \pm 9.84	Ja
	Z2.221s	6	2	12.52 \pm 8.62	11184.50 \pm 1321.58	8	0.44 \pm 0.16	150.96 \pm 40.47	16.18 \pm 2.93	Nee
	Z2.221f	7	1	1.25	1529	7	0.69	179.95	2.84	Nee
	Z2.222s	8	24	22.85 \pm 14.96	17679.71 \pm 6922.81	10 \pm 1	0.36 \pm 0.11	108.71 \pm 46.78	28.24 \pm 14.19	Ja
	Z2.222f	9	22	6.61 \pm 4.55	6613.59 \pm 5036.10	9 \pm 2	0.48 \pm 0.17	142.24 \pm 64.08	19.78 \pm 19.17	Ja
Lente	Z2.21f	5	34	5.32 \pm 6.96	1659.85 \pm 1596.21	6 \pm 3	0.59 \pm 0.19	297.70 \pm 47.96	3.32 \pm 1.58	Ja
	Z2.221s	6	2	1.41 \pm 0.69	3284.50 \pm 0.71	5 \pm 1	0.49 \pm 0.10	257.22 \pm 18.68	4.23 \pm 1.61	Nee
	Z2.221f	7	1	0.31	1416	3	0.52	201.42	1.87	Nee
	Z2.222s	8	26	23.03 \pm 12.41	7928.69 \pm 4546.46	10 \pm 3	0.55 \pm 0.14	155.00 \pm 22.83	9.92 \pm 5.97	Ja
	Z2.222f	9	21	16.44 \pm 9.94	5259.48 \pm 3368.04	9 \pm 2	0.62 \pm 0.12	168.87 \pm 26.96	5.28 \pm 3.01	Ja
Zomer	Z2.21f	5	43	5.50 \pm 7.40	1914.65 \pm 1337.07	8 \pm 2	0.66 \pm 0.15	209.27 \pm 62.62	10.18 \pm 7.29	Ja
	Z2.221s	6	2	3.05 \pm 0.20	2124.00 \pm 760.85	8 \pm 1	0.74 \pm 0.04	116.66 \pm 40.95	22.53 \pm 17.30	Nee
	Z2.221f	7	1	0.14	454	5	0.75	212.54	3.37	Nee
	Z2.222s	8	24	29.27 \pm 17.90	21901.38 \pm 15980.15	12 \pm 3	0.66 \pm 0.09	75.14 \pm 48.33	44.67 \pm 19.38	Ja
	Z2.222f	9	22	12.95 \pm 15.17	7089.5 \pm 10554.92	8 \pm 2	0.67 \pm 0.13	159.09 \pm 68.72	18.60 \pm 21.51	Ja

De positie van de overige ecotopen is, waarschijnlijk mede door het lage aantal monsters, minder uitgesproken (geen significante verschillen met andere ecotopen). Figuur 1b laat zien dat de indeling van de monsterpunten binnen de verwachte ecotopen wat betreft het slibgehalte redelijk op gaat voor de ecotopen 3, 8 (slibrijk) en 4 (fijnzandig). Echter een groot aantal monsterpunten gelegen in de ecotopen 7 en 9 bevatten een te hoog slibpercentage (>10%). De slibarme en slibrijke ecotooptypen hebben met uitzondering van ecotoop 8, allen een slibgehalte kleiner of gelijk aan 25%. Bij de nieuwe indeling valt dus te verwachten dat vrijwel alle monsterpunten die nu in fijnzandige en slibrijke varianten van ecotopen vallen, bij de nieuwe indeling binnen hetzelfde ecotoop zullen vallen. Alleen een groot gedeelte van de monsterpunten van ecotoop 8 zal ook bij de nieuwe indeling gescheiden zijn van ecotoop 7. Alle ecotopen vergelijkt, is het slibgehalte duidelijk onderscheidend voor het slibrijke ecotoop 8. Het brakke fijnzandige litorale ecotoop heeft significant het laagste slibgehalte. De fijnzandige ecotopen van het zoute water (4, 5 en 9) liggen qua slibgehalte tussen 8 en 1 in. Het slibrijke ecotoop 3, het fijnzandige lage litoraal (7) en het laagdynamische ecotoop 11, die allen slechts drie maal bemonsterd zijn, verschillen niet significant in slibgehalte van de anderen.



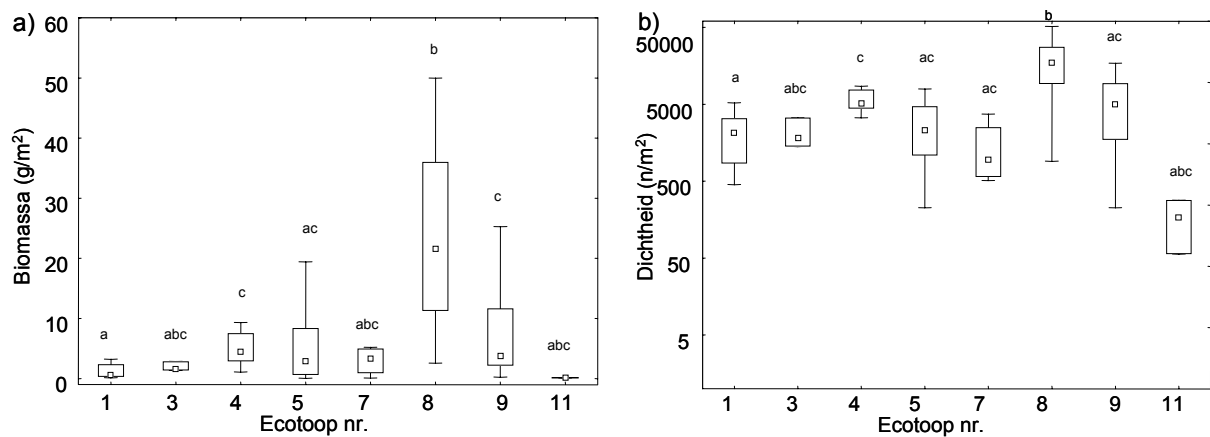
Figuur 2

Mediane korrelgrootte (a) en slibgehalte (b) per ecotoop zoals gemeten in de winter, lente en zomer. Weergegeven zijn de mediaan en de 25^{ste} en 45^{ste} percentielen. Significante verschillen tussen ecotopen zijn weergegeven met letters, waarbij overeenkomstige letters voor ecotopen aanduiden dat er geen significante verschillen tussen die ecotopen aanwezig zijn (Mann-Whitney U test; $p < 0.0167$).

Ondanks de seizoenale variatie in mediane korrelgrootte en slibgehalte binnen de ecotopen, blijven de verschillen tussen de ecotopen 5 en 8 zichtbaar. De mediane korrelgrootte is in alle seizoenen significant groter in ecotoop 5 dan in ecotoop 8. Ecotoop 9 lijkt daar tussen in te liggen, maar significante verschillen tussen de ecotopen 8 en 9 als voor de herfst, worden verder enkel in de zomer waargenomen, en significante verschillen tussen 5 en 9 als voor de herfst worden verder enkel in de lente waargenomen. In de lente en de zomer blijkt het slibgehalte significant hoger te zijn in ecotoop 8 dan in 5 en 9, zoals ook is gevonden voor de herfst, en in de winter hoger dan in 5. Er moet wel worden opgemerkt dat in de lente de gevonden mediane korrelgrootte in ecotoop 5 vrijwel altijd boven de 250 µm zit (wat in de overige jaargetijden niet het geval is), en dat het slibgehalte in ecotoop 8 geregeld onder de 10% zit, wat in dit slibrijke ecotoop niet zo hoort te zijn. Alle test resultaten en significantie niveau's zijn te vinden in Bijlage 4.

3.2 Dichtheden en biomassa

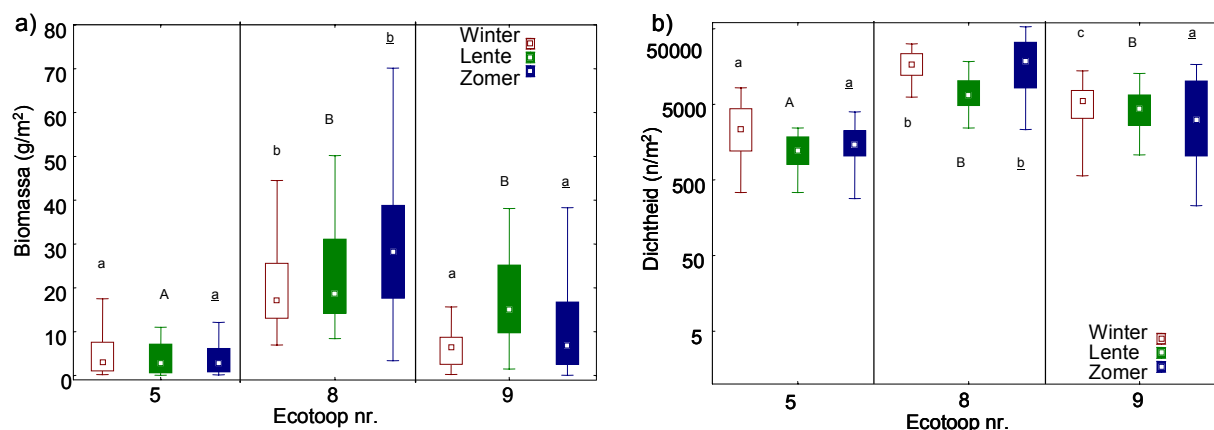
De vorige analyses hebben het verband tussen de ecotopenindeling voor de Westerschelde en de sediment karakteristieken voor de meeste ecotopen redelijk kunnen bevestigen. De volgende stap is het onderzoek naar de biotische verschillen tussen de ecotopen. Biotische parameters zoals de gemiddelde infauna dichtheid en biomassa binnen elk ecotoop zijn direct verkrijgbaar uit de beschikbare monitoringsgegevens. Deze indicatoren moeten echter aangevuld worden met informatie met betrekking tot de soortensamenstelling. Twee ecotopen kunnen inderdaad nauwelijks verschillen in de infauna dichtheid en biomassa terwijl de soortensamenstelling van de aanwezig levensgemeenschappen totaal verschillend zijn. Verder is het te verwachten dat de dichtheid en de biomassa sterk seizoensafhankelijk zijn, zodat bij elke vergelijking tussen ecotopen met betrekking tot deze indicatoren, gezorgd moet worden dat alle waarnemingen verzameld worden tijdens hetzelfde seizoen.



Figuur 3

Biomassa en dichtheid aan bodemdieren per vierkante meter per ecotoop zoals gemeten in de herfst. Weergegeven zijn de mediaan en de 25^{ste} en 45^{ste} percentielen. Significante verschillen zijn aangegeven met letters, waarbij overeenkomstige letters voor ecotopen aanduiden dat er geen significante verschillen tussen die ecotopen aanwezig zijn (Mann-Whitney U test; $p < 0.00179$).

De significant hoogste infauna dichtheid en biomassa zijn gevonden in het slibrijke zoute ecotoop 8. Het hoogdynamische brakke ecotoop 1 wordt gekenmerkt door de significant laagste dichtheid, en ook de biomassa behoort tot de laagsten; significant lager dan in de ecotopen 4 en 8 (Figuur 3). De relatief vaak bemonsterde ecotopen 4, 5 en 9 met vergelijkbare slibgehalten, herbergen ook vergelijkbare dichtheden en biomassa's aan bodemdieren. De weinig bemonsterde ecotopen 3 en 11 zijn qua dichtheid en biomassa niet te onderscheiden van de overige ecotopen, en dat geldt ook voor ecotoop 7 qua biomassa.



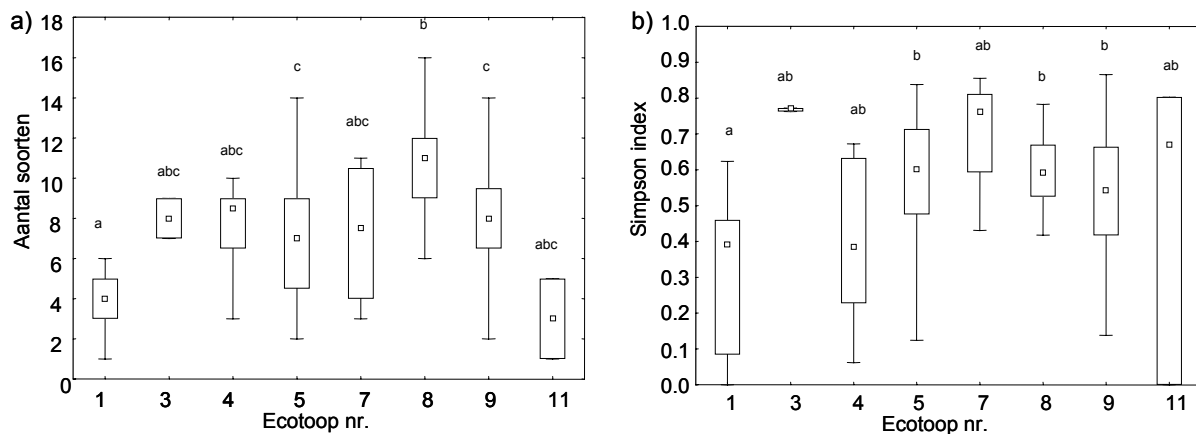
Figuur 4

Biomassa (a) en Dichtheid (b) aan bodemdieren per vierkante meter per ecotoop zoals gemeten in de winter, lente en zomer. Weergegeven zijn de mediaan en de 25^{ste} en 45^{ste} percentielen. Significante verschillen tussen ecotopen zijn weergegeven met letters, waarbij overeenkomstige letters voor ecotopen aanduiden dat er geen significante verschillen tussen die ecotopen aanwezig zijn (Mann-Whitney U test; $p < 0.0167$).

Het gevonden patroon in de herfst data met de grootste dichtheden en biomassa's in ecotoop 8, en lagere vergelijkbare dichtheden en biomassa's in de ecotopen 5 en 9, wordt ook waargenomen in de andere jaargetijden. Ecotoop 8 kent steeds de hoogste dichtheden en biomassa. Significante verschillen in zowel dichtheid als biomassa tussen de ecotopen 8 en 9 worden alleen niet gevonden in de lente. De dichtheid is echter wel significant hoger in ecotoop 9 ten opzichte van ecotoop 5 in de winter en de lente, en in de lente ook in biomassa.

3.3 Aantal soorten en diversiteit

Het aantal soorten kan dienen als een maat van diversiteit in de vergelijking tussen de ecotopen. Het ene ecotoop kan soortenrijker zijn dan het andere, maar deze parameter zegt uiteraard niets over welke specifieke soorten en de abundantie van die soorten. De soortendiversiteit, uitgedrukt als de Simpson index zegt al meer over de levensgemeenschappen, daar de abundantie van soorten hierin wordt meegenomen. Wanneer twee ecotopen een vergelijkbare waarde van de Simpson index laten zien, kunnen er nog steeds significante verschillen zijn in de soorten aanwezig in de gemeenschappen.



Figuur 5

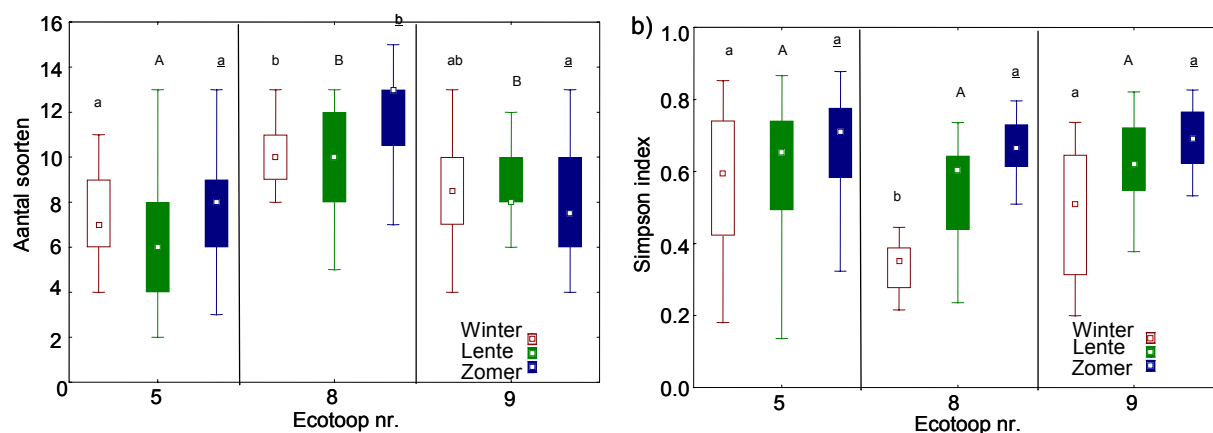
Aantal soorten en soorten diversiteit, uitgedrukt in de Simpson index, per ecotoop zoals gemeten in de herfst. Weergegeven zijn de mediaan en de 25^{ste} en 45^{ste} percentielen. Significante verschillen zijn aangegeven met letters, waarbij overeenkomstige letters voor ecotopen aanduiden dat er geen significante verschillen tussen die ecotopen aanwezig zijn (Mann-Whitney U test; $p < 0.00179$).

Het significant hoogste aantal soorten is gevonden in het laagdynamische slibrijke ecotoop 8. Dit ecotoop is echter niet te onderscheiden van de minst frequent bemonsterde ecotopen 3, 4, 7 en 11. De soortenrijkdom van de 3 danwel 8 monsters genomen in deze ecotopen lopen dan ook sterk uit elkaar (Figuur 5). Het hoogdynamische brakwater ecotoop (1) is het minst soortenrijke ecotoop, slechts niet significant te onderscheiden van de eerder genoemde schaars bemonsterde ecotopen. De overige ecotopen (laagdynamische brakwater ecotopen en fijnzandige zout water ecotopen) herbergen een gemiddeld aantal soorten van 7 a 9 (mediane aantallen) per monster.

Het hoogdynamische brakke ecotoop (1), waar het laagste aantal soorten gevonden is, wordt ook gekenmerkt door een lage soortendiversiteit. Er is dus sprake van één of een aantal dominante soorten. De zoute ecotopen; hoogdynamische fijnzandig litoraal (5), en laagdynamisch middelhoog litoraal (8 en 9) worden gekenmerkt door een significant hogere soortendiversiteit dan ecotoop 1. De soortendiversiteit lijkt echter nog hoger te zijn in met name het laagdynamische slibrijke brakwater ecotoop 3 en in ecotoop 7 (laagdynamisch fijnzandig laag litoraal van het zoute milieu), echter door het lage aantal beschikbare monsters, zijn er geen significante verschillen.

Zoals voor de herfst laten ook de gegevens van de andere seizoenen hogere aantallen soorten zien in ecotoop 8 dan in de ecotoop 5. Maar het grotere aantal soorten in ecotoop 8 dan in 9 is naast de herfst alleen zichtbaar in de zomer (Figuur 6). Ook ecotoop 9 blijkt in de lente significant soortenrijker te zijn dan ecotoop 5.

De soorten diversiteit lijkt sterk seizoensafhankelijk te zijn, maar de vergelijkbare diversiteit van de ecotopen 5, 8 en 9 is gedurende het hele jaar zichtbaar. Alleen ecotoop 8 is minder soorten divers in de winter dan de andere twee ecotopen.



Figuur 6

Aantal soorten (a) en soorten diversiteit uitgedrukt in de Simpson index (b) per ecotoop zoals gemeten in de winter, lente en zomer. Weergegeven zijn de mediaan en de 25^{ste} en 45^{ste} percentielen. Significante verschillen tussen ecotopen zijn weergegeven met letters, waarbij overeenkomstige letters voor ecotopen aanduiden dat er geen significante verschillen tussen die ecotopen aanwezig zijn (Mann-Whitney U test; $p < 0.0167$).

3.4 Levensgemeenschappen

Uiteraard is het de bedoeling dat het ecotopenstelsel onderscheidend is voor de levensgemeenschappen van de Westerschelde; of het hier nu gaat om diversiteit, aantal soorten of dichtheden. Een 'similarity' toets als ANOSIM kan hier inzicht in geven. De resultaten van de ANOSIM op basis van dichtheden (Tabel 3) laat zien dat in het herfst, de levensgemeenschap van het hoogdynamische fijnzandige litoraal in brak water (ecotoop 1; alleen gegevens van de herfst beschikbaar) zich significant onderscheidt van alle andere ecotopen met uitzondering van het laagdynamische fijnzandige middelhoge litoraal in brak water (ecotoop 4). Het laagdynamische slibrijke middelhoge litoraal in zout water (ecotoop 8) is significant te onderscheiden van vier van de zeven overige ecotopen, namelijk de ecotopen 1, 4, 9 en 11. Ook in de andere jaargetijden blijken de gemeenschappen van ecotoop 8 verschillend te zijn van de overige ecotopen (5 en 9), met uitzondering van een vergelijkbare gemeenschap met 9 in de lente. Verschillen tussen de gemeenschappen van alle andere ecotopen dan 1 en 8 zijn niet waargenomen. Voor de ecotopen 3, 7 en 11 geldt dat er slechts 3 of 4 monsters beschikbaar zijn wat het onderscheidingsvermogen van de ANOSIM mogelijk verhindert. De afwezigheid van significante verschillen betekent ook niet dat deze levensgemeenschappen gelijk zijn.

De levensgemeenschappen van de ecotopen 9 en 5 waarvan ook monsters beschikbaar zijn uit de andere jaargetijden blijken niet in de herfst, maar wel in de lente significant te verschillen. De MDS plots (Figuur 7) laten zien dat zelfs wanneer de levensgemeenschappen tussen ecotopen significant verschillen, er sprake is van overlap. De R-waarde in Tabel 3 geeft aan in welke mate de levensgemeenschappen van de ecotopen te onderscheiden zijn.

Tabel 3

Resultaten van de ANOSIM over de ecotopen per jaargetijde. Voor zowel de totale test significantie als de gepaarde vergelijkingen tussen ecotopen, is een significantieniveau van 0.179% (herfst data) en 1.67% (winter, lente en zomer data) aangehouden. Significante verschillen zijn vetgedrukt weergegeven. De R-waarden geven aan in welke mate de levensgemeenschappen gescheiden zijn. De ecotopen met duidelijke verschillen ($R > 0.5$) zijn vet weergegeven.

Herfst

ANOSIM sig % / R value	1	3	4	5	7	8	9	11
1		0.371	0.279	0.265	0.895	0.882	0.445	0.780
3	0.100		0.207	-0.190	0.259	0.476	-0.073	0.444
4	1.100	14.500		-0.055	0.824	0.516	0.065	0.863
5	0.100	88.600	70.500		0.307	0.117	0.027	0.556
7	0.100	14.300	0.200	3.500		0.770	0.393	0.287
8	0.100	1.700	0.100	0.500	0.200		0.130	0.951
9	0.100	59.600	27.100	13.000	1.500	0.100		0.641
11	0.100	10.000	0.600	0.500	14.300	0.100	0.300	

Winter

ANOSIM sig % / R value	5	8	9
5		0.270	0.019
8	0.100		0.313
9	31.300	0.100	

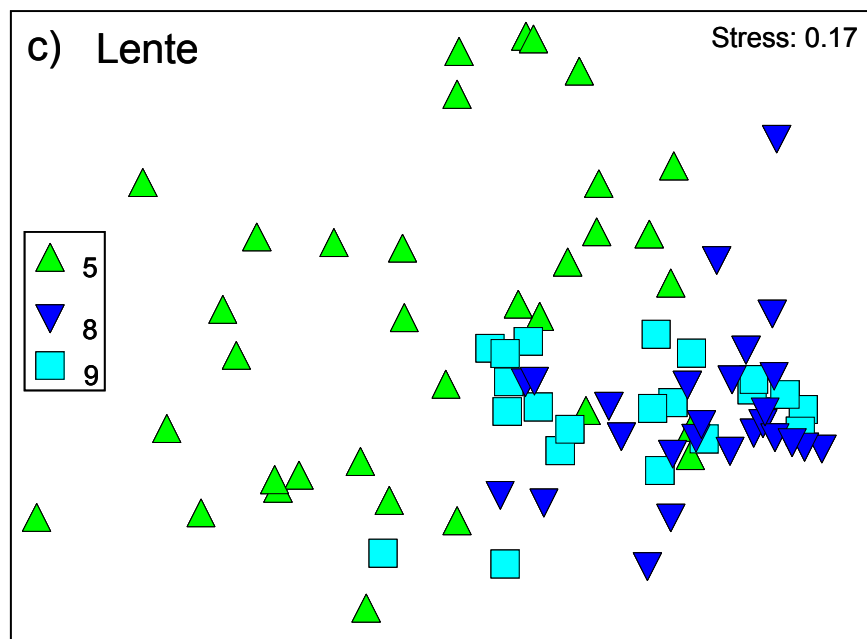
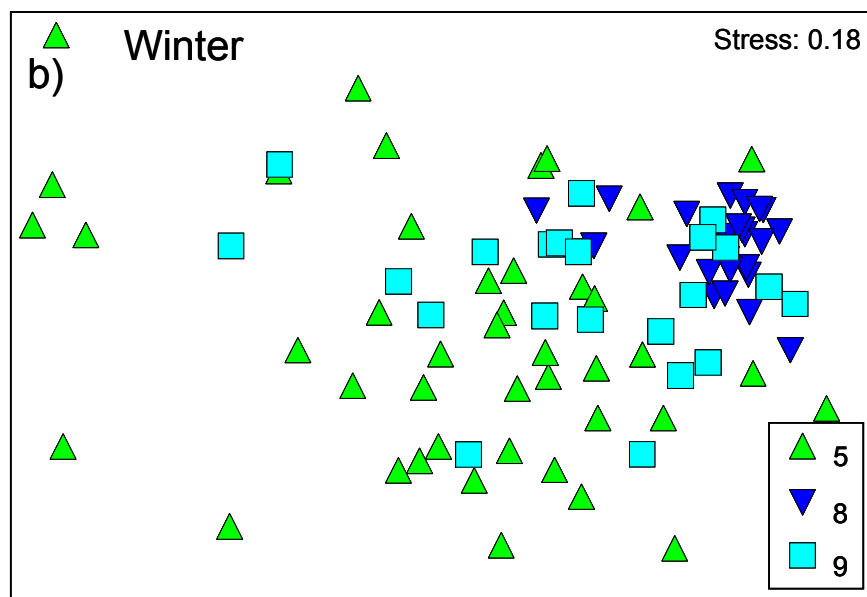
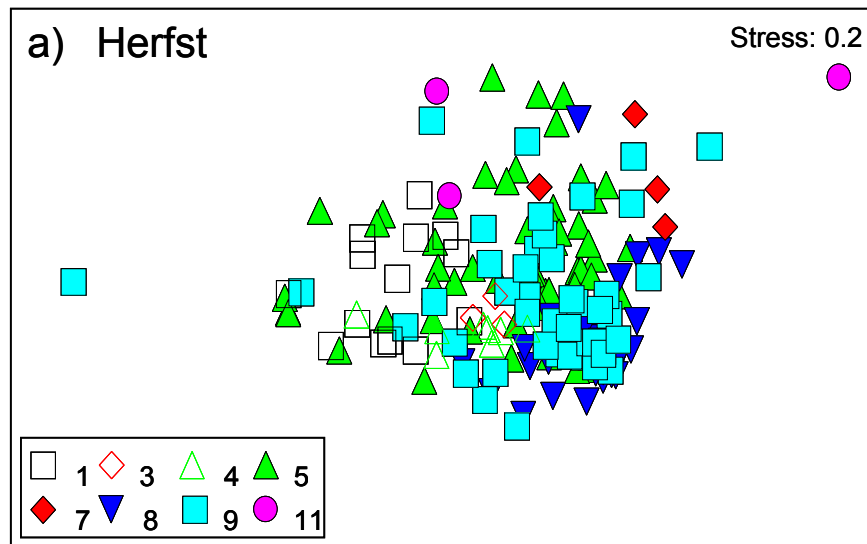
Lente

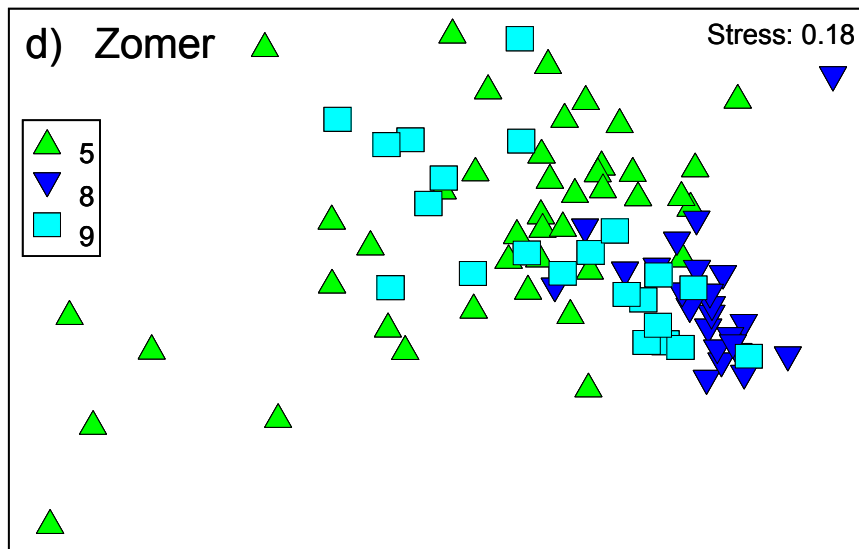
ANOSIM sig % / R value	5	8	9
5		0.331	0.124
8	0.100		0.087
9	0.800	2.100	

Zomer

ANOSIM sig % / R value	5	8	9
5		0.268	-0.010
8	0.100		0.238
9	54.900	0.100	

Zo blijkt dat slechts voor 7 van de ecotoop combinaties voor de herfst, gesteld kan worden dat er grote verschillen zijn ($R > 0.75$), voor nog eens 3 is er sprake van overlap, maar zijn er duidelijke verschillen ($R > 0.5$). Maar deze verschillen zijn rekening houdend met het aantal genomen monsters en door het aantal uitgevoerde tests niet altijd significant te noemen. In veel gevallen is er sprake van een grote mate van overlap tussen de groepen, hetzij met hetzij zonder verschillen. In de 3 andere jaargetijden zijn wel significante verschillen gevonden tussen de 3 onderzochte ecotopen, maar de overlap tussen de levensgemeenschappen is steeds erg groot. Op basis van één of soms zelfs enkele bodemdier monsters waarvan de levensgemeenschap beschreven is, is het dus niet mogelijk om aan te geven in welk ecotoop er in de Westerschelde gemonsterd is.





Figuur 7

MDS-plots tonen de verwantschap van de levensgemeenschappen per ecotoop voor ieder jaargetijde. De kwaliteit van de project is aangegeven door middel van de stressfactor (= idealerwijze 0, maar is acceptabel wanneer kleiner dan 0.25).

3.5 Onderscheiden ecotopen op basis van bodemdieren

Voor de validatie van de Westerschelde ecotopenindeling is in dit rapport gebruik gemaakt van infauna monsters. De gemeenschappen in die monsters zijn beschreven met 5 variabelen, namelijk biomassa, dichtheid, aantal soorten, diversiteit (als Simpson index), en soortensamenstelling (als tellinglijsten). Wanneer enkel één van de variabelen onderscheidend is voor twee ecotopen, kan dat in principe leiden tot de conclusie dat de ecotopen op basis van de infauna te onderscheiden zijn, en dat de ecotopenindeling ook representatief is voor de levengemeenschappen.

Tabel 4 waar de eerder gepresenteerde resultaten zijn samengevat, laat zien dat de ecotopen 1 en 8 goed te onderscheiden zijn op basis van de infauna van de overige onderzochte ecotopen, met uitzondering van de niet te onderscheiden ecotopen 8 en 3. Het hoogdynamische fijnzandige litoraal van het brakke water (1) verschilt significant van alle andere ecotopen qua levensgemeenschap, met uitzondering van een vergelijkbare gemeenschap met ecotoop 4, maar daar is de dichtheid en biomassa significant verschillend. Daar waar gesteld kan worden dat het aantal monsters toereikend is voor hun statistische representativiteit, verschillen minimaal twee van de vijf onderzochte infauna indicatoren in ecotoop 1 van de overige ecotopen. Het laagdynamische slibrijke middelhoge litoraal van het zoute water (8) verschilt significant van alle andere ecotopen met uitzondering van ecotoop 3. Daar waar voldoende monsters beschikbaar zijn, zijn de verschillen zelfs significant voor minimaal 3 infauna indicatoren. De laagdynamische fijnzandige middelhoge litoraal ecotopen (4; in brak water, 9; in zout water) en het hoogdynamische fijnzandige litoraal (5) zijn echter op basis van geen enkele infauna indicator significant verschillend bevonden.

Tabel 4

Samenvatting van de significante verschillen in bodemmacrofauna tussen de ecotopen voor de herfstbemonsteringen. De letters geven aan dat de twee ecotopen significant verschillen in biomassa (B), dichtheid (D), aantal soorten (A), soorten diversiteit (als Simpson index; S), en/of levensgemeenschap (als 'Similarity' matrix; L). Ecotopen waarvoor de hoeveelheid monsters in de analyses mogelijk ontoereikend zijn, zijn aangegeven met een *.

	1	3*	4	5	7*	8	9	11*
1								
3*	L							
4	B D							
5	A L S							
7*	L							
8	B D L A S		B D L	B D A	D			
9	B L A S					B D L A		
11*	L					L		

Het kan zijn dat het zoutgehalte in een estuariene omgeving als de Westerschelde minder bepalend is voor de infauna dan in mariene systemen; de soorten die daar voorkomen zijn vooral zouttolerante soorten. Het valt ook niet uit te sluiten dat de hier arbitraire gelegde brak/zout grens de complexiteit van de veldsituatie (variaties in waterafvoer, getijvariatie enz.) te veel vereenvoudigt. De hoogdynamische fijnzandige litoraal en laagdynamische fijnzandige middelhoge litoraal in zout water ecotopen (5 en 9) zijn op basis van infauna niet te onderscheiden. Hetzelfde is waargenomen tussen ecotopen 4 en 5, en ook tussen de ecotopen 3 en 7 is geen significant verschil met betrekking tot de infauna waargenomen. Voor de ecotopen 3 en 7 is het aantal monsters echter wellicht ontoereikend voor een statistische sterk gegronde conclusie. Dit geldt mogelijk ook voor de ecotoop combinaties 3-5, 5-7 en 7-11 waar het beperkte aantal monsters tot een laag onderscheidingsvermogen van de toets heeft kunnen leiden.

Door de variaties in de totale dichtheid door het jaar heen, is het cruciaal om monsters uit dezelfde periode te vergelijken. Verder worden gevonden verschillen in dichtheden en biomassa tussen ecotopen in de herfst, ook in de zomer en de winter terug gevonden, maar slechts ten delen in de lente. Gevonden verschillen in aantallen tussen ecotopen in de herfst zijn ook zichtbaar in de zomer, maar slechts deels zichtbaar in de winter en de lente.

Een belangrijk punt is echter dat voor een aantal ecotopen de 10% grens van het slib percentage geen goede grens blijkt te zijn, en ook uit deze studie blijkt dat redelijk wat monsters een slibpercentage blijkt te hebben welke niet verwacht in het gedefinieerde ecotoop. De nieuwe indeling waarbij de grens van slibgehalte is opgehoogd naar 25% zal er toe leiden dat er een grotere set aan monsters beschikbaar is voor het gecombineerde 3 en 4 ecotoop (laagdynamisch fijnzandig middelhoog litoraal). Mede door het gebruik van een zeer conservatief significantieniveau zijn er in deze studie geen significante verschillen gevonden tussen de ecotopen 4, 5, 7 en 9 en 11. Mogelijk dat de aanwezigheid van elf in plaats van acht monsters alsnog voor verschillen kan zorgen. Te meer daar ook meer monsters voor het laagdynamische fijnzandige lage litoraal in zout water (gecombineerde ecotopen 6 en 7) zullen zijn, en de dataset voor laagdynamisch fijnzandig middelhoog litoraal in zout water zal worden uitgebreid (ecotoop 9 plus een aantal monsters van ecotoop 8).

4. Conclusies

De huidige studie aangaande de validatie van de Westerschelde ecotopenstelsels laat zien dat er duidelijke verschillen zijn in totale infauna dichtheid waar het gaat om de verschillen tussen het laagdynamische slibrijke middelhoge litoraal in zout water, en de overige onderzochte ecotopen. Voor de uit statistisch oogpunt voldoende bemonsterde ecotopen is de infauna dichtheid significant het hoogste en het laagste gevonden in het ecotoop met het hoogste en laagste slibgehalte respectievelijk. In het laagdynamische middelhoge litoraal in zout water laten de slibrijke gebieden hogere infauna dichtheid zien dan de fijnzandige gebieden. Voor dezelfde ecotopen maar in brak water wordt dit patroon niet teruggevonden. Daarbij moet wel opgemerkt worden dat het lage aantal monsters beschikbaar voor de slibrijke variant het onderscheidingsvermogen van de toetsen parten speelt. Mogelijk worden er ook hogere dichtheden gehaald in de zoute variant van het hoogdynamische fijnzandige litoraal en het laagdynamische slibrijke middelhoge litoraal in zout dan in brak water. Verder lijkt het er op dat er sprake is van hogere dichtheden in het litorale dan in het sublitorale.

Wat betreft de infauna biomassa, worden er ook verschillen tussen de ecotopen aangetroffen, die positief gerelateerd zijn aan het slibgehalte van de ecotopen. Voor Het lijkt er ook op dat de laagdynamische gebieden een hogere biomassa kennen dan de hoogdynamische, de litorale een hogere biomassa dan de sublitorale gebieden, en de zoute een hogere dan de brakke.

Ook de soortenrijkdom lijkt positief gerelateerd te zijn aan het slibgehalte, maar zoals voor de dichtheden worden significante verschillen wel gevonden in het laagdynamische middelhoge litoraal in zout water, maar niet in brak water. De soortenrijkdom is verder niet duidelijk gerelateerd aan één van de overige abiotische parameters waarop de ecotopen indeling gebaseerd is.

Wat betreft de (Simpson) diversiteit van de levensgemeenschappen kan eigenlijk alleen maar worden gesteld dat die significant het laagste is in het hoogdynamische fijnzandige litoraal van het brakke water; ook het aantal soorten bleek daar gering te zijn. Dat alle brakke ecotopen een lagere diversiteit zouden hebben dan de zoute ecotopen wordt echter weer weerlegd door de bevindingen in het laagdynamische slibrijke middelhoge litoraal. De variatie in diversiteit binnen ecotopen blijkt vaak groot te zijn. Zodoende kan er niet worden geconcludeerd dat de diversiteit specifiek is gekoppeld aan één van de abiotische indelingsparameters van ecotopen.

Met name het hoogdynamische fijnzandige litoraal van het brakke water, en het laagdynamische slibrijke middelhoge litoraal van het zoute water, blijken uit de huidige vergelijking een zeer specifieke levensgemeenschap te bevatten, die te onderscheiden is van alle danwel vrijwel alle andere onderzochte ecotopen. Alle andere ecotopen laten echter een grote mate van overlap in de levensgemeenschappen zien.

Uit deze studie blijkt de ecotoopindeling van de Westerschelde platen met betrekking tot het substraat type niet overal consistent te zijn. Het laagdynamische fijnzandige middelhoge litoraal van het brakke water en het laagdynamische fijnzandige middelhoge litoraal van het zoute water, op basis van de infauna niet te onderscheiden. Verder lijken het hoogdynamische fijnzandige litoraal en het

laagdynamische fijnzandige middelhoge litoraal van het zoute water qua bodem macrofauna samenstelling erg op elkaar en zijn ze alleen te onderscheiden op basis van dichtheid in de winter en de lente, en in de lente verder ook nog op basis van het aantal soorten en de biomassa. De qua abiotiek zeer verschillende ecotopen laagdynamische fijnzandige middelhoge litoraal van het brakke water, en hoogdynamische fijnzandige litoraal van het zoute water zijn met betrekking tot de infauna niet te onderscheiden. Wellicht is in beide gevallen sprake van een fijnzandige litorale gemeenschap met verstoring, hetzij zoutgehalte wisselingen dan wel golfslag en stroming. Verder, ten gevolge van de relatief lage dichtheden en soortenaantallen in de onderzochte ecotopen, zorgt de grote intra-ecotoop variatie voor het problematische maken van het onderscheiden van de ecotopen.

Het feit dat de dichtheid en/of de biomassa in enkele gevallen de enige indicatoren zijn waarvoor significante verschillen tussen de ecotopen gevonden worden, en de variatie in dichtheden en biomassa tussen de seizoenen, onderstreept het belang van vergelijken van bodemdiergemeenschappen in hetzelfde seizoen.

5. Literatuur

Bouma, H., de Jong, D.J., Twisk, F. & Wolfstein, K. (2005). Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1). Voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Middelburg, Rapport RIKZ/2005.024.

Bray, J.R. & Curtis, J.T. (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27, 325-349.

Clarke, K.R. & Gorley, R.N. (2001). PRIMER v5: User Manual/Tutorial, PRIMER-E: Plymouth, UK.

Dankers, N., van Duin, W.E., Leopold, M.F., Martakis, G.F.P., Smit, C.J., van der Werf, D.C. & Wolfert, H.P. (2001). Ontwerp-ecotopenstelsel Kustwateren; voorstel voor classificatie en advies voor validatie. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 177.

Graveland, J., Dauwe, B. & Kornman, B. (2002). Waardering voor de Westerschelde. Voorstel voor beoordelingscriteria gebaseerd op inventarisaties van de ecologische toestand, gebruik, beleid en beoordelingsmethoden. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Middelburg, Rapport RIKZ/2002.053.

Herman, P.M.J., Middelburg, J.J. & Heip, C.H.R. (2001). Benthic community structure and sediment processes on an intertidal flat: results from the ECOFLAT project. *Continental Shelf Research* 21, 2055-2071.

Leewis, R.J., Dankers, N., de Jong, D.J. (1998). Naar een ecotopensysteem zoute wateren Nederland. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, BEON rapport nr. 98-11, RIVM rapport 733008 005.

Peters, B.G.T.M., Liek, G.A., Wijsman, J.W.M., Kuijper, M.W.M. & van Eck, G.Th. (2003). Monitoring van de effecten van de verruiming 48'/43'. Een verruimende blik op waargenomen ontwikkelingen. MOVE Evaluatierapport 2003, MOVE-rapport 8, Deel B: Hoofdrapport, Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Middelburg, Rapport RIKZ/2003.027.

Simpson, E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.

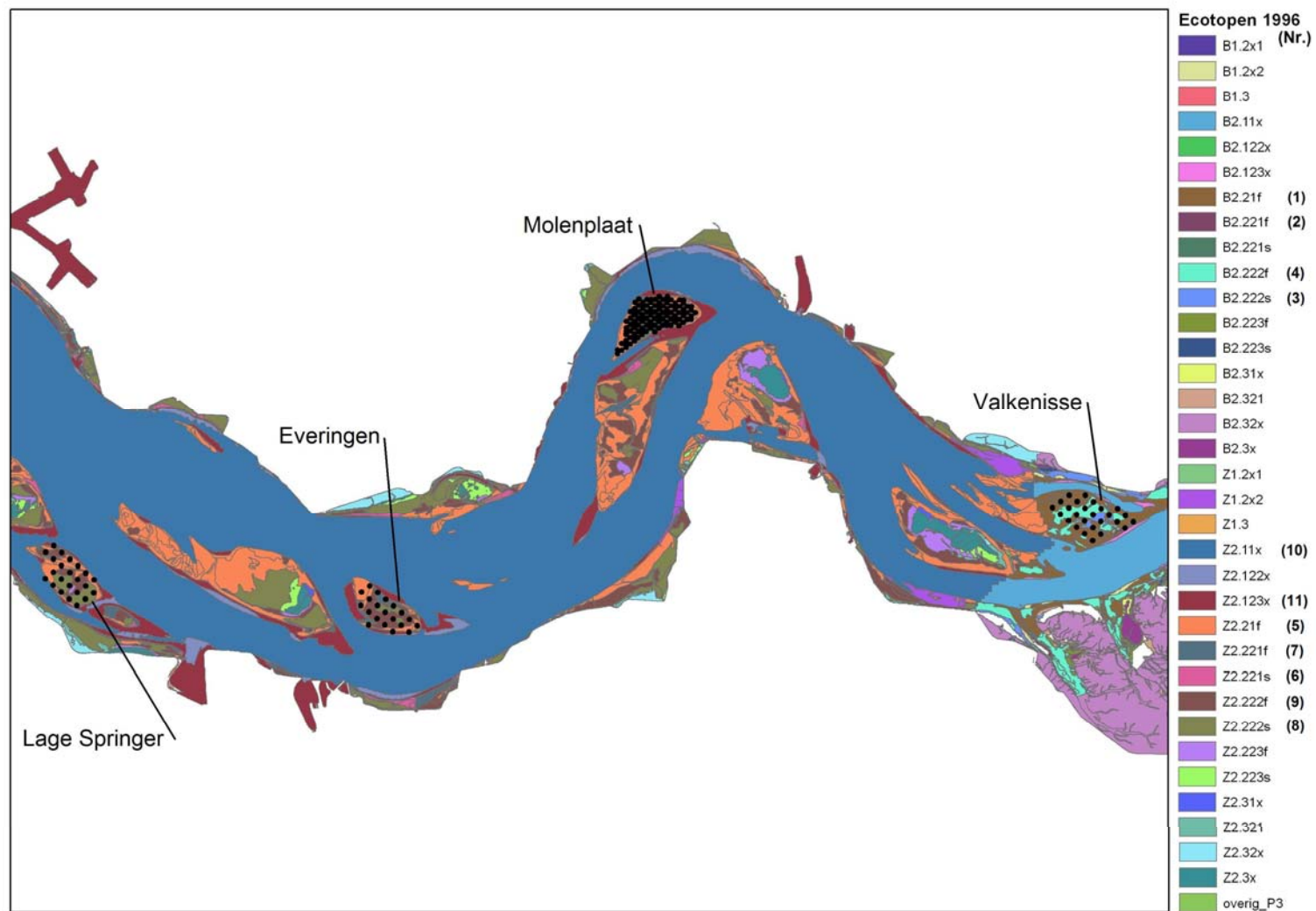
Sisttermans, W.C.H., Escaravage, V., Hummel, H., Engelberts, A.G.M. & Markusse, M.M. (2006). Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het najaar 2005. Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma.

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1995). Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3rd ed., W.H. Freeman and Company, USA.

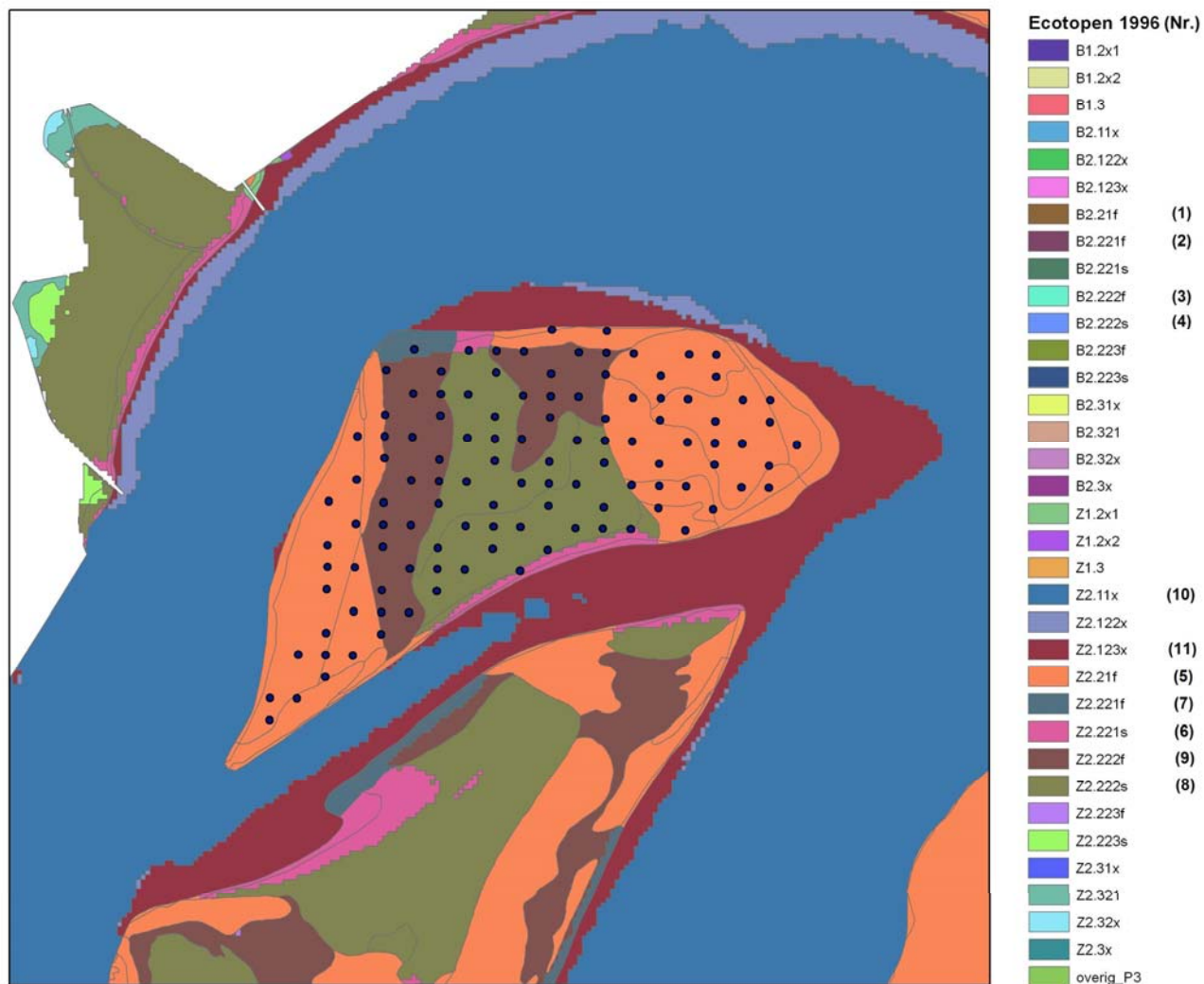
Wijsman, J.W.M. (2003). Verkennende studie voor de validatie van het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES) aan de hand van bodemdiergegevens. WL / Delft Hydraulics, Rapport Z3670.

Wolfert, H.P. (1996). Rijkswateren-Ecotopen-Stelsels. Uitgangspunten en plan van aanpak. DLO-Staring Centrum, Wageningen, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA), RIZA Nota nr. 96.050.

Bijlage 1a: Ecotopenkaart Westerschelde met monsterlocaties



Bijlage 1b: Ecotopenkaart Molenplaat en omgeving met monsterlocaties



Bijlage 2: Verklaring ecotopencodes Westerschelde

Ecotoop code	Omschrijving	Code in analyse
B1.2x1	Brak water hard substraat in litoraal, veenbank	
B1.2x2	Brak water hard substraat in litoraal, steen/hout	
B1.3	Brak water hard substraat in supralitoraal	
B2.11x	Brak water zacht substraat in hoogdynamisch sublitoraal	
B2.122x	Brak water zacht substraat in laagdynamisch diep sublitoraal	
B2.123x	Brak water zacht substraat in laagdynamisch ondiep sublitoraal	
B2.21f	Brak water zacht substraat in hoogdynamisch fijnzandig litoraal	1
B2.221f	Brak water zacht substraat in laagdynamisch fijnzandig laag litoraal	2
B2.221s	Brak water zacht substraat in laagdynamisch slibrijk laag litoraal	
B2.222f	Brak water zacht substraat in laagdynamisch fijnzandig middelhoog litoraal	4
B2.222s	Brak water zacht substraat in laagdynamisch slibrijk middelhoog litoraal	3
B2.223f	Brak water zacht substraat in laagdynamisch fijnzandig hoog litoraal	
B2.223s	Brak water zacht substraat in laagdynamisch slibrijk hoog litoraal	
B2.31x	Brak water zacht substraat in hoogdynamisch supralitoraal	
B2.321	Brak water zacht substraat in supralitoraal, (pontentiel) pionierzone	
B2.32x	Brak water zacht substraat in supralitoraal, kwelder/schor	
B2.3x	Brak water zacht substraat in supralitoraal	
Z1.2x1	Zout water hard substraat in litoraal, veenbank	
Z1.2x2	Zout water hard substraat in litoraal, steen/hout	
Z1.3	Zout water hard substraat in supralitoraal	
Z2.11x	Zout water zacht substraat in hoogdynamisch sublitoraal	10
Z2.122x	Zout water zacht substraat in laagdynamisch diep sublitoraal	
Z2.123x	Zout water zacht substraat in laagdynamisch ondiep sublitoraal	11
Z2.21f	Zout water zacht substraat in hoogdynamisch fijnzandig litoraal	5
Z2.221f	Zout water zacht substraat in laagdynamisch fijnzandig laag litoraal	7
Z2.221s	Zout water zacht substraat in laagdynamisch slibrijk laag litoraal	6
Z2.222f	Zout water zacht substraat in laagdynamisch fijnzandig middelhoog litoraal	9
Z2.222s	Zout water zacht substraat in laagdynamisch slibrijk middelhoog litoraal	8
Z2.223f	Zout water zacht substraat in laagdynamisch fijnzandig hoog litoraal	
Z2.223s	Zout water zacht substraat in laagdynamisch slibrijk hoog litoraal	
Z2.31x	Zout water zacht substraat in hoogdynamisch supralitoraal	
Z2.321	Zout water zacht substraat in supralitoraal, (pontentiel) pionierzone	
Z2.32x	Zout water zacht substraat in supralitoraal, kwelder/schor	
Z2.3x	Zout water zacht substraat in supralitoraal	
Overig_P3	Overige ecotopen ?	

(Graveland, 2005)

Bijlage 3: Soortenlijst

Groepen in analyses	Weggelaten groepen	Reden*
<i>Abra tenuis</i> (Montagu, 1803)		
<i>Anaitides mucosa</i> (Oersted, 1843)		
<i>Arenicola marina</i> (Linnaeus, 1758)		
	<i>Bathyporeia</i> (Lindstrom, 1855)	Weinig ind.
<i>Bathyporeia pilosa</i> (Lindstrom, 1855)		
<i>Bathyporeia sarsi</i> (Watkin, 1938)		
<i>Bembidion laterale</i> (?)		
BIVALVIA (?)		
<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)		
<i>Carcinus maenas</i> (Linnaeus, 1758)		
<i>Cerastoderma edule</i> (Linnaeus)		
	<i>Corophium</i> (Latreille, 1806)	Weinig ind.
<i>Corophium arenarium</i> (Crawford, 1937)		
<i>Corophium volutator</i> (Pallas, 1766)		
<i>Crangon crangon</i> (Linnaeus, 1758)		
	CUMACEA (Kroyer, 1846)	Benthos ?
	<i>Cumopsis goodsiri</i> (Van Beneden, 1851)	Benthos ?
	DECAPODA (?)	Benthos ?
<i>Ensis</i> (Schumacher, 1817)		
<i>Eteone</i> (Savigny, 1818)	<i>Eteone</i> (Savigny, 1818)	Samengevoegd
	<i>Eteone longa</i> (Fabricius, 1780)	Samengevoegd
<i>Eurydice pulchra</i> (Leach, 1815)		
<i>Gammarus</i> (J.C.Fabricius, 1775)		
<i>Gastrosaccus spinifer</i> (Goes, 1864)		
<i>Gattyana cirrosa</i> (Pallas, 1766)		
<i>Glycera</i> (Savigny, 1818)	<i>Glycera</i> (Savigny, 1818)	Samengevoegd
	<i>Glycera tridactyla</i> (Schmarda, 1861)	Samengevoegd
<i>Harmothoe lunulata</i> (Delle Chiaje, 1841)		
<i>Haustorius arenarius</i> (Slabber, 1769)		
<i>Heteromastus filiformis</i> (Claparde, 1864)		
<i>Hydrobia ulvae</i> (Pennant)		
	INSECTA (?)	Benthos ?
<i>Lanice conchilega</i> (Pallas, 1766)		
<i>Macoma balthica</i> (Linnaeus, 1758)		
<i>Magelona papillicornis</i> (F.Müller, 1858)		
<i>Malacoceros fuliginosus</i> (Claparde, 1868)		
<i>Mya arenaria</i> (Linnaeus)		
<i>Mytilus edulis</i> (Linnaeus, 1758)		

NEMERTEA (?)

	<i>Neomysis integer</i> (Leach, 1814)	Benthos ?
	<i>Nephtys</i> (Cuvier, 1817 (sensu Hartmann-Schröder, 1971))	Weinig ind.
<i>Nephtys caeca</i> (Fabricius, 1780)		
<i>Nephtys cirrosa</i> (Ehlers, 1868)		
<i>Nephtys hombergii</i> (de Savigny, 1818)		
<i>Nereis</i> (Linnaeus, 1758)		
<i>Nereis diversicolor</i> (O.F.Müller, 1776)		
<i>Nereis succinea</i> (Frey & Leuckart, 1847)		
OLIGOCHAETA (?)		
<i>Ophelia rathkei</i> (McIntosh, 1908)		
Paraonidae (Cerruti, 1909)		
<i>Paraonis fulgens</i> (Levinsen, 1883)		
<i>Petricola pholadiformis</i> (Lamarck)		
	POLYCHAETA (Grube, 1850)	Weinig ind.
<i>Polydora ligni</i> (Webster, 1879)		
<i>Praunus flexuosus</i> (O.F.Müller, 1776)		
<i>Pygospio elegans</i> (Clapar de, 1863)		
<i>Retusa alba</i> (Kanmacher, 1798)		
<i>Scoelepis bonnieri</i> (Mesnil, 1896)		
<i>Scoelepis squamata</i> (O.F.Müller, 1789)		
<i>Scoloplos armiger</i> (O.F.Müller, 1776)		
<i>Scrobicularia plana</i> (Da Costa)		
Spionidae (Grube, 1850)	<i>Spio martinensis</i> (Eliason, 1962)	Samengevoegd
	Spionidae (Grube, 1850)	Samengevoegd
<i>Spiophanes bombyx</i> (Clapar de, 1870)		
TELLINACEA (?)	<i>Tellina tenuis</i> (Da Costa)	Samengevoegd
	TELLINACEA (?)	Samengevoegd
<i>Tharyx marioni</i> (Farke, 1979)		

* Weinig ind. = Niet tot op soort gedetermineerde groep die in zeer lage frequentie (≤ 2) is gevonden, in vergelijking tot de wel op soort gedetermineerde individuen binnen het genus (of hoger niveau); Benthos ? = groep niet meegenomen omdat de soorten wellicht niet altijd tot het benthos gerekend zijn; Samengevoegd = Een niet tot op de soort gedetermineerde groep en een tot op de soort gedetermineerde groep zijn samengevoegd, omdat er geen andere soorten binnen dat taxonomische niveau zijn waargenomen.

Bijlage 4: Resultaten Mann-Whitney U testen per seizoen

Testen voor het bepalen van significante verschillen in Aantal soorten, Simpson index, Dichtheid, Biomassa, Mediane korrel grootte en Slibgehalte tussen de verschillende ecotopen. Significante verschillen ($p < 0.00179$ voor de herfst; $p < 0.0167$ voor de winter, lente en zomer) zijn vet gedrukt; ecotopen waarvoor de hoeveelheid beschikbare gegevens voor een betrouwbare uitspraak mogelijk niet toereikend is, zijn weergegeven in een kleiner lettertype (herfst testen).

Mann-Whitney U test									
Herfst	Simpson/Soorten	1	3	4	5	7	8	9	11
	1		0,0178	0,0052	0,0011	0,1305	0,0000	0,0000	0,4032
	3	0,0082		0,9164	0,5019	1,0000	0,0408	0,8259	0,0495
	4	0,3749	0,0143		0,4326	0,8637	0,0026	0,9694	0,0302
	5	0,0001	0,0249	0,0487		0,7831	0,0000	0,1334	0,0304
	7	0,0146	0,4795	0,0415	0,1241		0,0907	0,7779	0,1498
	8	0,0000	0,0066	0,0464	0,7637	0,0792		0,0000	0,0045
	9	0,0008	0,0131	0,1413	0,1892	0,0676	0,1706		0,0109
	11	0,3444	0,5127	0,5403	0,9035	0,4795	0,6336	0,6321	
Dichtheid/Biomassa		1	3	4	5	7	8	9	11
	1		0,1306	0,0011	0,0111	0,2882	0,0000	0,0002	0,0322
	3	0,7055		0,1025	0,5443	0,4795	0,0066	0,1773	0,0495
	4	0,0017	0,0143		0,3515	0,3958	0,0003	0,7609	0,0143
	5	0,5755	0,8556	0,0049		0,6958	0,0000	0,1060	0,0180
	7	0,2882	0,2888	0,0108	0,2736		0,0043	0,3909	0,2888
	8	0,0000	0,0066	0,0015	0,0000	0,0017		0,0000	0,0042
	9	0,0089	0,2069	0,5769	0,0055	0,0480	0,0000		0,0041
	11	0,0082	0,0495	0,0143	0,0048	0,0339	0,0042	0,0053	
Mediane korrel/Slibgehalte		1	3	4	5	7	8	9	11
	1		0,0082	0,0017	0,0003	0,0029	0,0000	0,0001	0,8997
	3	0,0117		0,0412	0,1374	0,4795	0,2526	0,4083	0,0495
	4	0,0243	0,0662		0,7881	0,0617	0,0002	0,1346	0,1025
	5	0,9067	0,0249	0,0487		0,1712	0,0000	0,1054	0,0737
	7	0,0337	1,0000	0,4969	0,0348		0,1208	0,6277	0,0339
	8	0,0000	0,2729	0,0086	0,0000	0,2703		0,0001	0,0057
	9	0,0173	0,3169	0,6664	0,0005	0,5260	0,0010		0,0555
	11	0,7055	0,0495	0,6831	0,5853	0,4795	0,0565	0,2963	

Winter				Lente				Zomer			
Simpson/Soorten	5	8	9	Simpson/Soorten	5	8	9	Simpson/Soorten	5	8	9
5		0,0000	0,0209	5		0,0000	0,0002	5		0,0000	0,7634
8	0,0000		0,0333	8	0,0809		0,3036	8	0,3600		0,0001
9	0,0673	0,0156		9	1,0000	0,1039		9	0,9117	0,2716	
Dichtheid/Biomassa	5	8	9	Dichtheid/Biomassa	5	8	9	Dichtheid/Biomassa	5	8	9
5		0,0000	0,1048	5		0,0000	0,0000	5		0,0000	0,0459
8	0,0000		0,0000	8	0,0000		0,0951	8	0,0000		0,0006
9	0,0034	0,0000		9	0,0000	0,0275		9	0,1435	0,0002	
Mediane korrel/Slibgehalte	5	8	9	Mediane korrel/Slibgehalte	5	8	9	Mediane korrel/Slibgehalte	5	8	9
5		0,0000	0,4016	5		0,0000	0,0023	5		0,0000	0,5983
8	0,0000		0,0785	8	0,0000		0,0011	8	0,0000		0,0002
9	0,0295	0,0947		9	0,0000	0,0951		9	0,0402	0,0002	