

**Mogelijkheden en beperkingen
van omgevingsclassificaties en
habitatgeschiktheidsmodellen
voor het inschatten van effecten
op bodemdieren**

Project Monitoring Verruiming Westerschelde 48'/43'

Werkdocument RIKZ/AB-99.833x



Mogelijkheden en beperkingen van omgevingsclassificaties en habitatgeschiktheidsmodellen voor het inschatten van effecten op bodemdieren



Project Monitoring Verruiming Westerschelde
48'/43'

Werkdocument RIKZ/AB-99.833x

T.P. Bult, E.C. Stikvoort en B.S. Willemse

Samenvatting

In het kader van het "Evaluatierapport Monitoring Verruiming Westerschelde" werden mogelijkheden en beperkingen van een aantal omgevingsclassificaties en habitatgeschiktheidsmodellen onderzocht, die gebruikt worden door het RIKZ-Middelburg voor het inschatten van effecten van inrichtingsmaatregelen op bodemdieren. Deze evaluatie is gedaan m.b.v. de MWTL en MOVE databases over bodemdieren in de Westerschelde, verzameld in het voor- en najaar van 1996, en kaartmateriaal over diepte, slib, stroming, chloriniteit en bodem. Resultaten laten zien dat:

1. *levensgemeenschappen, kleinschalig*: Zowel in het voor- als in het najaar bleken soorten in bepaalde combinaties voor te komen in de monsters (=3 core-samples binnen een oppervlak < 1 m²). Dit zou op het bestaan van levensgemeenschappen kunnen wijzen. De relaties tussen deze soortcombinaties of levensgemeenschappen en omgevingsklassen bleken veel ruis te vertonen.
2. *soorten apart, kleinschalig*: De dichtheden bodemdieren (AFDW.m⁻²) in individuele monsters op een bepaald moment in de tijd (voorjaar, najaar) waren voor een aantal soorten te relateren aan omgevingsklasse. Echter, er zat veel ruis rond deze relaties. Voor ongeveer de helft van de onderzochte soorten kon geen relatie tussen dichtheid en omgevingsklasse worden aangetoond.
3. *soorten apart, kleinschalig*: De dichtheden bodemdieren in individuele monsters op een bepaald moment in de tijd (voorjaar, najaar) waren voor een aantal soorten positief gerelateerd aan habitatgeschiktheid (HGI-waarde). Echter, er zat veel ruis rond deze relaties. Voor ongeveer de helft van de onderzochte soorten kon geen relatie tussen dichtheid en habitatgeschiktheid worden aangetoond.
4. *soorten apart, grootschalig*: Het voorkomen van bodemdieren in de 16 monsterstrata van het MOVE-monitoringsprogramma, gemiddeld over voor- en najaar, bleek voor een aantal soorten positief gecorreleerd te zijn met de gemiddelde habitatgeschiktheid van deze gebieden over deze periode. Echter, er zat veel ruis rond deze relaties. Voor iets minder dan de helft van de onderzochte soorten kon een dergelijke relatie tussen voorkomen en habitatgeschiktheid niet worden aangetoond.
5. *soorten apart, grootschalig*: Het voorkomen van bodemdieren in de 4 monsterblokken van het MOVE-monitoringsprogramma, gemiddeld over voor- en najaar, bleek voor geen van de soorten positief gecorreleerd te zijn met de gemiddelde habitatgeschiktheid van deze gebieden over deze periode.
6. Bepaalde soorten bleken beter te voorspellen dan andere soorten aan de hand van omgevingsklasse of habitatgeschiktheid. Deels wordt dit waarschijnlijk veroorzaakt door overeenkomsten tussen de verschillende omgevingsclassificaties en habitatgeschiktheidsmodellen. Ook zou dit kunnen betekenen dat bepaalde soorten gewoon beter zijn te voorspellen dan andere aan de hand van informatie over abiotiek. Dit zou iets te maken kunnen hebben met de manier waarop die verschillende soorten leven (life-history). Echter, experts konden geen duidelijke verschillen zien in de life-history van soorten die "beter" of "slechter" te voorspellen waren.

Deze resultaten impliceren dat de aangetoonde verbanden tussen voorkomen en omgevingsklasse of habitatgeschiktheid, zinvol meegenomen kunnen worden bij ingreep-effectstudies. Voor de overige onderzochte verbanden kan dit op basis van de resultaten van deze studie vooralsnog niet worden geconcludeerd. Een vergelijking van de resultaten onder 3, 4 en 5 suggereert dat kleinschalige informatie in de vorm van habitatgeschiktheidsmodellen tot op zekere hoogte is op te schalen naar grotere tijd-ruimteschalen. De ruis die werd waargenomen rond verbanden tussen voorkomen en omgevingsklasse of habitatgeschiktheid, suggereert dat voorspellingen over het voorkomen van bodemdieren vaak weinig precies zullen zijn op de schaalniveaus die in deze studie zijn opgenomen. Met nadruk dient hierbij te worden vermeld dat geen van deze schaalniveaus een directe relevantie heeft voor beheer, òf omdat deze te klein zijn (d.w.z. voorspellen op de vierkante decimeter is voor beheer niet van belang: core sample), òf omdat beheer niet op dit schaalniveau opereert (strata). Analyse van effectiviteit op schaalniveaus die wèl relevant zijn voor beheer (ruimte: 100 m tot 1 km of estuarium als geheel; tijd: jaren) bleek echter niet mogelijk met de dataset uit deze studie. Dit heeft vooral te maken met de manier waarop de MWTL/MOVE waarnemingen waren verdeeld over tijd en ruimte:

- Het feit dat monsters ver van elkaar verwijderd waren (vaak meer dan 1 km) maakt dat het niet mogelijk was om de effectiviteit van habitatmodellen en habitatklassificaties goed te onderzoeken in de range 100 m tot 1 km.
- Het feit dat de data slechts betrekking hadden op een enkel estuarium maakt dat effectiviteit op dit schaalniveau niet statistisch onderzocht kon worden.

De MWTL/MOVE database is dus slechts zeer beperkt bruikbaar voor schaalanalyses. Dit betekent dat validatie van habitatmodellen en -classificaties op basis van deze dataset slechts zeer beperkt mogelijk is. De resultaten van deze studie moeten dan ook zeker niet gezien worden als een diskwalificatie van voornoemde modellen en -classificaties, maar vooral als aanzet tot een discussie die moet leiden tot een beter begrip van de mogelijkheden en beperkingen van methodes die worden gebruikt bij ingreep-effectstudies, en van de datasets die gebruikt zouden moeten worden bij de validatie van deze methodes. Aanbevelingen worden gedaan voor verder onderzoek.

Inhoudsopgave

1.1 Onderzoekskader en doel	4
1.2 Probleemschets, effectiviteit omgevingsclassificatie, - modellen	5
1.3 Probleemschets, opschaling habitatmodellen	5
1.4 Onderzoeksvragen	7
2 Materiaal en methoden	8
2.1 Studiegebied	8
2.2 Monsternamen bodemdieren	8
2.3 GIS-informatie abiotiek	9
2.4 Omgevingsclassificaties	10
2.5 Habitatgeschiktheidsmodellen	10
2.6 Data selectie, -bewerking & statistiek	11
2.7 Analyses	11
2.7.1 Effectiviteit omgevingsclassificatie, soorten apart & biomassa totaal	11
2.7.2 Effectiviteit omgevingsclassificatie, levensgemeenschappen	12
2.7.3 Effectiviteit habitatgeschiktheidsmodellen, kleinschalig	13
2.7.4 Effectiviteit habitatgeschiktheidsmodellen, grootschalig	14
2.7.5 Effecten habitatfragmentatie	14
3 Resultaten	16
3.1 Effectiviteit omgevingsclassificaties	16
3.2 Effectiviteit habitatgeschiktheidsmodellen	16
3.3 Effecten habitatfragmentatie	17
4 Discussie	18
4.1 Belangrijkste resultaten & implicaties	18
4.2 Effecten kwaliteit kaartmateriaal	21
4.3 Eigenschappen van modellen	21
4.4 Discussie "effectiviteit"	22
4.5 Effecten diepte monsternamen	23
4.6 Aanbevelingen	23
5 Referenties	25

Inleiding

1.1 Onderzoekskader en doel

In de zomer van 1997 is begonnen met het verdiepen van de Westerschelde ten behoeve van de scheepvaart naar Antwerpen. In het kader van deze verruiming worden (1) de drempels in de vaargeul naar Antwerpen verlaagd, (2) wordt het zand dat hierbij vrijkomt vooral in het westen van de Westerschelde gestort, (3) worden wrakken geruimd en (4) geulwanden verdedigd. Hierdoor zal de vaarroute door de Westerschelde verruimd worden van 44'/40'/34' in 1996 tot 48'/43'/38'' in 2001 (zie Tabel 1) ¹.

Deze verruimingswerkzaamheden hebben effecten op de hydrologie, morfologie, chemie en biologie van de Westerschelde. Om deze veranderingen in kaart te brengen is een monitoringsprogramma opgestart. Dit programma wordt beschreven door De Jong et al. (1997). Op basis van dit monitoringsonderzoek wordt jaarlijks een voortgangsrapportage geschreven (zie De Jong et al. 1997). Verder wordt een evaluatierapport geschreven in 1999 en 2003. Het evaluatierapport van 1999 is nodig bij het afgeven van een nieuwe baggervergunning in dat jaar. Het evaluatierapport van 2003 is bedoeld om uiteindelijke effecten van de verruiming op de hydrologie, morfologie, chemie en ecologie van de Westerschelde te beschrijven en te begrijpen.

Dit rapport vormt het biologische deel van het evaluatierapport van 1999 en wordt geschreven door het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) in opdracht van Rijkswaterstaat Directie Zeeland. Doel van dit deelrapport is het verduidelijken van de mogelijkheden en beperkingen van omgevingsclassificaties en habitatgeschiktheidsmodellen die gebruikt worden door het RIKZ-Middelburg voor het inschatten van effecten van inrichtingsmaatregelen op bodemdieren. Deze informatie kan vervolgens gebruikt worden bij het evaluatierapport van 2003 en voor een beter begrip van de processen die belangrijk zijn bij de hypothesen geformuleerd in het voortgangsonderzoek. Tevens kan deze informatie gebruikt worden bij een discussie die moet leiden tot een verbetering of ontwikkeling van modellen voor ingreep-effect studies. De focus op bodemdieren in dit rapport is het gevolg van het feit dat bodemdieren een belangrijke schakel vormen in de voedselketen en ecologie van de Westerschelde, de beschikbaarheid van datasets en logistieke beperkingen.

¹ De term " 44'/40'/34' " houdt in dat schepen met een diepgang van 44 voet (13.4 m) Antwerpen in één getij kunnen aanlopen, dat schepen met een diepgang van 40 voet (12.2 m) de Westerschelde in één getij af kunnen varen, en dat schepen met een diepgang van 34 voet (10.4 m) de Westerschelde op en af kunnen varen, onafhankelijk van het getij.

1.2 Probleemschets, effectiviteit omgevingsclassificatie, -modellen

Voor het inschatten van de effecten van de verruiming op het voorkomen van bodemdieren is het van groot belang om kennis te hebben van de mogelijkheden en beperkingen van het vertalen van abiotiek naar biotiek: Hoe goed zijn wij in staat om het voorkomen van organismen te voorspellen of te beschrijven aan de hand van informatie over bijv. stroomsnelheid, diepte, sediment en bodem. Kennis hierover binnen het RIKZ is op dit moment vooral impliciet, intuïtief en niet-kwantitatief: meningen bestaan over de effectiviteit van verschillende benaderingen, maar kwantitatieve analyses om deze meningen te ondersteunen (of te ontcrachten) ontbreken veelal. Dit belemmert een weloverwogen toepassing bij ecologische effect studies en een discussie die moet leiden tot een verbetering van de huidige technieken.

Binnen het RIKZ wordt een aantal benaderingen gebruikt om (veranderingen in) abiotiek te vertalen naar (veranderingen in) biotiek. Twee belangrijke hiervan zijn (zie Tabel 2-4):

1. **Omgevingsclassificatie:** Een gebied wordt opgedeeld en geclassificeerd in een aantal uniform en functioneel veronderstelde eenheden, waarvan wordt aangenomen dat deze van invloed zijn op het voorkomen van organismen (habitats, ecotopen, etc.).
2. **HGI-benadering:** Op basis van vooral abiotische variabelen wordt een soortspecifieke Habitat Geschiktheid Index (HGI) waarde toegekend aan locaties, waarbij wordt aangenomen dat een hogere HGI-waarde samenhangt met een hogere potentie van voorkomen.

Bij ecologische effectstudies worden veranderingen in oppervlakten van specifieke omgevingsklassen (benadering 1) of veranderingen in Habitat Geschiktheid van gebieden (benadering 2) vertaald naar effecten op het (potentieel) voorkomen van organismen. Voorwaarde hierbij is dat het voorkomen van organismen duidelijk verschilt tussen de verschillende omgevingsklassen (benadering 1) en dat er een duidelijk verband is tussen Habitat Geschiktheid en voorkomen (benadering 2). In de hierna volgende tekst wordt dit verwoord in termen van effectiviteit: een effectieve omgevingsclassificatie betekent dat goede voorspellingen gedaan kunnen worden over het voorkomen van organismen op basis van omgevingsklasse; een effectief Habitat Geschiktheidsmodel betekent dat goede voorspellingen gedaan kunnen worden over het voorkomen van organismen op basis van Habitat Geschiktheid. Dit rapport had tot doel om deze effectiviteit te kwantificeren. Hoe dit precies werd gedaan, wordt uitgelegd in Hoofdstuk 2.

1.3 Probleemschets, opschaling habitatmodellen

De verspreiding van organismen over tijd en ruimte is het resultaat van een groot aantal processen. Door modellering proberen wij deze processen en hun effecten op het voorkomen van organismen samen te vatten. Een eerste stap in deze richting is vaak een studie waarbij de verspreiding van organismen bestudeerd wordt ten opzichte van de verspreiding van omgevingsfactoren, waarvan wordt verondersteld dat ze van belang zijn voor de desbetreffende organismen.

Een complicerende factor hierbij is dat de verspreiding van organismen over tijd en ruimte niet alleen door vele processen wordt bepaald, maar dat het relatief belang van deze verschillende processen ook nog eens varieert met tijd-ruimteschaal: distributies van organismen op kleine tijd-ruimteschalen worden vaak bepaald door andere processen dan op grotere tijd-ruimteschalen. Hierdoor bepaalt de schaal waarop waarnemingen gedaan worden in hoge mate de onderzoeksresultaten en is de verspreiding van organismen over grote tijd-ruimteschalen vaak geen eenvoudige optelsom van kleinschaliger processen. Een tweetal eenvoudige voorbeelden maken dit duidelijk:

1. Bij studie van kampeergedrag van mensen zullen tenten positief gecorreleerd zijn met water en de beschikbaarheid van hout op groter ruimteschalen omdat gebieden met water en (brand)hout aantrekkelijk zijn voor watersport en koken. Deze zelfde tenten zullen echter ook negatief gecorreleerd zijn met water en hout op kleiner ruimteschalen omdat tenten niet in water of bomen geplaatst zullen worden. Op basis van deze informatie zou een grootschalig kampeermodel een mangrovemoeras dus als "geschikt" kunnen typeren (veel water en hout) en een woestijn als "ongeschikt" (weinig water en hout), terwijl een kleinschalig model tot een tegenovergestelde conclusie zou komen: De resultaten zijn schaalafhankelijk.

2. Als we de wereld visualiseren als een groot schaakbord met muizen, dan zal de muizendistributie in deze wereld bepaald worden door de processen mortaliteit, reproductie en migratie. Op kleine tijd-ruimteschalen (kleine cellen, korte periodes; bijv. $1 \text{ m}^2 / 1 \text{ dag}$) zal migratie belangrijker zijn dan mortaliteit en reproductie: de kans dat een individuele muis een cel verlaat is groter dan de kans dat deze muis reproduceert of sterft. Op grotere tijd-ruimteschalen echter (grote cellen, langere periodes; bijv. $100 \text{ km}^2 / 1 \text{ jaar}$) zal mortaliteit en reproductie belangrijker zijn dan migratie: de kans dat een individuele muis een cel verlaat is kleiner dan de kans dat deze muis reproduceert of sterft. Hierdoor kunnen ook de variabelen in een model dat gebruikt wordt voor het beschrijven van deze muizendistributie, variëren met schaalgebruik.

Bij het ontwikkelen van habitatmodellen zou de extrapolatie van kleinschalige informatie (monsternamen, experiment) naar een grootschalig probleem, en de keuze van schaalgebruik of resolutie van habitatmodellen en kaartmateriaal dus expliciet onderbouwd moeten worden. Desondanks wordt bij habitatmodellen het schaalgebruik vaak vastgesteld op grond van een combinatie van biologische intuïtie en logistieke beperkingen (wat is de resolutie van het beschikbare kaartmateriaal?) in plaats van op grond van kwantitatieve schaalanalyses (welk schaalniveau is het meest effectief voor het oplossen van een specifiek probleem?). Kleinschalige informatie (monsternamen, $< 1 \text{ m}^2$) wordt gebruikt voor het oplossen van veel grootschaliger beheersproblemen (Westerschelde, 310 km^2).

Samenhangend met deze schaalproblematiek zijn de effecten van habitatfragmentatie: Als relaties tussen habitat en voorkomen schaalafhankelijk zijn, dan kunnen bijvoorbeeld 10 kleine platen met een totaal oppervlak van 10 ha een andere hoeveelheid organismen bevatten dan 1 plaat met een vergelijkbaar oppervlak. Desalniettemin wordt binnen de habitatmodellering vaak impliciet gesteld dat dergelijke relaties schaalafhankelijk zijn: veranderingen in totaal oppervlakten habitats worden direct vertaald naar veranderingen in

voorkomen van organismen; de relatieve verdeling van habitats over grotere en kleinere eenheden speelt hierbij geen rol.

Dit onderzoek had dan ook tot doel om de effectiviteit van habitatgeschiktheidsmodellen te toetsen op tijd-ruimteschalen groter dan die van de informatie die aan deze modellen ten grondslag lag, en die dus dichter liggen bij de tijd-ruimteschalen relevant voor beheer: hoe goed kunnen wij grootschalige problemen aanpakken (gebieden, langere periodes) met kleinschalige informatie (individuele monsters). Tevens werd gekeken naar de mogelijke effecten van habitatfragmentatie op het voorkomen van organismen.

1.4 Onderzoeksvragen

Op basis van hetgeen hierboven werd geschetst werden de volgende onderzoeksvragen geformuleerd:

1. **Effectiviteit omgevingsclassificatie:** Wat is de effectiviteit van een aantal omgevingsclassificatie, gebruikt binnen RIKZ-Middelburg voor het beschrijven en voorspellen van het voorkomen van organismen: hoe goed kan het voorkomen van organismen op individuele lokaties voorspeld worden op basis van omgevingsklasse; voor welke soorten en met welke classificatiemethoden zijn deze voorspellingen beter en voor welke slechter; op welk abstractieniveau zijn deze voorspellingen beter en op welke slechter (voorkomen in termen van dichtheid soorten totaal versus individuele soorten en levensgemeenschappen)?
2. **Effectiviteit habitatmodellen, kleinschalig:** Wat is de effectiviteit van een aantal habitatmodellen, gebruikt binnen RIKZ-Middelburg, voor het beschrijven en voorspellen van het voorkomen van organismen: hoe goed kan het voorkomen van organismen op individuele lokaties voorspeld worden op basis van Habitat Geschiktheid; voor welke soorten en met welke modellen zijn deze voorspellingen beter en voor welke slechter?
3. **Effectiviteit habitatmodellen, grootschalig:** Hoe goed kan het voorkomen van organismen op grotere tijd-ruimteschalen (grotere gebieden, langere periodes) voorspeld worden op basis van kleinschalige Habitat Geschiktheidsmodellen? Voor welke soorten en met welke modellen zijn deze voorspellingen beter en voor welke slechter?
4. **Effecten habitatfragmentatie:** wat zijn de effecten van habitatfragmentatie: zijn de dichtheden van organismen in grotere habitatpatches anders dan in kleinere?

2 Materiaal en methoden

2.1 Studiegebied

De Westerschelde vormt de verbinding tussen de Noordzee en de rivier de Schelde en is daarmee het enige overgebleven estuarium in het Deltagebied van Zuidwest Nederland. Indien de lijn Vlissingen - Breskens wordt gebruikt als arbitraire scheiding van Noordzee en Westerschelde, dan omvat het Nederlands grondgebied van dit estuarium een oppervlak van ca. 310 km². Het gemiddeld getijverschil in dit gebied varieert van 3.9 m bij Vlissingen tot 5.2 m bij Antwerpen (Anoniem, 1998). Per getijdencyclus passeert $2 \cdot 10^9$ m³ water de lijn Vlissingen Breskens (Wollast & Peters, 1978). De gemiddelde zoetwatertoevoer op de Westerschelde bedraagt ca. 140 m³.s⁻¹ (Holland & Smit, 1994). De gemiddelde verblijfstijd van Scheldewater in de Westerschelde is relatief lang (ca. 75 dagen; zie Wollast & Peters, 1978) en de saliniteitszones zijn relatief stabiel. Effecten van estuariene gradiënten op biologische processen en het voorkomen van (benthische) organismen, waaronder hyperbenthos, epibenthische invertebraten en macrobenthische infauna, zijn beschreven door Ysebaert & Meire (1991). Figuur 1 beschrijft de Westerschelde in termen van diepte (m t.o.v. Gemiddeld Laag Water (GLW)), maximale stroomsnelheid bij gemiddeld getij (m.s⁻¹), chloriniteit (g Cl.l⁻¹) en droogvalduur (%). Voor een uitgebreidere beschrijving van dit gebied wordt verwezen naar Vroon et al. (1997) en Anoniem (1998).

2.2 Monsternamen bodemdieren

Dit onderzoek is gebaseerd op gegevens van benthische macrofauna van de Westerschelde, verzameld in het voor- en najaar van 1996 volgens een "stratified random sampling scheme" bestaande uit 4 blokken met 4 dieptestrata per blok (dieptestrata: ≥ -2 , $[-5, -2>$, $[-8, -5>$, < -8 m NAP): 3 van deze blokken werden bemonsterd in het kader van het MWTL-programma (zie Brummelhuis et al. 1997a&b); 10 monsters per dieptestratum per blok); 1 blok werd bemonsterd in het kader van het MOVE-programma (zie Groenewold (1997); 5 monsters per dieptestratum). De dataset bestond aldus uit 280 monsters.

3 Core-samples werden genomen per monsterlocatie (< 1 m²) en samengevoegd tot één monster (50.3 cm² per core sample, in het litoraal tot 40 cm diepte, en in het sublitoraal afhankelijk van de doordringingsdiepte van de Reineck-boxcorer). Per monster werden de bodemdieren tot op soort gedetermineerd en de dichtheden (n.m⁻²; mg AFDW.m⁻²) per soort bepaald. Tevens werd de sedimentsamenstelling vastgesteld (veen & stenen; slib & klei; fijn & slibrijk zand; middel fijn en middel zand; grof zand). Een uitgebreidere beschrijving van monsternamen en laboratoriumwerk wordt gegeven in Brummelhuis et al. (1997a&b) en Groenewold (1997).

2.3 GIS-informatie abiotiek

Diepte t.o.v. NAP (m) werd bepaald door vaklodingen (tot een diepte van 1 m NAP) en dGPS (hoger gelegen gebieden) uit 1996. Lodgingen werden verricht in raaien met een onderlinge afstand van 250 m. Raaien waren gesitueerd loodrecht op de hoofdgeul van de Westerschelde, verdeeld over 6 lodingsvakken. Loding- en dGPS-gegevens werden vervolgens verwerkt tot een GIS-kaart met resolutie van 20*20 m. (zie Verschoore, 1998)

Diepte t.o.v. Gemiddeld Laag Water (m, GLW) werd berekend uit diepte NAP: M.b.v. meetgegevens van de meetstations Bath, Hansweert, Terneuzen en Vlissingen werd de gemiddelde diepte t.o.v. GLW per lodingsvak berekend (Verschoore, 1998). Diepte GLW werd vervolgens bepaald op basis van de gemiddelde diepte t.o.v. GLW in de lodingsvakken en diepte NAP.

Gemiddelde en maximale (absolute) stroomsnelheid over de getijcyclus (resp. S_{gem} , S_{max} ; $m.s^{-1}$) werden berekend met het SCALWEST model (Jansen, 1997) op basis van de bodemschematisatie van 1996. Dit model is een fijnmazig, kromlijinig hydrologisch model, waarbij de roosterafstand varieert van 10 m tot 400 m in de breedterichting en van 40 m tot 700 m in de lengterichting.

Droogvalduur (DVD, %) werd berekend op basis van de gemiddelde getijkromme per lodingsvak en diepte GLW (zie Verschoore, 1998).

Slib (gewichtsperscentage fractie $< 63\mu$, %) werd bepaald op basis van remote sensing gegevens uit 1993, en monsternames (McLaren) uit 1993, 1994 en 1998. M.b.v. verschillende interpolatiemethoden zijn deze data bewerkt tot een gebiedsdekkende slibkaart met een resolutie van 20*20 m (Van Essen & Hartholt, 1998).

Chloriniteit ($g\ Cl.l^{-1}$) werd berekend m.b.v. het model Scaldis 400 (van der Male 1997), bij een Schelde-debiet van $232\ m^3.s^{-1}$ (maximale afvoer met overschrijdingskans van 10 %). Dit model berekent de gemiddelde chloriniteitswaarde in een grid met cellen van 400*400 meter.

De **fysiotopenkaart** van 1996 deelt de Westerschelde op in een aantal functionele eenheden (zie Tabel 2) op basis van diepte (m GLW, zie hierboven), stroomsnelheid ($m.s^{-1}$ S_{max} , zie hierboven) en GEO-klasse (Anoniem, 1997). Deze kaart heeft een resolutie van 20*20 m. De fysiotopenclassificatie wordt meer uitgebreid besproken in Stikvoort & De Haan (1998) en Mol et al. (1997).

De **ecotopenkaart** deelt de Westerschelde op in een aantal functionele eenheden op basis van chloriniteit ($g\ Cl.l^{-1}$, zie hierboven), stroomsnelheid ($m.s^{-1}$ S_{max} , zie hierboven) en droogvalduur (% , zie hierboven). Deze kaart heeft een resolutie van 20*20 m. De ecotopenclassificatie wordt meer uitgebreid besproken in Verschoore (1998).

2.4 Omgevingsclassificaties

1. OZZO: In het kader van het project "Herstel Estuariene gradiënten Oosterschelde" (OZZO) is door het NIOO-CEMO en het RIKZ het voorkomen van bodemdieren beschreven in relatie tot chloriniteit (g Cl.l^{-1}), diepte NAP (m) en bodem (Malta et al., 1998), ingedeeld in klassen (zie Tabel 3). In de hierna volgende tekst zal deze Classificatie worden aangeduid als "OZZO".

2. FYSIOTOPEN: Bij verscheidene RIKZ-projecten is gebruik gemaakt van een omgevingsclassificatie op basis van diepte (m GLW), stroomsnelheid (m.s^{-1} Smax) en GEO-klasse (Stikvoort & De Haan, 1998; Mol et al., 1997) (zie Tabel 3 en tekst hierboven). De Westerscheldekaart op basis van deze classificatie wordt vaak aangeduid als de "fysiotopenkaart". Om deze reden zal in de hierna volgende tekst deze classificatie worden aangeduid als de "FYSIOTOPENclassificatie".

3. ECOTOPEN: Deze classificatie op basis van chloriniteit (g Cl.l^{-1}), stroomsnelheid (m.s^{-1} Smax) en droogvalduur (%) (zie Tabel 3 en tekst hierboven) is ontwikkeld ter verbetering van de voornoemde "fysiotopenkaart": biologische overwegingen hebben meer een rol gespeeld bij het definiëren van de verschillende ecotopen dan in het geval van de fysiotopen (zie Verschoore, 1998). Om deze reden zal in de hierna volgende tekst deze classificatie worden aangeduid als de "ECOTOPENclassificatie".

4. ECOMORF: Het Waterloopkundig Laboratorium (WL) in Delft heeft een Ecomorfologische Module (ECOMORF) ontwikkeld die de ecologische effecten van baggeren en storten in de Westerschelde modelleert¹. In dit model worden Habitat Geschiktheids Indices gesteld in relatie tot diepte GLW (m), chloriniteit (g Cl.l^{-1}), droogvalduur (%) en slib (%) (zie versie oktober 1998), ingedeeld in klassen (zie Tabel 3). In de hiernavolgende tekst zal deze classificatie aangeduid worden als "ECOMORF".

2.5 Habitatgeschiktheidsmodellen

1. HABIMAP: Binnen de applicatie HABIMAP, ontwikkeld door het RIKZ-Middelburg (Ruiter & De Jong, 1998), zijn soortspecifieke Habitat Geschiktheids Indices gedefinieerd voor een aantal bodemdieren, afhankelijk van diepte GLW (m), stroomsnelheid (Smax, m.s^{-1}), chloriniteit (g Cl.l^{-1}), droogvalduur (%) en slib (%) (zie Tabel 4). Hierbij moet worden opgemerkt dat de Habitat Geschiktheidsregels in relatie tot slib bepaald zijn met slibgegevens waarbij de slibmonsters zijn voorbehandeld met waterstofperoxyde en zoutzuur. M.a.w. slib binnen HABIMAP is bepaald met een methode die afwijkt van de andere slibbepalingen in dit rapport.

2. ECOMORF: Binnen de applicatie ECOMORF (zie hierboven), ontwikkeld door het WL-Delft, zijn soortspecifieke Habitat Geschiktheids Indices gedefinieerd voor een aantal bodemdieren,

¹ Wang, Z.B., M.B. de Vries, M.J. Baptist & R. Wams, 1997. Ecomorfologische module Westerschelde. Stichting LWI, rapportage LWI/E&K fase 2, deelproject A.5.4

afhankelijk van diepte GLW (m), chloriniteit (g Cl.l⁻¹), droogvalduur (%) en slib (%), ingedeeld in klassen (zie Tabel 4).

3. OZZO: In het kader van het project "Herstel Estuariene Gradiënten Oosterschelde" (OZZO) is door het NIOO-CEMO en het RIKZ het voorkomen van bodemdieren beschreven in relatie tot chloriniteit (g Cl.l⁻¹), diepte NAP (m) en bodem (Malta et al, 1998), ingedeeld in klassen (zie Tabel 4).

Bij HABIMAP en ECOMORF werd de Habitat Geschiktheid gekwantificeerd op een ratio-schaal van 0 tot en met 1. Bij OZZO werd de Habitat Geschiktheid gekwantificeerd op een ordinale schaal, waarbij de volgende soortspecifieke Habitat Geschiktheids klassen werden onderscheiden: (0) komt niet of nauwelijks voor, (1) komt voor maar niet abundant, (2) abundant.

2.6 Data selectie, -bewerking & statistiek

Analyses werden beperkt tot gebruik van gegevens over benthische macrofauna uit 1996, i.v.m. logistieke beperkingen en omdat voor dit jaar de abiotische informatie het meest recent en betrouwbaar was. Het MWTL- en MOVE-programma bevat echter ook gegevens over benthische macrofauna uit andere jaren. Deze zijn in dit rapport niet gebruikt.

Monsterlocaties werden alleen opgenomen in de analyses indien alle benodigde abiotische gegevens beschikbaar waren (243 monsters). Hierdoor werden de analyses uitgevoerd op eenzelfde dataset, waardoor vergelijking van benaderingen (habitatmodellen en -classificaties) makkelijker werd. Analyses op basis van gegevens over individuele soorten werden verder beperkt tot die soorten die in minstens 5% van de monsters aangetroffen werden, i.v.m. logistieke beperkingen en multivariate analyses (17 soorten in voorjaar, 22 in najaar).

Variantieanalyses werden uitgevoerd m.b.v. SAS statistical software (Versie 6.12). p-Waarden werden berekend m.b.v. een permutatietest, i.p.v. geschat onder aanname van normaliteit van residuele waarden. Een selectie criterium van 5% werd gebruikt om "significante" invloeden te onderscheiden van "niet-significante" invloeden ($\alpha=0.05$). Multivariate analyses werden uitgevoerd m.b.v. CANOCO (Versie 3.11). Abiotische variabelen werden vertaald naar Habitat Geschiktheid Indices m.b.v. een programma in FORTRAN (Versie 5.1), ontwikkeld in het kader van deze studie. GIS-bewerkingen werden uitgevoerd in Arcview (Versie 3.1) en Arcinfo met Grid (Versie 7.2.1).

2.7 Analyses

2.7.1 Effectiviteit omgevingsclassificatie, soorten apart & biomassa totaal

idee: Bij omgevingsclassificatie wordt vaak aangenomen dat het (potentieel) voorkomen van organismen verschilt tussen omgevingsklassen. Een effectieve omgevingsclassificatie houdt dus in dat met een zo klein mogelijk aantal omgevingsklassen, dus een zo simpel mogelijk model, een zo goed mogelijke relatie wordt gelegd tussen habitat en voorkomen van organismen: dichtheden verschillen

veel tussen omgevingsklassen en weinig binnen omgevingsklassen; op basis van informatie over omgevingsklasse kan een goede inschatting worden gemaakt over de aanwezigheid van organismen.

In statistische termen is dit te vertalen als: Met een klein aantal omgevingsklassen (df_{model} zo laag mogelijk) wordt een maximum aan variantie in voorkomen van organismen beschreven of verklaard (r^2 maximaal van model: Voorkomen = Functie (Omgevingsklasse), bij significantie van het model). M.a.w., de effectiviteit van modellen kan worden gescoord op basis van df , r^2 en p . Dit wordt samengevat in Tabel 5.

werkwijze: De omgevingsclassificatie OZZO, ECOMORF, FYSIOTOPEN en ECOTOPEN werden op bovenstaande wijze geanalyseerd op effectiviteit voor soorten apart en dichtheden totaal d.m.v. variantieanalyse en het model:

$$(1) \quad D_{s,l} = \text{Functie}(\text{Habitatklasse}_l)$$

met:

$D_{s,l} = \log_{10}(\text{biomassa-dichtheid soort } s \text{ (}\mu\text{g AFDW.m}^{-2}\text{)} + 1)$ op monsterlocatie l

Deze analyses werden uitgevoerd voor voor- en najaar apart, voor alle klassen waar meer dan 1 waarneming beschikbaar voor was.

2.7.2 Effectiviteit omgevingsclassificatie, levensgemeenschappen¹

idee: Een effectieve omgevingsclassificatie voor het beschrijven van levensgemeenschappen houdt in dat (1) er verschillende levensgemeenschappen zijn in de monsters, en (2) dat deze levensgemeenschappen voorkomen in verschillende ecotopen, waarbij de gebruikte omgevingsclassificatie goed aansluit bij deze ecotoopverschillen:

werkwijze: De omgevingsclassificatie OZZO, ECOMORF, FYSIOTOPEN en ECOTOPEN werden geanalyseerd op hun effectiviteit in het beschrijven van levensgemeenschappen in monsters m.b.v. multivariate-analyse: CA analyses (Correspondentie Analyse) werden gebruikt om te kijken of er sprake was van levensgemeenschappen; CCA analyses (Canonische Correspondentie Analyse) werden gebruikt om te kijken in hoeverre ecotoopverschillen gebruikt kunnen worden bij het beschrijven van deze levensgemeenschappen. Hierbij werden diepte, slib, stroomsnelheid en chloriniteit als verklarende variabelen opgenomen, zowel als ratio-variabele als op basis van de FYSIOTOPEN, ECOTOPEN, ECOMORF en OZZO omgevingsclassificaties:

Een omgevingsclassificatie werd getypeerd als effectief als (1) duidelijk verschillende levensgemeenschappen werden aangetoond in de CA

¹ Merk op dat het begrip "levensgemeenschap" strikt gesproken impliceert dat organismen in een bepaald functioneel verband staan met elkaar. De bovenstaande analyses laten echter niet zien of er sprake is van dergelijke verbanden, maar slechts of soorten in bepaalde combinaties met elkaar voorkomen.

analyse (criteria: aanwezigheid assen met eigenwaarden $> 0.5^1$) en (2) de CCA analyses lieten zien dat deze levensgemeenschappen goed beschreven konden worden aan de hand van deze classificatie (criterium: verschil verklaarde variantie species data bij CA en CCA analyses klein) (zie Jongman et al., 1987).

Deze analyses werden uitgevoerd voor voor- en najaar apart. Dichtheden ($\text{mg AFDW} \cdot \text{m}^{-2}$) werden getransformeerd ($\ln^{(x+1)}$) voor analyse onder aanname dat de onderliggende processen multiplicatief waren.

2.7.3 Effectiviteit habitatgeschiktheidsmodellen, kleinschalig

idee: Bij HGI-modellen wordt aangenomen dat het (potentieel) voorkomen van organismen positief correleert is met habitatgeschiktheid. Een effectief HGI-model houdt dus in dat op basis van weinig informatie (aantal variabelen en klassen binnen het HGI-model) de Habitatgeschiktheid kan worden vastgesteld, en dat vervolgens aan de hand van deze habitatgeschiktheid een goede inschatting kan worden gemaakt over de dichtheid van organismen.

werkwijze: De Habitat Geschiktheid van de verschillende monsterlocaties werd bepaald voor soorten apart. Vervolgens werd gekeken of er een relatie bestond tussen de waargenomen dichtheden ($\text{mg AFDW} \cdot \text{m}^{-2}$) van soorten op monsterlocaties en de bijbehorende Habitat Geschiktheid: worden hogere dichtheden aangetroffen op locaties met een grotere Habitat Geschiktheid?:

Voor elk van de monsterlocaties (l) werd de Habitat Geschiktheid bepaald, per abiotische variabele (v) en per soort (s) ($\text{HGI}_{s,v,l}$). De soortspecifieke (s) Habitat Geschiktheid Index waarde van monsterlocaties ($\text{HSI}_{s,l}$) werd vervolgens bepaald als zijnde het minimum van deze $\text{HGI}_{s,v,l}$ waarden:

$$(2) \quad \text{HSI}_{s,l} = \min(\text{HGI}_{s,v,l})$$

Indien er een duidelijke en positieve relatie bestond tussen $\text{HSI}_{s,l}$ en dichtheid van soorten (D_s , $\text{mg AFDW} \cdot \text{m}^{-2}$), dan werd het onderliggende Habitat Geschiktheidsmodel omschreven als effectief. In statistische termen is dit te vertalen als: Met een minimum aan habitatinformatie werd de Habitat Geschiktheid op monsterlocaties bepaald (df_{model} zo laag mogelijk). Deze Habitat Geschiktheid was vervolgens positief gecorreleerd met de waargenomen dichtheden van soorten op de monsterlocaties, waarbij een maximum aan variantie in voorkomen van organismen werd beschreven of verklaard door Habitat Geschiktheid (correlatie $\text{HSI}_{s,l} \sim D_s$ significant, $r > 0$, r^2 maximaal). Dit wordt samengevat in Tabel 5.

Hierbij moet worden opgemerkt dat de Habitat Geschiktheidsregels gedefinieerd binnen OZZO niet expliciet zijn ontwikkeld voor toepassing binnen een HGI-benadering zoals hierboven beschreven, in tegenstelling tot HABIMAP en ECOMORF. Merk tevens op dat Habitat Geschiktheid ($\text{HSI}_{s,l}$) in het kader van OZZO als klasse-variabele werd

¹ Merk op dat dit een vrij grove benadering is en dat een benadering op basis van p-waarden en verklaarde variantie beter zou zijn. Echter, het schatten van p-waarden was met de beschikbare software en tijdgebrek niet mogelijk (vergelijk tabel 5), waardoor gekozen werd voor een benadering op basis van eigenwaarden.

opgevat, en als ratio-variabele in het kader van ECOMORF en HABIMAP. De reden hiervan was dat binnen OZZO de Habitat Geschiktheid gescoord werd op een ordinale schaal en binnen HABIMAP en ECOMORF op een ratio-schaal.

2.7.4 Effectiviteit habitatgeschiktheidsmodellen, grootschalig

idee: Als een kleinschalig habitatmodel ook gebruikt kan worden voor het doen van voorspellingen op veel grotere tijd-ruimteschalen, dan zal de gemiddelde habitatgeschiktheid van grotere gebieden over langere perioden, berekend op basis van deze kleinschalige habitatmodellen, positief correleren met de gemiddelde dichtheid in deze gebieden over deze perioden.

werkwijze: De gemiddelde Habitat Geschiktheid en dichtheid (mg AFDW.m⁻²) over voor- en najaar werd per soort bepaald in de verschillende monsterblokken (4 blokken totaal) en monsterstrata (blok*diepte = 16 strata totaal). Vervolgens werd onderzocht in hoeverre deze habitatgeschiktheden en dichtheden positief gecorreleerd waren, in het model:

$$(3) \quad D_{s,st} = \text{Functie}(HGI_{s,st})$$

$D_{s,st}$: gemiddelde dichtheid (mg AFDW m⁻²) soort s in stratum/blok st over voor- en najaar

$HGI_{s,st}$: gemiddelde Habitat Geschiktheid Index soort s in stratum/blok st over voor- en najaar

Voor het bepalen van de effectiviteit, werd dezelfde werkwijze gebruikt als beschreven in de vorige paragraaf. Merk op dat de OZZO-Habitatgeschiktheidsmodellen niet op groter ruimteschalen getest werden op effectiviteit omdat geen gebiedsdekkende GIS-informatie over de variabele "bodemtype" beschikbaar was.

2.7.5 Effecten habitatfragmentatie

idee: Als habitatfragmentatie van invloed is op het voorkomen van organismen, dan kan de dichtheid van organismen variëren met de grootte van de habitat-patch: grotere aaneengesloten gebieden van een bepaald habitatype zullen andere dichtheden organismen bevatten dan kleinere aaneengesloten gebieden van hetzelfde habitatype.

werkwijze: Om te bepalen in hoeverre habitatfragmentatie van invloed is op het voorkomen van organismen, werd de habitat-patch-grootte gecorreleerd met de dichtheid van individuele soorten en het totaal van alle soorten:

$$(4) \quad \log_{10}(OPP_p) = \text{Functie}(\log_{10}(D_{s,p}))$$

met:

OPP_p : Oppervlak van habitat patch p

$D_{s,p}$: gemiddelde dichtheid (D, mg AFDW.m⁻²) van soort s in habitat patch p

Habitat patches werden hierbij onderscheiden als zijnde aaneengesloten en uniforme gebieden, op basis van de omgevingsclassificaties OZZO, ECOMORF, FYSIOTOPEN en ECOTOPEN. Een significante correlatie ($p \leq 0.05$) werd geïnterpreteerd als een mogelijk effect van habitatfragmentatie. Deze analyses werden uitgevoerd voor voor- en najaar apart.

3 Resultaten

3.1 Effectiviteit omgevingsclassificaties

Soorten apart: Voor ongeveer de helft van de organismen bleek er geen significante relatie te bestaan tussen voorkomen en omgevingsklasse (Tabel 6) in voor en najaar. Van die soorten waarvoor wel een significante relatie kon worden aangetoond, bleek het beschrijvend vermogen van de gebruikte omgevingsclassificatie in meerderheid te variëren van "nauwelijks effectief" tot "matig effectief". Alleen voor *Pygospio elegans* bleken de verschillende omgevingsclassificaties vaak "effectief" te zijn.

De r^2 berekend bij de classificaties ECOMORF, ECOTOPEN en FYSIOTOPEN bleken vergelijkbaar. Aangezien het aantal klassen bij de FYSIOTOPEN en ECOTOPEN classificaties aanmerkelijk kleiner waren dan bij ECOMORF (df_{model} kleiner), werden ECOTOPEN en FYSIOTOPEN als meer effectief gekarakteriseerd dan ECOMORF. De OZZO classificatie bleek minder effectief dan de overige classificaties: Bij een kleiner aantal soorten werd een significante relatie aangetoond tussen voorkomen en omgevingsklasse. De effectiviteit van de verschillende classificaties in voor en najaar was vergelijkbaar.

Voor alle classificaties gold dat steeds dezelfde soorten beter of slechter te voorspellen waren (vergelijk relatie soort $\sim r^2$):

beter: *Pygospio elegans*, *Bathyporeia pilosa*, *Hydrobia ulvae*,
Macoma balthica, *Nereis diversicolor*, *Oligochaeta*,
Scoloplos armiger

slechter: *Anaitides mucosa*, *Capitella capitata*, *Gastrosaccus spinifer*,
Mya arenaria, *Nephtys cirrosa*, *Spiophanes bombyx*, *Spio martinensis*

Dichtheid totaal ($\text{mg AFDW} \cdot \text{m}^{-2}$) bleek met alle classificatiemethoden "nauwelijks effectief" tot "matig effectief" te voorspellen te zijn (zie Tabel 6), in voor- en najaar. Alleen bij de ECOMORF classificatie bleken de dichtheden niet significant te variëren met omgevingsklasse in het najaar.

Levensgemeenschappen: Zowel in het voorjaar als in het najaar waren duidelijk verschillende levensgemeenschappen te onderscheiden (eigenwaarde assen > 0.5 , zie Tabel 7). Geen van de verschillende omgevingsclassificaties bleek effectief in het beschrijven van deze gemeenschappen (eigenwaarde assen < 0.5). Diepte (m GLW), chloriniteit ($\text{g Cl} \cdot \text{l}^{-1}$), droogvalduur (%) en maximale stroomsnelheid bij gemiddeld getij ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$), opgenomen als verklarende variabelen op een ratio-schaal, bleken deze levensgemeenschappen evenmin effectief te kunnen beschrijven.

3.2 Effectiviteit habitatgeschiktheidsmodellen

kleinschalig: Voor iets meer dan de helft van de organismen bleek er geen significante relatie te bestaan tussen voorkomen en

Habitatgeschiktheid (Tabel 8). Van die soorten waarvoor wel een significante relatie kon worden aangetoond, bleek het beschrijvend vermogen van de Habitat Geschiktheidsmodellen "nauwelijks effectief" te zijn.

Over het algemeen waren significant:

Corophium arenarium, *Hydrobia ulvae*, *Macoma balthica*, *Nereis diversicolor*, *Pygospio elegans*

en niet significant:

Nephtys hombergii, *Tharyx marioni*, *Heteromastus filiformis*, *Haustorius arenarius*, *Eurydice pulchra*

grootschalig, blokken: Voor geen van de onderzochte organismen werd een significant positieve relatie aangetoond tussen dichtheid en habitatgeschiktheid (Tabel 9).

grootschalig, strata: Voor meer dan de helft van de organismen bleek er een significante relatie te bestaan tussen voorkomen en Habitatgeschiktheid (Tabel 9). Van die soorten waarvoor een significante relatie kon worden aangetoond, bleek het beschrijvend vermogen van de Habitat Geschiktheidsmodellen te variëren van "nauwelijks effectief" tot "effectief": een verbetering ten opzichte van de effectiviteit op kleiner tijd-ruimteschalen (vergelijk Tabel 8 met Tabel 9; voor illustratie: zie Figuur 2). Opvallend was dat het Habitatmodel voor *Haustorius arenarius* binnen ECOMORF een significant negatieve relatie vertoonde met het voorkomen van deze soort.

Over het algemeen waren significant:

Corophium arenarium, *Hydrobia ulvae*, *Macoma balthica*, *Nereis diversicolor*, *Scoloplos armiger*, *Haustorius arenarius*

en niet significant:

Nephtys hombergii, *Capitella capitata*, *Heteromastus filiformis*, *Cerastoderma edule*

3.3 Effecten habitatfragmentatie

Slechts voor een enkele soort en omgevingsklasse bleek de dichtheid (mg AFDW.m^{-2}) te variëren met habitat-patch grootte: 19 van de 542 analyses waren significant ($\approx 3.5\%$) (zie Bijlage 1). Merk op dat bij een significantieniveau van 5% en bij afwezigheid van enig functioneel verband, door toeval ongeveer 5% van de analyses als "significant" aangeduid zullen worden.

4 Discussie

4.1 Belangrijkste resultaten & implicaties

Resultaten laten zien dat:

1. *levensgemeenschappen, kleinschalig*: Zowel in het voor- als in het najaar bleken soorten in bepaalde combinaties voor te komen in de monsters (=3 core-samples binnen een oppervlak < 1 m²). Dit zou op het bestaan van levensgemeenschappen kunnen wijzen. De relaties tussen deze soortcombinaties of levensgemeenschappen en omgevingsklassen bleken veel ruis te vertonen.
2. *soorten apart, kleinschalig*: De dichtheden bodemdieren (AFDW.m⁻²) in individuele monsters op een bepaald moment in de tijd (voorjaar, najaar) was voor een aantal soorten te relateren aan omgevingsklasse. Echter, er zat veel ruis rond deze relaties. Voor ongeveer de helft van de onderzochte soorten kon geen relatie tussen dichtheid en omgevingsklasse worden aangetoond. Van de classificaties ECOMORF, ECOTOPEN, FYSIOTOPEN en OZZO, bleken de ECOTOPEN en FYSIOTOPEN classificatie het meest effectief. Opvallend was dat geen aanwijzingen zijn gevonden dat de ECOTOPEN classificatie duidelijk beter was dan de FYSIOTOPEN classificatie, ondanks het feit dat bij de ECOTOPEN classificatie biologische overwegingen meer een rol gespeeld hebben bij het vaststellen van de klassegrenzen dan bij de FYSIOTOPEN classificatie.
3. *soorten apart, kleinschalig*: De dichtheden bodemdieren in individuele monsters op een bepaald moment in de tijd (voorjaar, najaar) waren voor een aantal soorten positief gerelateerd aan habitatgeschiktheid (HGI-waarde). Echter, er zat veel ruis rond deze relaties. Voor ongeveer de helft van de onderzochte soorten kon geen relatie tussen dichtheid en habitatgeschiktheid worden aangetoond.
4. *soorten apart, grootschalig*: Het voorkomen van bodemdieren in de 16 monsterstrata van het MOVE-monitoringsprogramma, gemiddeld over voor- en najaar, bleek voor een aantal soorten positief gecorreleerd te zijn met de gemiddelde habitatgeschiktheid van deze gebieden over deze periode. Echter, er zat veel ruis rond deze relaties. Voor iets minder dan de helft van de onderzochte soorten kon een dergelijke relatie tussen voorkomen en habitatgeschiktheid niet worden aangetoond.
5. *soorten apart, grootschalig*: Het voorkomen van bodemdieren in de 4 monsterblokken van het MOVE-monitoringsprogramma, gemiddeld over voor- en najaar, bleek voor geen van de soorten positief gecorreleerd te zijn met de gemiddelde habitatgeschiktheid van deze gebieden over deze periode.
6. Bepaalde soorten bleken beter te voorspellen dan andere soorten aan de hand van omgevingsklasse of habitatgeschiktheid: Van de bij dit onderzoek betrokken soorten bleek het voorkomen van met name *Pygospio elegans*, *Hydrobia ulvae*, *Macoma balthica*, en *Nereis diversicolor* beter te beschrijven aan de hand van omgevingsklasse of habitatgeschiktheid dan van soorten als *Capitella capitata* en *Nephtys hombergii*. Deels word dit waarschijnlijk veroorzaakt door overeenkomsten tussen de verschillende omgevingsclassificaties en habitatgeschiktheidsmodellen. Ook zou dit kunnen betekenen dat bepaalde soorten gewoon beter zijn te voorspellen dan andere aan de

- hand van informatie over abiotiek. Dit zou iets te maken kunnen hebben met de manier waarop die verschillende soorten leven (life-history). Echter, experts konden geen duidelijke verschillen zien in de life-history van soorten die "beter" of "slechter" te voorspellen waren.
7. Er werden geen duidelijk effecten aangetoond van habitatfragmentatie. Nadrukkelijk dient hierbij te worden opgemerkt dat bij de analyses de dichtheid in afzonderlijke habitat-patches vaak moest worden geschat op basis van slechts enkele monsters en dat vaak weinig bemonsterde habitatpatches van hetzelfde habitat-type beschikbaar waren (vergelijk: n klein in Bijlage I). Dit vergroot de kans op een "type II error": er is een effect, maar dit wordt niet als zodanig herkend. De resultaten van Bijlage I moeten dan ook vooral gezien worden als richtinggevend aan vervolgonderzoek (voor welke habitats en soorten zou habitatfragmentatie belangrijk kunnen zijn?) in plaats van een aanwijzing dat habitatfragmentatie geen rol speelt.

De afwezigheid van relaties tussen dichtheid in en habitatgeschiktheid van monsterblokken (vergelijk resultaten 3 en 5, Tabel 9) wordt waarschijnlijk deels veroorzaakt doordat de habitatgeschiktheid weinig varieert tussen de monsterblokken (vergelijk: HSI-range blokken versus strata). Het feit dat HGI-modellen beter werkten op het niveau van strata dan op het niveau van individuele monsters (vergelijk: Tabel 8, Tabel 9) is waarschijnlijk deels het gevolg van een uitmiddeling van variatie die samenhangt met verschillen in uitvoering van monsternames en kleinschalige (al of niet stochastische) biologische processen: door je te concentreren op groter tijd-ruimteschalen wordt datgene wat je waarneemt minder beïnvloed door bemonsteringsfoutjes en kleinschalige patchiness en meer door grootschaliger verbanden, of kleinschaliger verbanden die extrapoleerbaar zijn naar groter tijd-ruimteschalen. Een voorbeeld maakt dit duidelijk:

Stel dat er een perfecte relatie bestaat tussen de gemiddelde dichtheid van organismen in ecotopen (patch met grootte 100 m tot 1 km) en de ecotoop-klasse, maar dat de organismen binnen individuele ecotopen voorkomen in kleinschalige patches. In dat geval zal er veel variatie zijn tussen monsters binnen een ecotoop: een individueel monster zal een slechte schatter zijn van de gemiddelde dichtheid in een ecotoop. De variatie in de gemiddelde dichtheid van organismen tussen ecotopen van dezelfde klasse zal echter minimaal zijn. Hierdoor zullen voorspellingen op het schaalniveau van individuele core samples gekarakteriseerd worden als niet tot weinig effectief, maar op het schaalniveau van individuele ecotopen (100 m tot 1 km) als zeer effectief. Effectiviteit op kleine tijd-ruimteschalen is dus niet noodzakelijkerwijze indicatief voor effectiviteit op grotere tijdruimteschalen. Dit zal vooral een rol spelen bij (de grotere) soorten die gekarakteriseerd worden door kleinschalige patchiness, met name indien de kans vrij groot is dat door toeval geen enkel individu wordt waargenomen in een individueel monster (kokkel, Arenicola, Nephtys, Macoa). Dit zal veel minder een rol spelen bij de kleinere soorten die meer gelijkmatig en bij hogere dichtheden verdeeld zijn binnen een bepaalde habitat-patch. Het is dan ook zeer goed mogelijk dat de volgorde van de lijst met soorten die "beter" of "slechter" te voorspellen waren, voor een groot deel beïnvloed werd door kleinschalige patchiness en toeval.

Deze resultaten impliceren dat de aangetoonde verbanden tussen voorkomen en omgevingsklasse of habitatgeschiktheid, zinvol

meegenomen kunnen worden bij ingreep-effectstudies. Voor de overige onderzochte verbanden kan dit op basis van de resultaten van deze studie vooralsnog niet worden geconcludeerd. Een vergelijking van de resultaten onder 3, 4 en 5 suggereert dat kleinschalige informatie in de vorm van habitatgeschiktheidsmodellen tot op zekere hoogte is op te schalen naar grotere tijd-ruimteschalen. De ruis die werd waargenomen rond verbanden tussen voorkomen en omgevingsklasse of habitatgeschiktheid, suggereert dat voorspellingen over het voorkomen van bodemdieren vaak weinig precies zullen zijn op de schaalniveaus die in deze studie zijn opgenomen.

Met nadruk dient hierbij te worden vermeld dat geen van deze schaalniveaus een directe relevantie heeft voor beheer, òf omdat deze te klein zijn (d.w.z. voorspellen op de vierkante decimeter is voor beheer niet van belang: core sample), òf omdat beheer niet op dit schaalniveau opereert (strata). Analyse van effectiviteit op schaalniveaus die wèl relevant zijn voor beheer (ruimte: 100 m tot 1 km of estuarium als geheel; tijd: jaren) bleek echter niet mogelijk met de dataset uit deze studie. Dit heeft vooral te maken met de manier waarop de MWTL/MOVE waarnemingen waren verdeeld over tijd en ruimte:

- Het feit dat monsters ver van elkaar verwijderd waren (vaak meer dan 1 km) maakt dat het niet mogelijk was om de effectiviteit van habitatmodellen en habitatklassificaties goed te onderzoeken in de range 100 m tot 1 km.
- Het feit dat de data slechts betrekking hadden op een enkel estuarium maakt dat effectiviteit op dit schaalniveau niet statistisch onderzocht kon worden.

De MWTL/MOVE database bleek dus slechts zeer beperkt bruikbaar voor schaalanalyses. Dit betekent dat validatie van habitatmodellen en -classificaties op basis van deze dataset slechts zeer beperkt mogelijk was. De resultaten van deze studie moeten dan ook zeker niet gezien worden als een diskwalificatie van voornoemde modellen en -classificaties, maar vooral als aanzet tot een discussie die moet leiden tot een beter begrip van de mogelijkheden en beperkingen van methodes die worden gebruikt bij ingreep-effectstudies, en van de datasets die gebruikt zouden moeten worden bij de validatie van deze methodes.

Om de opschaling van kleinschalig habitatmodel tot de grote tijd-ruimteschalen die relevant zijn voor beheer te valideren, is het van belang om vergelijkbare data te hebben over meerdere estuaria en meerdere jaren. Deze informatie was voor deze studie niet voorhanden. Om deze reden is gekozen voor een aanpak op basis van strata en blokken.

4.2 Effecten kwaliteit kaartmateriaal

In dit rapport wordt gesproken over de effectiviteit van omgevingsclassificaties en -modellen. Hierbij moet worden opgemerkt dat de effectiviteit zoals berekend in dit rapport niet alleen samenhangt met de kwaliteit van de gebruikte omgevingsclassificaties en -modellen, maar ook met de kwaliteit van het kaartmateriaal en monsternames: Een "goed" habitatmodel in combinatie met "slecht" kaartmateriaal zal leiden tot kwalificatie van het model als zijnde "niet effectief". De resultaten van dit rapport moeten dan ook vooral gezien worden als een poging om een eerste indruk te krijgen van de mogelijkheden en beperkingen van hetgeen op dit moment bij RIKZ op de plank ligt: wat kunnen we met de combinatie van kaartmateriaal, monsters en modellen? Verder onderzoek zou uit kunnen wijzen in hoeverre voorspellingen te verbeteren zijn door beter kaartmateriaal, monsternames of andere habitatmodellen of -classificaties. De tekst hierna zal hier verder op ingaan.

4.3 Eigenschappen van modellen

Modellen hebben een aantal eigenschappen. Om de resultaten van dit rapport goed te kunnen beoordelen is het van belang om expliciet aan een aantal van deze eigenschappen te refereren. Deze eigenschappen zijn:

1. **Generaliteit:** model goed te gebruiken voor voorspellingen op een ander moment in de tijd of op een andere plaats (extrapoleerbaar)
2. **Realisme:** relaties in het model zijn gebaseerd op proceskennis en functionele verbanden, i.p.v. op correlaties alleen
3. **Precisie:** voorspellingen komen overeen met waarnemingen
4. **Eenvoud:** een model is een vereenvoudiging van de werkelijkheid, eenvoud is daarmee een gunstige eigenschap van modellen
5. **Beschrijvend versus voorspellend:** een beschrijvend model beschrijft een set van waarnemingen, waarbij het model is afgeregeld m.b.v. deze waarnemingen zelf; in een voorspellend model zijn voorspellingen en waarnemingen onafhankelijk

Levins (1966) poneerde dat van de eerste drie van deze 5 eigenschappen (Generaliteit, Realisme en Precisie) ten hoogste twee behaald kunnen worden. Impliciet proberen onderzoekers vaak alle van deze drie eigenschappen na te streven. Dit lukt (vaak) niet, met als reactie dat steeds complexere modellen ontwikkeld worden (meer variabelen in groter detail). Deze complexere modellen blijken vaak wel beter te werken in een beschrijvende context, maar om voorspellingen te doen zijn de eenvoudiger modellen vaak weer beter.

Bij ontwikkeling van modellen zou daarom beter expliciet een keuze gemaakt moeten worden in een vroeg stadium van het onderzoek welke twee van deze drie eigenschappen nagestreefd zouden moeten worden en welk van deze drie minder belangrijk is. Een duidelijke formulering van het doel van het model is hierbij belangrijk: Wat wil je modelleren en op welke tijd-ruimteschaal? Verder zou de relatie tussen model complexiteit en model effectiviteit in beschrijvende en voorspellende context expliciet onderzocht moeten worden: in hoeverre verbeter ik mijn voorspellingen, en voor welke prijs, door mijn model meer complex te maken?

Habitatgeschiktheidsmodellen zouden vooral een goede Generaliteit moeten koppelen aan een grote Precisie; Realisme is vaak van minder belang: Habitat Geschiktheids modellen moeten voor geheel nieuwe situaties (na ingreep) vooral goede voorspellingen doen. We zien dan ook dat Habitatmodellen vaak geformuleerd worden meer op basis van correlatieve verbanden dan op basis van proceskennis of functionele relaties. Verder zouden deze modellen vooral getoetst moeten worden op hun effectiviteit in een voorspellende en niet zozeer in een beschrijvende context: Hoe goed is het model in het voorspellen van geheel nieuwe situaties? Dit laatste is in dit rapport slechts ten dele gebeurd: de habitatmodellen binnen HABIMAP zijn ontwikkeld met gebruik van deels dezelfde data als uit dit rapport; de habitatmodellen binnen ECOMORF zijn ontwikkeld met gebruik van informatie afkomstig van de Molenplaat, dus uit de Westerschelde zelf; de habitatmodellen binnen OZZO zijn ontwikkeld voor de Oosterschelde, maar ervaringen uit de Westerschelde zouden een rol gespeeld kunnen hebben. M.a.w., de habitatmodellen in dit rapport zijn niet onderzocht met volledig onafhankelijke data. De resultaten zeggen dus vooral iets over het beschrijvend vermogen van deze modellen en in mindere mate iets over het voorspellend vermogen.

Het is de verwachting dat indien onafhankelijke data gebruikt zouden zijn, de effectiviteit van modellen eerder zou verminderen dan verbeteren. Vervolgonderzoek lijkt daarom zinvol. Hierbij zouden habitatmodellen ontwikkeld in de Delta, onderzocht kunnen worden op effectiviteit voor gebruik in de Wadden of omgekeerd. De relatie tussen model complexiteit en voorspellend vermogen zou hierbij expliciet aan de orde moeten komen: is voor complexere modellen de achteruitgang in effectiviteit (r^2) na extrapolatie groter of kleiner dan voor minder complexe modellen?

4.4 Discussie "effectiviteit"

In dit rapport werd het beschrijvend of voorspellend vermogen van omgevingsclassificaties en habitatmodellen geëvalueerd: hoe betrouwbaar zijn voorspellingen; hoeveel "ruis" zit er rond voorspellingen. Een weinig effectief habitatmodel kan echter nog steeds betrekking hebben op een zeer belangrijk proces, bijvoorbeeld: een verandering in diepte kan grote gevolgen hebben op het voorkomen van organismen. Als het voorkomen van organismen door een veelheid van processen en factoren beïnvloed wordt die, net als diepte, ook belangrijk zijn, dan kan het totaal van al deze processen en factoren leiden tot een beeld waarbij weliswaar sprake is van een verband tussen diepte en voorkomen, maar waarbij ook veel variatie gevonden wordt rond dit verband. Voorspellingen op basis van diepte alleen zullen dan weinig betrouwbaar zijn (weinig effectief), maar diepte kan nog steeds een grote invloed hebben op het voorkomen van organismen. Dit impliceert dat alle in dit rapport onderzochte relaties die als "significant" werden aangemerkt, nog steeds zinvol meegenomen kunnen worden bij ingreep-effect studies, ondanks het feit dat de meeste van de omgevingsclassificaties en -modellen die aan deze relaties ten grondslag lagen als weinig tot matig effectief beoordeeld werden.

4.5 Effecten diepte monsternames

Zoals gesteld in Hoofdstuk 2, varieert de diepte van de monsternames in het sublitoraal met bodemtype en diepte. Met deze monsterdiepte wordt verder geen rekening gehouden bij berekening van de dichtheid (mg AFDW m^{-2}). Hierdoor zal de berekende dichtheid kunnen variëren met bodemtype en diepte: ondiepere monsternames bevatten minder organismen. Dit heeft tot gevolg dat niet-functionele verbanden gevonden worden tussen dichtheid en diepte en bodemtype, die wel als functioneel geïnterpreteerd worden; relaties tussen dichtheid en bodemtype of diepte zeggen iets over de manier waarop gemonsterd werd (niet-functioneel), maar ook iets over Habitat Geschiktheid (functioneel). In hoeverre de relaties in dit rapport door het een of het ander veroorzaakt worden is met de data uit dit rapport niet te achterhalen. Onderzoek naar het relatief belang van deze niet-functionele en functionele effecten op voorkomen en interpretatie van MWTL-data lijkt daarom zinvol.

Van de in dit rapport ter sprake gebrachte soorten is *Mya arenaria* een soort die zo diep in de bodem leeft dat al op voorhand verondersteld kan worden dat die niet overal even goed bemonsterd is. Voor de andere behandelde soorten is dat onzekerder.

4.6 Aanbevelingen

Vervolgonderzoek zou vooral gericht moeten worden op:

1. **Generaliteit van habitatmodellen:** Hoe betrouwbaar zijn habitatmodellen ontwikkeld in de Delta op basis van data uit periode X voor het voorspellen van de distributie van organismen in de Wadden of in periode Y; In hoeverre variëren resultaten bij gebruik van data uit een ander jaar dan 1996?
2. **Habitat limiterend?:** Bij de in dit rapport geschetste methodieken wordt vaak impliciet aangenomen dat het oppervlak van bepaalde habitats limiterend is voor het voorkomen van organismen in een gebied. De vraag is echter in hoeverre het totaal van organismen in een gebied bepaald wordt door de beschikbaarheid van bepaalde habitats en in hoeverre door andere variabelen of processen.
3. **Dichtheid als indicator van habitatkwaliteit:** Bij de in dit rapport geschetste methodieken wordt aangenomen dat grotere dichtheden van organismen samenhangen met een groter belang of habitatgeschiktheid voor deze organismen. Onderzoek zou uit moeten wijzen in hoeverre deze aanname correct is (vergelijk: Van Horne 1983).
4. **Schaalanalyses:** Het belang van schaalanalyses is reeds uiteengezet in de introductie. Het onderzoek in dit rapport heeft slechts vanuit een beperkte invalshoek naar schaalgebruik gekeken door studie van effecten van habitatfragmentatie en opschalingsproblematiek: probleem is dat op basis van de MWTL/MOVE database geen range maar slechts enkele tijd-ruimteschalen onderzocht kunnen worden en dat de opschaling vanuit kleinschalige informatie niet goed kan worden gevalideerd tot op de grote tijd-ruimteschalen die relevant zijn voor beheer. Aanvullende datasets of veldonderzoek en verdere analyses gericht op variabiliteit, associaties tussen abiotiek en biotiek en relatief belang van processen als functie van schaal (zie introductie) zijn daarom van belang. Een dergelijke inspanning zou ten goede komen aan zowel monstername als interpretatie van modellen: hoeveel en met

welke intervallen moet men monstern; welke processen zijn belangrijk bij welke tijd-ruimteschalen; hoe kan men kleinschalige habitatmodellen opschalen naar grotere tijd-ruimteschalen; hoe veranderen associaties tussen abiotiek en voorkomen met tijd-ruimteschaal? Merk op dat dergelijke schaalanalyses sterk samenhangen met de eerste drie aanbevelingen hierboven. In dit kader zou het met name interessant zijn om te kijken naar de associatie tussen slib en het voorkomen van organismen: Slib is van invloed op de verspreiding van organismen/levensgemeenschappen. De slibverdeling binnen de Westerschelde varieert echter sterk over het seizoen. Welke slibkaart (moment in seizoen (tijd) en periode (tijdschaal)) is nu vooral gecorreleerd met het voorkomen van verschillende organismen of levensgemeenschappen en op welke ruimteschaal (lokatie versus groter gebied)? Een dergelijk onderzoek zou zowel richting kunnen geven aan de ontwikkeling van slibmodellen: op welk moment in het seizoen is slib vooral belangrijk en in hoeverre is een hoge resolutie slibkaart noodzakelijk?; als kunnen leiden tot een beter begrip van de betekenis van slib voor het voorkomen van organismen: op wat voor manier en in hoeverre is slib belangrijk?

5. **Invloed kwaliteit kaartmateriaal abiotiek op berekende effectiviteit van habitatmodellen en -classificaties:** in hoeverre verbeter ik mijn uitspraken over het voorkomen van organismen indien ik een betere slibverspreidings- of chloriniteitskaart gebruik; in hoeverre hebben verschillende slibbepalingsmethoden (met en zonder voorbehandeling met waterstofperoxide en zoutzuur) invloed op model effectiviteit?
6. **Effecten diepte van monsternamen op interpretatie MWTL-data:** in hoeverre is de berekende dichtheid een functie van de monsterdiepte, hoe varieert monsterdiepte met waterdiepte en bodemtype, en in hoeverre hebben deze niet-functionele relaties de resultaten in dit rapport beïnvloed?

5 Referenties

Anoniem, 1997

Toelichting bij de Geomorfologische kartering van de Westerschelde 1996. Op basis van false-colour luchtfoto's 1:10000. Werkdocument MDGAT-97.52. RWS meetkundige dienstafdeling GAT. Delft. Werknummer g7186

Anoniem, 1998

Milieu-aspectenstudie baggerspeciéstort Westerschelde. Studie naar de effecten van het storten van specie, vrijkomend bij de 43/48 voet verruiming van de vaarweg in de Westerschelde. Rapportage RWS Directie Zeeland, Middelburg

Brummelhuis, E.B.M., J.A. Craeymeersch, R. Markusse & W. Sistermans, 1997a

Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het voorjaar 1996. Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke

Brummelhuis, E.B.M., J.A. Craeymeersch, R. Markusse & W. Sistermans, 1997b

Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het najaar 1996. Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. NIOO-CEMO, Yerseke

Craeymeersch, J.A., E.B.M. Brummelhuis, W. Schreurs & E.G.J. Wessel, 1995

De bodemsamenstelling van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer 1990-1993. NIOO-CEMO Rapporten en verslagen 1995-1, Yerseke

De Jong, J., G. Krijger, L. Nijse & S. Huijs, 1997

Beoordeling van de effecten van de verdieping 48'-43'. Plan van Aanpak - rapport 2, Project Monitoring Verdieping Westerschelde. RWS Directie Zeeland rapport, Middelburg

Groenewold, A., 1997

Inventarisatie macrofauna Westerschelde 1996 in het kader van de evaluatie van de verdieping van de Westerschelde. NIOO-CEMO rapportage, Yerseke

Holland, A.M.B. & H. Smit, 1994

Zoet water in het Schelde-estuarium: veranderingen in de saliniteit. RWS Dienst Getijdewateren rapport DGW-93.057, Middelburg

Jansen, M., 1997

Bouw, calibratie en verificatie SCALWEST t.b.v. project verdieping. Rapportage Activiteit A. Svasek coastal & harbour engineering consultants, Rotterdam

Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren (eds.), 1987

Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen, 299 pp.

Levins, R. 1966

The strategy of model building in population biology. Am.Sci. 54:421-431.

Malta, E-J., E. Stikvoort & J. Craeymeersch, 1998

Herstel van estuariene gradiënten in de Oosterschelde: een verkenning naar effecten op de bodemdieren van het zachte substraat. NIOO-CEMO rapport 1998-01, Yerseke

Mol, G., A.M. van Berchum & G.M. Krijger, 1997

De toestand van de Westerschelde aan het begin van de verdieping 48'/43'. Beschrijving van trends in de fysische, biologische en chemische toestand. Project Monitoring Verdieping rapport 1. RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee rapport RIKZ-97.049, Middelburg

Ruiter, J.F., & D.J. De Jong, 1998

Habitats en ecotopen in de zoute wateren, GIS applicatie HABIMAP. GIS-nieuws nr. 2: 14-18, RWS Meetkundige Dienst

Stikvoort, E., & H. De Haan, 1998

Enkele stappen op weg naar een ecotopenkaart van de Westerschelde. RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee werkdocument RIKZ/AB-98.826x, Middelburg

Van Essen, K. & Hartholt, 1998

Kartering van het slibpercentage in de Westerschelde. Rijksinstituut voor Kust en Zee concept-werkdocument RIKZ/OS-98.150x, Den Haag

Van Horne, B. 1983

Density as a misleading indicator of habitat quality. J. Wildl. Manage. 47:893-901.

Verschoore de la Houssaye, J., 1998

GISsen naar habitat- en ecotopenkaarten voor de Westerschelde, afstudeerrapportage Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg/ Van Hall Instituut, Groningen

Vroon, J., C. Storm & J. Coosen, 1997

Westerschelde, stram of struis? Eindrapport van het Project Oostwest, een studie naar de beïnvloeding van fysische en verwante biologische patronen in een estuarium. RWS Rijksinstituut voor Kust en Zee rapport RIKZ-97.023, Middelburg

Wollast, R., & J.J. Peters, 1978

Biogeochemical properties of an estuarine system: the River Scheldt. In: Goldberg E. (ed.), Biogeochemistry of estuarine sediments, UNESCO, Paris

Ysebaert, T., & P. Meire, 1991

Het macrozoöbenthos van de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde. Rijksuniversiteit Gent rapport WWE 12 / Insituut voor Natuurbehoud rapport IN A92.085, Gent/Hasselt

Tabellen

Tabel 1

	activiteit	1996	2001
Werkzaamheden	baggerinspanning ($10^6 \text{ m}^3 \text{ jaar}^{-1}$)	10.7	14.0
Verruiming Westerschelde 48'/43' in 1996 en 2001	totale lengte aan geulwandverdedigingen (km)	5.5	25.5

Tabel 2

Omgevingsclassificaties gebruikt door RIKZ-Middelburg: fysiotoen en ecotoen (zie tekst).
Classificaties op basis van geoklasse (GEO), droogvalduur (% , DVD), saliniteit (g.Cl.l^{-1} , SAL), maximale stroomsnelheid bij gemiddeld getij (m.s^{-1} , Smax) en diepte (m t.o.v. gemiddeld laag water, D).

Classificatie	Klasse	Omschrijving
Fysiotoen	Geul	$D \geq -8$
	Ondiep $v > 0.5$	$D < -8, -5$; $S_{\text{max}} > 0.5$
	Ondiep $v \leq 0.5$	$D < -8, -5$; $S_{\text{max}} \leq 0.5$
	Hoogdynamisch	GEO = 1
	Laagdynamisch, slibarm, $< \text{NAP}$	GEO = 3; $D [-2, 0]$
	Laagdynamisch, slibarm, $\geq \text{NAP}$	GEO = 3; $D \leq 0$
	Laagdynamisch, slibrijk, $< \text{NAP}$	GEO = 2; $D [-2, 0]$
	Laagdynamisch, slibrijk, $\geq \text{NAP}$	GEO = 2; $D \leq 0$
	Schorren	GEO = 4
Ecotoen	Sublitoraal	DVD = 0
	Laag-midden litoraal, hoogdynamisch	DVD $< 0, 93$; $v > 0.5$
	Laag-hoog litoraal, laagdynamisch	SAL ≥ 11 ; DVD $< 0, 40$ & $[70, 93]$; $S_{\text{max}} \leq 0.5$
	Midden litoraal, laagdynamisch	SAL ≥ 11 ; DVD $< 40, 70$; $S_{\text{max}} \leq 0.5$
	Heel litoraal, laagdynamisch	SAL < 11 ; DVD $< 0, 93$; $S_{\text{max}} \leq 0.5$
	Supralitoraal	DVD ≥ 93

Tabel 3

Omgevingsclassificaties gebruikt door RIKZ-Middelburg: ECOMORF en OZZO (zie tekst).
Classificaties op basis van sedimentsamenstelling (Craeymeersch et al., 1995), droogvalduur (% , DVD), saliniteit (g.Cl.l^{-1}), diepte (m t.o.v. GLW, D) en slib (%).

Classificatie	Variabele	Klassen
ECOMORF	diepte & droogvalduur	$D \geq -2$; $D [0, -2]$; DVD ≤ 33 ; DVD $< 33, 67$; DVD ≥ 67
	saliniteit	< 5 ; $[5, 10]$; ≥ 10
	slib	< 2 ; $[2, 5]$; $[5, 10]$; $[10, 50]$; $[50, 90]$
OZZO	saliniteit	$< 2, 5$; $< 5, 10$; $< 10, 15$; > 15
	diepte	$< -2, -2$; $< -2, -5$; $< -5, -8$; > -8
	sedimentsamenstelling	veen & stenen; slib & klei; fijn & slibrijk zand; middel fijn & middel zand; grof zand

Tabel 4

Overzicht Habitat Geschiktheidsmodellen gebruikt binnen RIKZ-Middelburg.

Model	Habitatgeschiktheidsregels	Variabelen
HABIMAP	5 verklarende abiotische variabelen HGI op ratio-schaal (continu)	diepte t.o.v. Gemiddeld Laag Water (m) maximale stroomsnelheid (Smax, m.s-1) saliniteit (g Cl.l ⁻¹) droogvalduur (%) slib (%).
ECOMORF	3 verklarende abiotische variabelen HGI op ratio-schaal (continu)	droogvalduur (%) + diepte GLW (m) saliniteit (g Cl.l ⁻¹) slib (%).
OZZO	3 verklarende abiotische variabelen HGI op ordinale schaal (klassen)	diepte t.o.v. NAP (m) saliniteit (g Cl.l ⁻¹) bodemtype (Craeymeersch et al., 1995)

Tabel 5

Effectiviteit van modellen op basis van p en r².

P	r ²	effectiviteit
>0.05	n.v.t.	niet effectief
≤0.05	[0.00,0.25]	nauwelijks effectief
≤0.05	<0.25,0.50]	matig effectief
≤0.05	<0.50,0.75]	effectief
≤0.05	<0.75,1.00]	zeer effectief

Tabel 6

Effectiviteit van omgevingsclassificaties gebruikt binnen RIKZ-Middelburg.

Resultaten van het model: $\log_{10}(\text{dichtheid } (\mu\text{g AFDW.m}^{-2}) + 1) = \text{Functie (Omgevingsklasse)}$. Significante relaties zijn vet gedrukt. Merk op dat df_{model} kleiner kan zijn dan verwacht op basis van het aantal mogelijke omgevingsklassen: niet alle mogelijke klassen waren daadwerkelijk bemonsterd.

Seizoen	classificatie	soort	n	df_{model}	r^2	p
voorjaar	ECOMORF	PYGOELEG	114	22	0.62	0.00
voorjaar	ECOMORF	OLIGOCHA	114	22	0.58	0.00
voorjaar	ECOMORF	NEREDIVE	114	22	0.44	0.00
voorjaar	ECOMORF	TOTAAL	114	22	0.41	0.00
voorjaar	ECOMORF	HYDRULVA	114	22	0.41	0.02
voorjaar	ECOMORF	ETEOSPEC	114	22	0.41	0.01
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	114	22	0.40	0.00
voorjaar	ECOMORF	MACOBALT	114	22	0.36	0.00
voorjaar	ECOMORF	SCOLARMI	114	22	0.35	0.02
voorjaar	ECOMORF	THARMARI	114	22	0.34	0.04
voorjaar	ECOMORF	COROAREN	114	22	0.30	0.20
voorjaar	ECOMORF	EURYPULC	114	22	0.28	0.11
voorjaar	ECOMORF	HAUSAREN	114	22	0.25	0.18
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	114	22	0.23	0.27
voorjaar	ECOMORF	MYA_AREN	114	22	0.22	0.42
voorjaar	ECOMORF	NEPHHOMB	114	22	0.21	0.38
voorjaar	ECOMORF	NEPHCIRR	114	22	0.13	0.84
voorjaar	ECOMORF	GASTSPIN	114	22	0.12	0.84
najaar	ECOMORF	PYGOELEG	108	17	0.54	0.00
najaar	ECOMORF	COROAREN	108	17	0.52	0.00
najaar	ECOMORF	CERAEDUL	108	17	0.51	0.00
najaar	ECOMORF	MACOBALT	108	17	0.43	0.00
najaar	ECOMORF	HAUSAREN	108	17	0.41	0.00
najaar	ECOMORF	OLIGOCHA	108	17	0.39	0.01
najaar	ECOMORF	SCOLARMI	108	17	0.36	0.01
najaar	ECOMORF	NEPHHOMB	108	17	0.36	0.01
najaar	ECOMORF	NEMERTIN	108	17	0.32	0.03
najaar	ECOMORF	NEREDIVE	108	17	0.32	0.06
najaar	ECOMORF	HYDRULVA	108	17	0.30	0.04
najaar	ECOMORF	BATHPILO	108	17	0.30	0.03
najaar	ECOMORF	ETEOSPEC	108	17	0.27	0.07
najaar	ECOMORF	NEPHCIRR	108	17	0.26	0.05
najaar	ECOMORF	EURYPULC	108	17	0.25	0.10
najaar	ECOMORF	SPIOMART	108	17	0.25	0.07
najaar	ECOMORF	HETEFILI	108	17	0.24	0.06
najaar	ECOMORF	TOTAAL	108	17	0.23	0.09
najaar	ECOMORF	THARMARI	108	17	0.21	0.18
najaar	ECOMORF	ANAIMUCO	108	17	0.19	0.28
najaar	ECOMORF	SPIOBOMB	108	17	0.17	0.34
najaar	ECOMORF	CAPIAPI	108	17	0.16	0.37
najaar	ECOMORF	GASTSPIN	108	17	0.14	0.57

Tabel 6 (vervolg)

Effectiviteit van omgevingsclassificaties gebruikt binnen RIKZ-Middelburg.

Resultaten van het model: $\log_{10}(\text{dichtheid } (\mu\text{g AFDW.m}^{-2}) + 1) = \text{Functie (Omgevingsklasse)}$. Significante relaties zijn vet gedrukt.

Seizoen	classificatie	soort	n	df _{model}	r ²	p
voorjaar	ECOTOPEN	PYGOELEG	119	3	0.63	0.00
voorjaar	ECOTOPEN	BATHPILO	119	3	0.33	0.00
voorjaar	ECOTOPEN	HYDRULVA	119	3	0.30	0.00
voorjaar	ECOTOPEN	NEREDIVE	119	3	0.30	0.00
voorjaar	ECOTOPEN	MACOBALT	119	3	0.27	0.00
voorjaar	ECOTOPEN	COROAREN	119	3	0.26	0.00
voorjaar	ECOTOPEN	TOTAAL	119	3	0.24	0.00
voorjaar	ECOTOPEN	OLIGOCHA	119	3	0.18	0.01
voorjaar	ECOTOPEN	SCOLARMI	119	3	0.15	0.01
voorjaar	ECOTOPEN	EURYPULC	119	3	0.15	0.00
voorjaar	ECOTOPEN	ETEOSPEC	119	3	0.14	0.01
voorjaar	ECOTOPEN	MYA_AREN	119	3	0.06	0.14
voorjaar	ECOTOPEN	HAUSAREN	119	3	0.02	0.31
voorjaar	ECOTOPEN	GASTSPIN	119	3	0.01	0.47
voorjaar	ECOTOPEN	NEPHHOMB	119	3	0.01	0.63
voorjaar	ECOTOPEN	NEPHCIRR	119	3	0.01	0.81
voorjaar	ECOTOPEN	THARMARI	119	3	0.01	0.92
voorjaar	ECOTOPEN	HETEFILI	119	3	0.01	0.90
najaar	ECOTOPEN	PYGOELEG	123	4	0.38	0.00
najaar	ECOTOPEN	CERAEDUL	123	4	0.34	0.00
najaar	ECOTOPEN	COROAREN	123	4	0.34	0.00
najaar	ECOTOPEN	NEREDIVE	123	4	0.33	0.00
najaar	ECOTOPEN	MACOBALT	123	4	0.31	0.00
najaar	ECOTOPEN	TOTAAL	123	4	0.18	0.00
najaar	ECOTOPEN	ETEOSPEC	123	4	0.17	0.01
najaar	ECOTOPEN	HYDRULVA	123	4	0.16	0.00
najaar	ECOTOPEN	BATHPILO	123	4	0.15	0.00
najaar	ECOTOPEN	SCOLARMI	123	4	0.11	0.03
najaar	ECOTOPEN	OLIGOCHA	123	4	0.10	0.05
najaar	ECOTOPEN	HETEFILI	123	4	0.09	0.01
najaar	ECOTOPEN	NEPHHOMB	123	4	0.09	0.06
najaar	ECOTOPEN	HAUSAREN	123	4	0.07	0.09
najaar	ECOTOPEN	ANAIMUCO	123	4	0.06	0.11
najaar	ECOTOPEN	SPIOMART	123	4	0.06	0.11
najaar	ECOTOPEN	GASTSPIN	123	4	0.04	0.21
najaar	ECOTOPEN	EURYPULC	123	4	0.04	0.26
najaar	ECOTOPEN	THARMARI	123	4	0.04	0.22
najaar	ECOTOPEN	NEMERTIN	123	4	0.04	0.22
najaar	ECOTOPEN	SPIOBOMB	123	4	0.03	0.37
najaar	ECOTOPEN	CAPICAPI	123	4	0.02	0.55
najaar	ECOTOPEN	NEPHCIRR	123	4	0.02	0.61

Tabel 6 (vervolg)

Effectiviteit van omgevingsclassificaties gebruikt binnen RIKZ-Middelburg.

Resultaten van het model: $\log_{10}(\text{dichtheid } (\mu\text{g AFDW.m}^{-2}) + 1) = \text{Functie (Omgevingsklasse)}$. Significante relaties zijn vet gedrukt.

Seizoen	classificatie	soort	n	df _{model}	r ²	p
voorjaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	120	6	0.57	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	120	6	0.41	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	COROAREN	120	6	0.39	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	120	6	0.33	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEREDIVE	120	6	0.32	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	OLIGOCHA	120	6	0.30	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	120	6	0.28	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	TOTAAL	120	6	0.26	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	120	6	0.26	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	120	6	0.21	0.01
voorjaar	FYSIOTOPEN	ETEOSPEC	120	6	0.19	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	120	6	0.19	0.01
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	120	6	0.16	0.03
voorjaar	FYSIOTOPEN	MYA_AREN	120	6	0.11	0.14
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEPHCIRR	120	6	0.09	0.12
voorjaar	FYSIOTOPEN	GASTSPIN	120	6	0.06	0.32
voorjaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	120	6	0.05	0.43
voorjaar	FYSIOTOPEN	HAUSAREN	120	6	0.03	0.54
najaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	123	6	0.41	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	NEREDIVE	123	6	0.41	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	COROAREN	123	6	0.39	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	123	6	0.30	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	CERAEDUL	123	6	0.29	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	OLIGOCHA	123	6	0.25	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	123	6	0.20	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	123	6	0.19	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	123	6	0.18	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	TOTAAL	123	6	0.18	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	ETEOSPEC	123	6	0.17	0.01
najaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	123	6	0.17	0.01
najaar	FYSIOTOPEN	HAUSAREN	123	6	0.11	0.05
najaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	123	6	0.11	0.08
najaar	FYSIOTOPEN	ANAIMUCO	123	6	0.11	0.05
najaar	FYSIOTOPEN	SPIOBOMB	123	6	0.09	0.08
najaar	FYSIOTOPEN	NEMERTIN	123	6	0.07	0.19
najaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	123	6	0.07	0.23
najaar	FYSIOTOPEN	SPIOMART	123	6	0.06	0.30
najaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	123	6	0.05	0.34
najaar	FYSIOTOPEN	GASTSPIN	123	6	0.05	0.40
najaar	FYSIOTOPEN	CAPICAPI	123	6	0.04	0.46
najaar	FYSIOTOPEN	NEPHCIRR	123	6	0.02	0.88

Tabel 6 (vervolg)

Effectiviteit van omgevingsclassificaties gebruikt binnen RIKZ-Middelburg.

Resultaten van het model: $\log_{10}(\text{dichtheid } (\mu\text{g AFDW.m}^{-2}) + 1) = \text{Functie (Omgevingsklasse)}$. Significante relaties zijn vet gedrukt.

seizoen	classificatie	soort	n	df _{model}	r ²	p
voorjaar	OZZO	PYGOELEG	110	13	0.62	0.00
voorjaar	OZZO	BATHPILO	110	13	0.38	0.00
voorjaar	OZZO	NEREDIVE	110	13	0.36	0.00
voorjaar	OZZO	OLIGOCHA	110	13	0.36	0.01
voorjaar	OZZO	HYDRULVA	110	13	0.34	0.00
voorjaar	OZZO	TOTAAL	110	13	0.32	0.00
voorjaar	OZZO	MACOBALT	110	13	0.28	0.00
voorjaar	OZZO	GASTSPIN	110	13	0.22	0.05
voorjaar	OZZO	COROAREN	110	13	0.21	0.08
voorjaar	OZZO	ETEOSPEC	110	13	0.20	0.09
voorjaar	OZZO	SCOLARMI	110	13	0.19	0.09
voorjaar	OZZO	NEPHHOMB	110	13	0.17	0.16
voorjaar	OZZO	THARMARI	110	13	0.15	0.18
voorjaar	OZZO	EURYPULC	110	13	0.15	0.18
voorjaar	OZZO	HAUSAREN	110	13	0.13	0.38
voorjaar	OZZO	NEPHCIRR	110	13	0.11	0.52
voorjaar	OZZO	MYA_AREN	110	13	0.09	0.61
voorjaar	OZZO	HETEFILI	110	13	0.08	0.79
najaar	OZZO	MACOBALT	111	11	0.35	0.00
najaar	OZZO	BATHPILO	111	11	0.26	0.00
najaar	OZZO	COROAREN	111	11	0.23	0.02
najaar	OZZO	SCOLARMI	111	11	0.19	0.04
najaar	OZZO	TOTAAL	111	11	0.19	0.02
najaar	OZZO	PYGOELEG	111	11	0.18	0.04
najaar	OZZO	EURYPULC	111	11	0.18	0.06
najaar	OZZO	THARMARI	111	11	0.16	0.09
najaar	OZZO	SPIOBOMB	111	11	0.16	0.12
najaar	OZZO	GASTSPIN	111	11	0.15	0.14
najaar	OZZO	NEREDIVE	111	11	0.14	0.14
najaar	OZZO	CERAEDUL	111	11	0.14	0.18
najaar	OZZO	HYDRULVA	111	11	0.13	0.21
najaar	OZZO	NEPHHOMB	111	11	0.13	0.23
najaar	OZZO	OLIGOCHA	111	11	0.12	0.20
najaar	OZZO	HAUSAREN	111	11	0.12	0.25
najaar	OZZO	NEPHCIRR	111	11	0.11	0.33
najaar	OZZO	ANAIMUCO	111	11	0.11	0.31
najaar	OZZO	SPIOMART	111	11	0.11	0.35
najaar	OZZO	CAPICAPI	111	11	0.10	0.47
najaar	OZZO	ETEOSPEC	111	11	0.10	0.43
najaar	OZZO	HETEFILI	111	11	0.08	0.65
najaar	OZZO	NEMERTIN	111	11	0.07	0.71

Tabel 7

Effectiviteit van omgevingsclassificaties gebruikt binnen RIKZ-Middelburg voor het beschrijven van levensgemeenschappen.

Vet gedrukte waarden geven aan dat duidelijk verschillende levensgemeenschappen onderscheiden konden worden (eigenwaarde $as > 0.5$). **RATIO**: diepte (m GLW), chloriniteit (g Cl.l⁻¹), droogvalduur (%) en maximale stroomsnelheid bij gemiddeld getij (m.s⁻¹) opgenomen als verklarende variabelen op ratio-schaal (continue variabele).

dataset	analyse	variabelen	eigenwaarden				cum.var.spec.data(%)			
			as 1	as 2	as 3	as 4	as 1	as 2	as 3	as 4
voorjaar	CA	n.v.t.	.707	.550	.529	.439	14.5	25.8	36.7	45.7
najaar	CA	n.v.t.	.679	.534	.479	.371	13.3	23.8	33.2	40.4
voorjaar	CCA	FYSIOTOPEN	.372	.168	.115	.074	7.6	11.1	13.4	15.0
najaar	CCA	FYSIOTOPEN	.264	.096	.083	.059	5.2	7.0	8.7	9.8
voorjaar	CCA	ECOTOPEN	.341	.143	.079	.054	7.0	9.9	11.5	12.7
najaar	CCA	ECOTOPEN	.234	.105	.051	.017	4.6	6.6	7.6	8.0
voorjaar	CCA	OZZO	.370	.244	.168	.082	7.6	12.6	16.1	17.7
najaar	CCA	OZZO	.248	.202	.088	.063	4.9	8.8	10.5	11.8
voorjaar	CCA	ECOMORF	.361	.262	.121	.104	7.4	12.8	15.3	17.4
najaar	CCA	ECOMORF	.275	.261	.123	.080	5.4	10.5	12.9	14.5
voorjaar	CCA	RATIO	.388	.285	.191	.085	8.0	13.8	17.7	19.5
najaar	CCA	RATIO	.341	.297	.132	.115	6.7	12.5	15.1	17.3

Tabel 8

Effectiviteit van Habitat Geschiktheidsmodellen in het beschrijven van de dichtheid van organismen in monsters, genomen in voor- en najaar van 1996 in de Westerschelde. Resultaten van het model: dichtheid (mg AFDW.m⁻²) = Functie (habitatgeschiktheid). Significante relaties zijn vet gedrukt.

Soort	model	seizoen	n	df _{model}	r ²	r	p
HYDRULVA	ECOMORF	voorjaar	120	1	0.125	0.354	0.002
MACOBALT	ECOMORF	voorjaar	120	1	0.092	0.303	0.006
NEREDIVE	ECOMORF	voorjaar	120	1	0.068	0.261	0.014
SCOLARMI	ECOMORF	voorjaar	120	1	0.044	0.209	0.042
HAUSAREN	ECOMORF	voorjaar	120	1	0.015	-0.124	0.098
HETEFILI	ECOMORF	voorjaar	120	1	0.007	0.083	0.368
NEPHHOMB	ECOMORF	voorjaar	120	1	0.002	-0.043	0.724
NEREDIVE	ECOMORF	najaar	123	1	0.130	0.361	0.000
MACOBALT	ECOMORF	najaar	123	1	0.108	0.329	0.006
HYDRULVA	ECOMORF	najaar	123	1	0.054	0.233	0.010
SCOLARMI	ECOMORF	najaar	123	1	0.016	0.127	0.186
CAPICAPI	ECOMORF	najaar	123	1	0.013	0.112	0.190
NEPHHOMB	ECOMORF	najaar	123	1	0.007	0.085	0.118
HETEFILI	ECOMORF	najaar	123	1	0.002	0.046	0.506
HAUSAREN	ECOMORF	najaar	123	1	0.002	-0.046	0.664
COROAREN	HABIMAP	voorjaar	120	1	0.122	0.349	0.032
BATHPILO	HABIMAP	voorjaar	120	1	0.063	0.252	0.016
COROAREN	HABIMAP	najaar	123	1	0.150	0.388	0.000
BATHPILO	HABIMAP	najaar	123	1	0.009	0.094	0.188
CERAEDUL	HABIMAP	najaar	123	1	0.001	-0.031	0.374
HYDRULVA	OZZO	voorjaar	119	1	0.112	n.v.t.	0.000
EURYPULC	OZZO	voorjaar	120	2	0.041	n.v.t.	0.062
PYGOELEG	OZZO	voorjaar	120	1	0.041	n.v.t.	0.024
THARMARI	OZZO	voorjaar	119	1	0.020	n.v.t.	0.078
NEPHHOMB	OZZO	voorjaar	120	2	0.011	n.v.t.	0.528
HAUSAREN	OZZO	voorjaar	120	1	0.004	n.v.t.	0.426
PYGOELEG	OZZO	najaar	123	1	0.051	n.v.t.	0.006
CAPICAPI	OZZO	najaar	123	2	0.050	n.v.t.	0.038
EURYPULC	OZZO	najaar	123	2	0.038	n.v.t.	0.096
HYDRULVA	OZZO	najaar	123	2	0.028	n.v.t.	0.064
NEPHHOMB	OZZO	najaar	123	2	0.006	n.v.t.	0.786
THARMARI	OZZO	najaar	122	1	0.005	n.v.t.	0.664
CERAEDUL	OZZO	najaar	123	2	0.003	n.v.t.	0.816
HAUSAREN	OZZO	najaar	123	1	0.002	n.v.t.	0.622

Tabel 9

Effectiviteit van Habitat Geschiktheidsmodellen in het beschrijven van de dichtheid van organismen over de 16 monsterstrata en de 4 blokken (zie tekst).

Resultaten van het model: dichtheid (mg AFDW.m^{-2}) = Functie (Habitatgeschiktheid). Significante relaties zijn vet gedrukt. Tevens is weergegeven de range in berekende HSI-waarden over de 16 strata en de 4 blokken ($=\text{HSI}_{\text{max}} - \text{HSI}_{\text{min}}$).

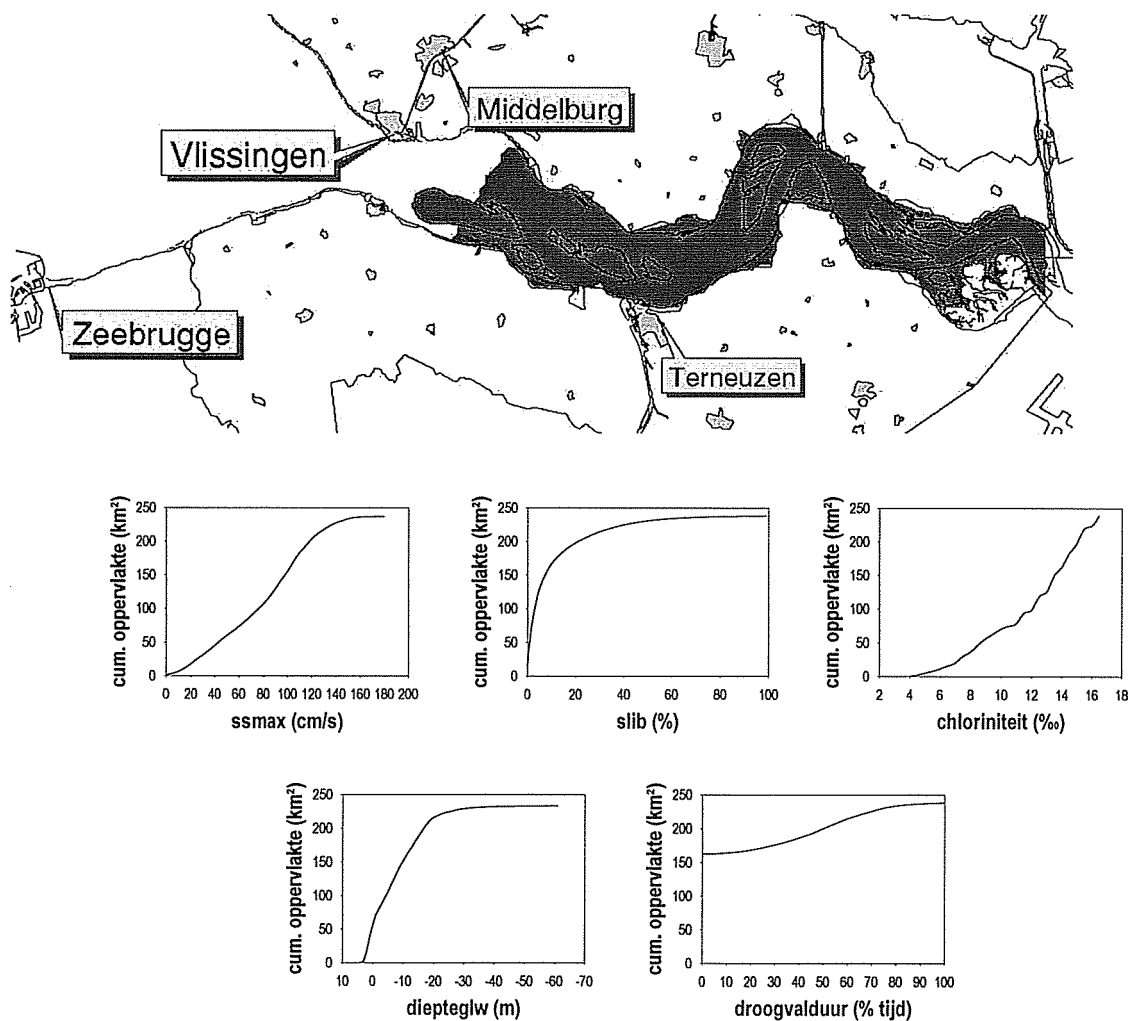
HGI-model	soort	n	HSI-range	r ²	r	p
strata:						
ECOMORF	HYDRULVA	16	0.35	0.62	0.79	0.00
ECOMORF	MACOBALT	16	0.68	0.58	0.76	0.00
ECOMORF	SCOLARMI	16	0.41	0.40	0.63	0.03
ECOMORF	NEREHABIMAPVE	16	0.55	0.30	0.54	0.02
ECOMORF	HAUSAREN	16	0.26	0.28	-0.53	0.03
ECOMORF	NEPHHOMB	16	0.50	0.24	0.49	0.07
ECOMORF	CAPICAPI	16	0.37	0.02	0.12	0.63
ECOMORF	HETEFILI	16	0.60	0.00	-0.06	0.83
HABIMAP	COROAREN	16	0.30	0.45	0.67	0.01
HABIMAP	BATHPILO	16	0.33	0.45	0.67	0.02
HABIMAP	CERAEDUL	16	0.28	0.01	0.09	0.85
blokken:						
ECOMORF	HETEFILI	4	0.11	0.78	-0.88	0.05
ECOMORF	HAUSAREN	4	0.24	0.49	-0.70	0.29
ECOMORF	CAPICAPI	4	0.22	0.46	0.68	0.41
ECOMORF	NEREHABIMAPVE	4	0.08	0.39	-0.62	0.41
ECOMORF	SCOLARMI	4	0.08	0.32	-0.56	0.35
ECOMORF	MACOBALT	4	0.08	0.15	0.38	0.61
ECOMORF	HYDRULVA	4	0.02	0.01	-0.11	1.00
ECOMORF	NEPHHOMB	4	0.16	0.01	-0.09	0.87
HABIMAP	CERAEDUL	4	0.09	1.00	-1.00	0.04
HABIMAP	COROAREN	4	0.09	0.35	0.59	0.42
HABIMAP	BATHPILO	4	0.06	0.33	0.57	0.38

Figuren

Figuur 1

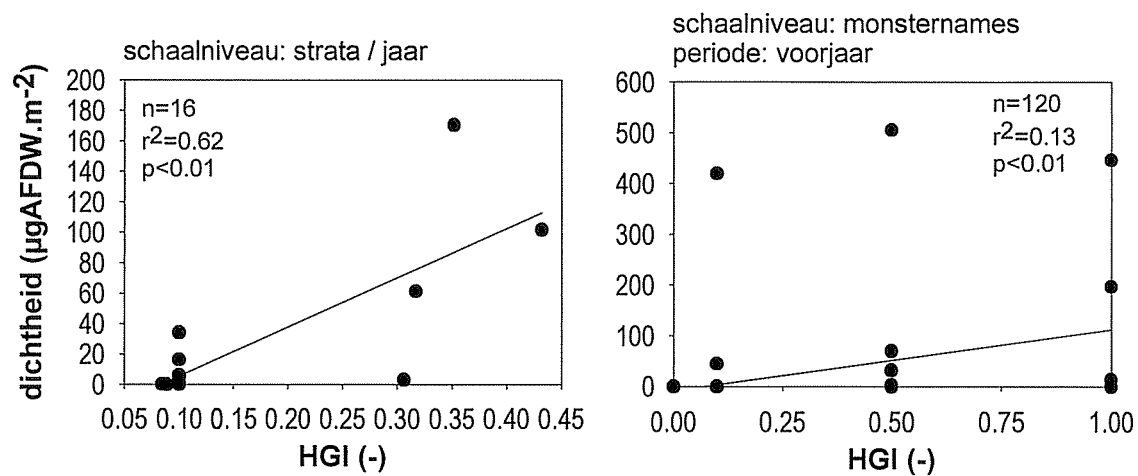
Beschrijving van de Westerschelde in termen van maximale stroomsnelheid (bij gemiddeld getij; ss_{max}), slibgehalte, chloridegehalte, diepte ten opzichte van de gemiddeld laagwaterlijn en droogvalduur. Het met grijs gemarkeerde gebied in de kaart geeft dat deel van de Westerschelde aan waarop de grafieken betrekking hebben.

Merk op dat de grafieken betrekking hebben op het cumulatief oppervlak. Bijvoorbeeld: de eerste grafiek laat zien dat ongeveer 50 km² van de Westerschelde gekenmerkt wordt door maximale stroomsnelheden kleiner of gelijk aan 40 cm/s.



Figuur 2

Relatie Habitat Geschiktheid (volgens ECOMORF) - en voorkomen van *Hydrobia ulvae* in de Westerschelde bij twee verschillende schaalniveaus.



Bijlagen

Bijlage 1

Effecten habitatfragmentatie: dichtheid ($\log_{10}(\mu\text{g AFDW.m}^{-2} + 1)$) als functie van habitat-patch grootte ($\log_{10}(\text{m}^2)$) voor de classificaties ECOMORF, FYSIOTOPEN en ECOTOPEN.

Voor beschrijving van de klassen wordt verwezen naar ECOMORF model versie oktober 1998, Mol et al. (1997), Stikvoort & De Haan (1998) en Verschoore (1998).

seizoen	classificatie	soort	klasse	n	r ²	r	p
voorjaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	Id slibarm > NAP	7	0.92	-0.96	0.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	hoogdynamisch	9	0.71	-0.84	0.01
voorjaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3S10D	8	0.50	0.70	0.02
voorjaar	FYSIOTOPEN	ETEOSPEC	Id slibarm > NAP	7	0.68	-0.83	0.02
voorjaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	Id slibrijk > NAP	7	0.78	0.88	0.02
voorjaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	Id slibrijk > NAP	8	0.51	0.71	0.02
voorjaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	Id slibrijk > NAP	7	0.52	-0.72	0.03
voorjaar	FYSIOTOPEN	OLIGOCHA	Id slibrijk > NAP	7	0.68	0.83	0.03
voorjaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	Id slibrijk > NAP	7	0.42	0.65	0.04
voorjaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3S10M	4	0.83	0.91	0.04
voorjaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3S5D	8	0.70	-0.83	0.06
voorjaar	ECOMORF	ETEOSPEC	C3xM	5	0.68	-0.83	0.07
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S10S	4	0.83	-0.91	0.08
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S5S	6	0.62	0.79	0.08
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S5D	8	0.38	0.62	0.09
voorjaar	ECOTOPEN	MACOBALT	groep najaar	12	0.25	0.50	0.09
voorjaar	ECOTOPEN	TOTAL	groep 4	8	0.36	0.60	0.10
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C2S5D	5	0.96	-0.98	0.10
voorjaar	ECOMORF	OLIGOCHA	C3xD	8	0.41	-0.64	0.10
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C2S5D	5	0.56	-0.75	0.10
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C3xS	4	0.73	0.86	0.11
voorjaar	ECOTOPEN	TOTAL	groep najaar	12	0.27	0.51	0.11
voorjaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3xD	8	0.34	0.58	0.14
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C3S5S	6	0.51	0.71	0.14
voorjaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.15	-0.39	0.14
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C2S5S	3	1.00	1.00	0.16
voorjaar	ECOTOPEN	TOTAL	sub	3	0.99	0.99	0.16
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEREDIVE	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.15	-0.39	0.16
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C2S2S	5	0.53	0.73	0.16
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C3S10D	8	0.35	0.59	0.16
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S10D	8	0.27	0.52	0.17
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C3S10S	5	0.52	-0.72	0.17
voorjaar	ECOMORF	EURYPULC	C3S5S	6	0.63	-0.79	0.18
voorjaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.07	0.26	0.18
voorjaar	ECOMORF	MYA_AREN	C3xM	5	0.71	0.84	0.20
voorjaar	ECOTOPEN	HETEFILI	groep 4	8	0.30	0.55	0.20
voorjaar	ECOTOPEN	THARMARI	groep najaar	12	0.12	0.35	0.20
voorjaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	hoogdynamisch	9	0.23	0.48	0.20
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C2S5D	5	0.34	0.59	0.21
voorjaar	ECOTOPEN	EURYPULC	groep 4	8	0.28	-0.53	0.22
voorjaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	Id slibrijk > NAP	7	0.26	0.51	0.22

voorjaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	ondiep v < 0.5 m/s	3	0.99	-0.99	0.25
voorjaar	ECOMORF	MYA_AREN	C3xS	4	0.76	-0.87	0.25
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C3xH	4	0.47	-0.69	0.26
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C3xS	4	0.59	-0.77	0.26
voorjaar	ECOMORF	MACOBALT	C3S5D	8	0.16	0.40	0.26
voorjaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	ld slibarm > NAP	7	0.32	-0.57	0.27
voorjaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	hoogdynamisch	9	0.18	0.43	0.27
voorjaar	FYSIOTOPEN	MYA_AREN	ld slibrijk > NAP	7	0.14	-0.37	0.27
voorjaar	ECOTOPEN	THARMARI	sub	3	0.98	0.99	0.27
voorjaar	ECOMORF	NEREDIVE	C3xM	5	0.33	-0.57	0.28
voorjaar	ECOMORF	PYGOELEG	C3S10M	4	0.40	0.63	0.28
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C3xD	8	0.18	0.42	0.28
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C2S2S	5	0.39	0.63	0.28
voorjaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	geul	3	0.96	0.98	0.30
voorjaar	FYSIOTOPEN	HAUSAREN	geul	3	0.96	0.98	0.30
voorjaar	ECOMORF	OLIGOCHA	C3xS	4	0.39	-0.63	0.30
voorjaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	geul	3	0.96	0.98	0.30
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEPHCIRR	ld slibarm < NAP	3	0.94	0.97	0.30
voorjaar	ECOTOPEN	COROAREN	sub	3	0.98	0.99	0.31
voorjaar	ECOTOPEN	NEREDIVE	sub	3	0.98	0.99	0.31
voorjaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	ld slibarm < NAP	3	0.94	0.97	0.31
voorjaar	ECOTOPEN	MYA_AREN	groep 4	8	0.20	-0.44	0.32
voorjaar	ECOTOPEN	MYA_AREN	sub	3	0.98	0.99	0.32
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C2S5S	3	1.00	-1.00	0.32
voorjaar	ECOTOPEN	NEPHCIRR	sub	3	0.98	0.99	0.32
voorjaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	ld slibarm < NAP	3	0.94	0.97	0.32
voorjaar	ECOMORF	NEREDIVE	C3xH	3	0.95	-0.98	0.32
voorjaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	ondiep v < 0.5 m/s	3	0.97	-0.98	0.32
voorjaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3xH	3	0.76	-0.87	0.33
voorjaar	ECOTOPEN	ETEOSPEC	sub	3	0.98	0.99	0.33
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEPHCIRR	geul	3	0.96	0.98	0.33
voorjaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	hoogdynamisch	9	0.19	0.44	0.33
voorjaar	ECOTOPEN	GASTSPIN	sub	3	0.98	0.99	0.33
voorjaar	ECOTOPEN	MACOBALT	sub	3	0.98	0.99	0.33
voorjaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	geul	3	0.96	0.98	0.33
voorjaar	ECOMORF	MACOBALT	C3S10D	8	0.20	0.44	0.34
voorjaar	FYSIOTOPEN	ETEOSPEC	geul	3	0.96	0.98	0.34
voorjaar	FYSIOTOPEN	OLIGOCHA	geul	3	0.96	0.98	0.34
voorjaar	FYSIOTOPEN	GASTSPIN	geul	3	0.96	0.98	0.34
voorjaar	FYSIOTOPEN	MYA_AREN	geul	3	0.96	0.98	0.34
voorjaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	hoogdynamisch	9	0.19	0.44	0.34
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C2S5S	3	0.95	0.97	0.34
voorjaar	ECOTOPEN	HETEFILI	sub	3	0.98	0.99	0.34
voorjaar	ECOTOPEN	HYDRULVA	sub	3	0.98	0.99	0.34
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	geul	3	0.96	0.98	0.34
voorjaar	ECOMORF	PYGOELEG	C3xM	5	0.30	0.54	0.35
voorjaar	ECOTOPEN	NEPHHOMB	sub	3	0.98	0.99	0.35
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEPHCIRR	ondiep v < 0.5 m/s	3	0.99	-0.99	0.35
voorjaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	ondiep v < 0.5 m/s	4	0.49	-0.70	0.35
voorjaar	ECOTOPEN	SCOLARMI	sub	3	0.98	0.99	0.35
voorjaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	geul	3	0.86	0.93	0.35
voorjaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	geul	3	0.96	0.98	0.36
voorjaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C3xD	8	0.11	0.33	0.36

voorjaar	ECOTOPEN	OLIGOCHA	sub	3	0.98	0.99	0.36
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C3xH	3	0.76	-0.87	0.36
voorjaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	ld slibarm < NAP	3	0.94	0.97	0.36
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C3xM	5	0.24	0.49	0.38
voorjaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.04	0.20	0.38
voorjaar	ECOMORF	EURYPULC	C3xM	5	0.44	-0.66	0.39
voorjaar	ECOMORF	ETEOSPEC	C3S5D	8	0.14	0.37	0.40
voorjaar	ECOMORF	THARMARI	C3S5D	8	0.12	0.35	0.40
voorjaar	ECOMORF	EURYPULC	C3S5D	8	0.12	0.35	0.40
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.04	0.21	0.40
voorjaar	ECOMORF	GASTSPIN	C3S2D	4	0.41	0.64	0.41
voorjaar	FYSIOTOPEN	OLIGOCHA	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.04	0.19	0.41
voorjaar	ECOMORF	EURYPULC	C2S5D	5	0.12	0.34	0.42
voorjaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	ld slibarm > NAP	7	0.14	0.38	0.42
voorjaar	ECOTOPEN	BATHPILO	groep najaar	12	0.06	0.24	0.42
voorjaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C3S5S	6	0.16	0.39	0.42
voorjaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	ld slibrijk > NAP	7	0.13	0.36	0.44
voorjaar	FYSIOTOPEN	MYA_AREN	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.02	0.15	0.44
voorjaar	ECOMORF	GASTSPIN	C3S5D	8	0.10	0.32	0.45
voorjaar	ECOTOPEN	SCOLARMI	groep najaar	12	0.06	0.25	0.45
voorjaar	ECOTOPEN	HETEFILI	groep najaar	12	0.06	0.24	0.46
voorjaar	ECOMORF	HAUSAREN	C2S5D	5	0.21	0.46	0.46
voorjaar	ECOTOPEN	BATHPILO	sub	3	0.49	0.70	0.46
voorjaar	ECOTOPEN	HYDRULVA	groep najaar	12	0.08	0.27	0.46
voorjaar	ECOTOPEN	MACOBALT	groep 4	8	0.12	0.35	0.46
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C3xM	5	0.23	0.48	0.47
voorjaar	FYSIOTOPEN	MYA_AREN	hoogdynamisch	9	0.18	-0.43	0.47
voorjaar	FYSIOTOPEN	COROAREN	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.02	0.15	0.47
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C3S10D	8	0.19	-0.44	0.48
voorjaar	ECOMORF	OLIGOCHA	C3xH	3	0.65	-0.80	0.48
voorjaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3S2D	4	0.32	0.57	0.49
voorjaar	ECOMORF	EURYPULC	C3S10M	4	0.50	0.70	0.50
voorjaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3xD	8	0.10	0.32	0.50
voorjaar	ECOTOPEN	ETEOSPEC	groep najaar	12	0.05	0.22	0.50
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C3S10S	4	0.38	0.62	0.50
voorjaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3S10M	4	0.50	0.70	0.50
voorjaar	ECOTOPEN	HAUSAREN	groep 4	8	0.14	0.37	0.50
voorjaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	ld slibarm < NAP	3	0.50	0.71	0.51
voorjaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	ld slibarm < NAP	3	0.66	-0.81	0.51
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEREDIVE	ld slibarm > NAP	7	0.08	-0.29	0.51
voorjaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	ld slibarm < NAP	3	0.64	0.80	0.51
voorjaar	ECOMORF	THARMARI	C3S10M	4	0.50	0.70	0.52
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C3S2D	4	0.32	0.57	0.52
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C3S5D	8	0.04	0.19	0.52
voorjaar	ECOMORF	HAUSAREN	C3S5S	6	0.14	-0.38	0.52
voorjaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	hoogdynamisch	9	0.05	0.23	0.52
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C3S10M	4	0.16	-0.40	0.53
voorjaar	ECOTOPEN	MYA_AREN	groep najaar	12	0.02	0.14	0.53
voorjaar	ECOMORF	BATHPILO	C3S5S	6	0.11	-0.34	0.54
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C2S2S	5	0.15	0.39	0.55
voorjaar	FYSIOTOPEN	COROAREN	ld slibarm > NAP	7	0.05	-0.22	0.58
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEPHCIRR	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.02	0.14	0.58
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEREDIVE	ld slibrijk > NAP	7	0.10	0.31	0.58

voorjaar	ECOMORF	THARMARI	C3S10D	8	0.12	0.35	0.58
voorjaar	FYSIOTOPEN	MYA_AREN	ld slibarm > NAP	7	0.08	-0.29	0.58
voorjaar	ECOMORF	GASTSPIN	C2S5D	5	0.11	0.33	0.60
voorjaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	geul	3	0.29	0.54	0.62
voorjaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	ld slibarm > NAP	7	0.06	-0.25	0.62
voorjaar	ECOMORF	OLIGOCHA	C3S10D	8	0.12	0.35	0.62
voorjaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C3S10D	8	0.12	0.35	0.63
voorjaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3xM	5	0.08	-0.28	0.64
voorjaar	ECOMORF	THARMARI	C3xS	4	0.22	0.46	0.64
voorjaar	ECOTOPEN	SCOLARMI	groep 4	8	0.12	0.35	0.64
voorjaar	ECOTOPEN	EURYPULC	sub	3	0.07	-0.27	0.65
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	ondiep v < 0.5 m/s	3	0.65	-0.81	0.65
voorjaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	ld slibarm < NAP	3	0.33	-0.57	0.66
voorjaar	ECOMORF	ETEOSPEC	C3xH	3	0.74	0.86	0.66
voorjaar	ECOMORF	MACOBALT	C3S10M	4	0.06	0.25	0.66
voorjaar	ECOMORF	HAUSAREN	C2S5S	3	0.27	0.52	0.67
voorjaar	ECOTOPEN	NEREDIVE	groep najaar	12	0.02	-0.15	0.67
voorjaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	ondiep v < 0.5 m/s	3	0.32	0.57	0.67
voorjaar	FYSIOTOPEN	MYA_AREN	ld slibarm < NAP	3	0.49	-0.70	0.67
voorjaar	ECOMORF	MACOBALT	C3xS	4	0.05	0.23	0.69
voorjaar	ECOMORF	THARMARI	C3xH	3	0.74	0.86	0.70
voorjaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	ondiep v > 0.5 m/s	20	0.01	0.09	0.71
voorjaar	ECOTOPEN	THARMARI	groep 4	8	0.08	0.28	0.72
voorjaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	ld slibarm > NAP	7	0.05	-0.21	0.72
voorjaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	ld slibarm > NAP	7	0.04	-0.20	0.72
voorjaar	ECOMORF	NEREDIVE	C3S10M	4	0.02	0.12	0.73
voorjaar	ECOMORF	OLIGOCHA	C3S2D	4	0.07	0.27	0.74
voorjaar	ECOMORF	MACOBALT	C3xM	5	0.06	0.25	0.74
voorjaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3xS	4	0.05	0.23	0.74
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C3xD	8	0.02	-0.13	0.75
voorjaar	ECOTOPEN	NEREDIVE	groep 4	8	0.02	-0.13	0.75
voorjaar	ECOTOPEN	NEPHHOMB	groep 4	8	0.08	0.28	0.75
voorjaar	ECOTOPEN	OLIGOCHA	groep 4	8	0.08	0.28	0.76
voorjaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	ld slibrijk > NAP	7	0.02	-0.15	0.76
voorjaar	ECOTOPEN	PYGOELEG	groep 4	8	0.08	0.28	0.76
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C3xM	5	0.02	0.14	0.78
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S2D	4	0.03	-0.17	0.79
voorjaar	ECOMORF	THARMARI	C3xM	5	0.03	0.18	0.79
voorjaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.00	0.07	0.79
voorjaar	FYSIOTOPEN	OLIGOCHA	ld slibarm > NAP	7	0.04	-0.20	0.79
voorjaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.01	0.10	0.79
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S10M	4	0.05	-0.22	0.79
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C3S10M	4	0.06	0.25	0.80
voorjaar	ECOMORF	MACOBALT	C3xD	8	0.01	0.11	0.80
voorjaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C3xM	5	0.03	0.18	0.80
voorjaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	ld slibarm > NAP	7	0.03	-0.16	0.80
voorjaar	ECOMORF	MACOBALT	C3xH	3	0.01	-0.08	0.82
voorjaar	FYSIOTOPEN	HAUSAREN	hoogdynamisch	9	0.04	0.20	0.82
voorjaar	ECOMORF	MACOBALT	C3S5S	6	0.05	0.23	0.82
voorjaar	ECOTOPEN	EURYPULC	groep najaar	12	0.01	0.08	0.83
voorjaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	hoogdynamisch	9	0.01	-0.08	0.83
voorjaar	ECOMORF	HETEFILI	C3xH	3	0.03	-0.17	0.84
voorjaar	ECOTOPEN	BATHPILO	groep 4	8	0.01	0.09	0.84

voorjaar	ECOMORF	HAUSAREN	C2S2S	5	0.01	0.12	0.84
voorjaar	ECOTOPEN	COROAREN	groep najaar	12	0.00	-0.07	0.85
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C3S5D	8	0.00	-0.07	0.86
voorjaar	ECOMORF	THARMARI	C3xD	8	0.01	-0.07	0.86
voorjaar	ECOTOPEN	NEPHCIRR	groep najaar	12	0.00	0.03	0.87
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEREDIVE	hoogdynamisch	9	0.04	-0.20	0.87
voorjaar	ECOTOPEN	OLIGOCHA	groep najaar	12	0.00	0.05	0.87
voorjaar	FYSIOTOPEN	HAUSAREN	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.00	-0.06	0.88
voorjaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	ld slibrijk > NAP	7	0.01	0.09	0.88
voorjaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.00	0.03	0.88
voorjaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3xD	8	0.00	0.05	0.89
voorjaar	ECOMORF	NEREDIVE	C3xD	8	0.00	0.05	0.89
voorjaar	FYSIOTOPEN	ETEOSPEC	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.00	0.02	0.90
voorjaar	ECOTOPEN	PYGOELEG	groep najaar	12	0.00	0.04	0.91
voorjaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	ld slibarm > NAP	7	0.00	-0.04	0.92
voorjaar	ECOMORF	COROAREN	C3S10M	4	0.03	0.17	0.92
voorjaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	ld slibarm > NAP	7	0.01	-0.08	0.95
voorjaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	ondiep v > 0.5 m/s	19	0.00	0.01	0.98
voorjaar	ECOMORF	COROAREN	C3xD	8	0.00	-0.05	1.00
voorjaar	ECOMORF	COROAREN	C3xH	3	0.00	0.01	1.00
voorjaar	ECOMORF	COROAREN	C3xM	5	0.02	-0.13	1.00
voorjaar	ECOMORF	ETEOSPEC	C3S10M	4	0.01	0.08	1.00
voorjaar	ECOMORF	ETEOSPEC	C3xS	4	0.01	-0.08	1.00
voorjaar	ECOMORF	EURYPULC	C2S5S	3	0.23	0.48	1.00
voorjaar	ECOMORF	MYA_AREN	C3S10M	4	0.01	0.08	1.00
voorjaar	ECOMORF	MYA_AREN	C3xD	8	0.00	-0.05	1.00
voorjaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3S5S	6	0.01	0.09	1.00
voorjaar	ECOMORF	OLIGOCHA	C3xM	5	0.00	-0.02	1.00
voorjaar	ECOMORF	PYGOELEG	C3xH	3	0.19	-0.43	1.00
voorjaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3S10M	4	0.00	0.01	1.00
voorjaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3S10S	4	0.00	-0.05	1.00
voorjaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3xM	5	0.02	-0.13	1.00
voorjaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3xS	4	0.01	-0.08	1.00
voorjaar	ECOMORF	TOTAL	C3S2D	4	0.00	-0.03	1.00
voorjaar	ECOTOPEN	HAUSAREN	sub	3	0.00	0.05	1.00
voorjaar	ECOTOPEN	HYDRULVA	groep 4	8	0.05	0.22	1.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	geul	3	0.03	-0.18	1.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	COROAREN	ld slibrijk > NAP	7	0.01	0.09	1.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	ETEOSPEC	ld slibrijk > NAP	7	0.00	-0.07	1.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	ld slibarm < NAP	3	0.06	0.24	1.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	MYA_AREN	ondiep v < 0.5 m/s	3	0.17	0.41	1.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	OLIGOCHA	ondiep v < 0.5 m/s	3	0.17	0.41	1.00
voorjaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	ld slibarm < NAP	3	0.04	-0.21	1.00
najaar	ECOTOPEN	HETEFILI	groep 4	14	0.38	0.62	0.00
najaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.51	-0.71	0.02
najaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	ondiep v > 0.5 m/s	17	0.34	-0.59	0.02
najaar	FYSIOTOPEN	NEMERTIN	hoogdynamisch	11	0.39	0.62	0.03
najaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	ld slibrijk > NAP	4	0.83	0.91	0.03
najaar	ECOTOPEN	TOTAL	groep voorjaar	6	0.74	0.86	0.04
najaar	ECOTOPEN	TOTAL	groep 4	15	0.24	0.49	0.04
najaar	FYSIOTOPEN	CAPICAPI	hoogdynamisch	11	0.38	0.62	0.05
najaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	hoogdynamisch	11	0.24	0.49	0.05

najaar	ECOMORF	OLIGOCHA	C3xD	8	0.54	0.74	0.06
najaar	ECOMORF	SPIOMART	C3S5D	17	0.17	0.41	0.07
najaar	ECOTOPEN	CAPICAPI	groep 4	14	0.28	0.52	0.07
najaar	ECOMORF	ANAIMUCO	C3S5M	4	0.53	0.73	0.09
najaar	ECOMORF	OLIGOCHA	C3S5D	17	0.18	-0.42	0.09
najaar	ECOMORF	GASTSPIN	C3S5D	17	0.14	-0.38	0.10
najaar	ECOMORF	SPIOMART	C3xD	8	0.32	-0.57	0.10
najaar	ECOMORF	CERAEDUL	C3S5M	4	0.53	0.73	0.10
najaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3S5D	17	0.13	0.36	0.10
najaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	hoogdynamisch	11	0.28	0.53	0.11
najaar	ECOMORF	CAPICAPI	C3S5D	17	0.16	0.40	0.13
najaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	ld slibarm < NAP	5	0.59	-0.77	0.13
najaar	ECOTOPEN	THARMARI	groep 4	14	0.14	0.37	0.13
najaar	ECOMORF	BATHPILO	C2S5L	4	0.76	-0.87	0.14
najaar	ECOMORF	MACOBALT	C3xH	3	0.99	-1.00	0.15
najaar	ECOMORF	NEMERTIN	C3S2D	5	0.67	-0.82	0.15
najaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	hoogdynamisch	11	0.28	0.53	0.15
najaar	ECOMORF	TOTAL	C3xH	3	0.93	0.97	0.15
najaar	ECOMORF	BATHPILO	C2S5D	8	0.33	0.57	0.16
najaar	ECOMORF	BATHPILO	C3S2M	3	0.89	-0.94	0.16
najaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.14	-0.37	0.16
najaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	hoogdynamisch	11	0.17	0.42	0.16
najaar	ECOTOPEN	COROAREN	groep 3	3	0.98	-0.99	0.17
najaar	ECOMORF	COROAREN	C3xH	3	0.99	-1.00	0.17
najaar	ECOMORF	MACOBALT	C3S2M	3	0.98	-0.99	0.18
najaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3S5M	4	0.85	0.92	0.18
najaar	ECOMORF	THARMARI	C3xH	3	0.91	0.95	0.18
najaar	ECOTOPEN	HYDRULVA	groep 3	3	0.90	-0.95	0.18
najaar	FYSIOTOPEN	NEMERTIN	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.09	0.30	0.18
najaar	ECOTOPEN	EURYPULC	groep voorjaar	5	0.72	-0.85	0.18
najaar	FYSIOTOPEN	OLIGOCHA	hoogdynamisch	11	0.24	0.49	0.18
najaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	ld slibrijk < NAP	3	1.00	-1.00	0.19
najaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.09	0.29	0.20
najaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	ld slibrijk > NAP	4	0.65	-0.81	0.20
najaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	hoogdynamisch	11	0.20	0.45	0.21
najaar	ECOMORF	HAUSAREN	C3S2D	5	0.71	-0.84	0.22
najaar	ECOMORF	TOTAL	C2S5L	5	0.38	-0.62	0.22
najaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C3S10D	5	0.32	-0.57	0.22
najaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	ld slibrijk > NAP	4	0.68	0.82	0.22
najaar	FYSIOTOPEN	OLIGOCHA	ld slibrijk > NAP	4	0.66	0.81	0.22
najaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	ld slibarm < NAP	5	0.40	0.63	0.24
najaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C3S5D	17	0.09	0.30	0.25
najaar	FYSIOTOPEN	SPIOBOMB	ld slibrijk > NAP	4	0.66	0.81	0.25
najaar	FYSIOTOPEN	SPIOMART	ld slibrijk > NAP	4	0.66	0.81	0.25
najaar	FYSIOTOPEN	NEREDIVE	ld slibrijk > NAP	4	0.66	0.81	0.25
najaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	ld slibrijk > NAP	4	0.66	0.81	0.25
najaar	ECOMORF	SPIOMART	C2S5D	8	0.17	-0.41	0.26
najaar	ECOTOPEN	TOTAL	groep 3	4	0.55	-0.74	0.26
najaar	ECOTOPEN	SPIOMART	groep 4	14	0.10	0.31	0.26
najaar	FYSIOTOPEN	CAPICAPI	ld slibrijk > NAP	4	0.66	0.81	0.26
najaar	ECOMORF	NEMERTIN	C2S5L	4	0.75	-0.87	0.27
najaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	ld slibarm < NAP	6	0.29	0.54	0.27
najaar	FYSIOTOPEN	CERAEDUL	ld slibrijk < NAP	3	0.90	-0.95	0.28

najaar	ECOMORF	ETEOSPEC	C3S5D	17	0.07	0.27	0.28
najaar	ECOMORF	MACOBALT	C3S5D	17	0.06	0.25	0.28
najaar	ECOTOPEN	NEPHHOMB	groep najaar	3	0.76	-0.87	0.28
najaar	ECOTOPEN	NEPHHOMB	groep 4	14	0.09	0.30	0.29
najaar	ECOTOPEN	OLIGOCHA	groep voorjaar	5	0.45	0.67	0.29
najaar	ECOTOPEN	THARMARI	groep voorjaar	5	0.37	0.61	0.29
najaar	ECOMORF	MACOBALT	C3xM	3	0.87	-0.93	0.30
najaar	ECOMORF	NEMERTIN	C2S2D	3	0.89	0.94	0.30
najaar	ECOTOPEN	CAPICAPI	groep najaar	3	0.79	0.89	0.31
najaar	FYSIOTOPEN	TOTAL	ld slibrijk < NAP	3	0.89	-0.94	0.31
najaar	ECOMORF	HAUSAREN	C2S5L	4	0.75	-0.87	0.31
najaar	ECOMORF	HAUSAREN	C2S5D	8	0.15	0.39	0.32
najaar	ECOMORF	HYDRULVA	C2S5M	3	0.93	-0.97	0.32
najaar	ECOMORF	NEREDIVE	C3xH	3	0.90	0.95	0.32
najaar	ECOTOPEN	ETEOSPEC	groep najaar	3	0.79	0.89	0.32
najaar	ECOTOPEN	NEMERTIN	groep najaar	3	0.79	0.89	0.32
najaar	ECOTOPEN	OLIGOCHA	groep najaar	3	0.79	0.89	0.32
najaar	FYSIOTOPEN	ANAIMUCO	ld slibrijk < NAP	3	0.90	-0.95	0.32
najaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3xM	3	0.87	-0.93	0.32
najaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.05	0.23	0.32
najaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C3S10S	3	1.00	1.00	0.32
najaar	ECOMORF	PYGOELEG	C2S5M	3	0.88	-0.94	0.32
najaar	FYSIOTOPEN	COROAREN	ld slibrijk < NAP	3	0.90	-0.95	0.32
najaar	FYSIOTOPEN	NEPHCIRR	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.06	-0.25	0.32
najaar	ECOMORF	EURYPULC	C3xM	3	0.87	-0.93	0.33
najaar	ECOMORF	SPIOBOMB	C3S10S	3	1.00	1.00	0.33
najaar	ECOMORF	TOTAL	C3xD	8	0.16	-0.40	0.33
najaar	ECOTOPEN	COROAREN	groep najaar	3	0.79	0.89	0.33
najaar	ECOTOPEN	EURYPULC	groep 3	3	0.85	0.92	0.33
najaar	ECOTOPEN	NEREDIVE	groep najaar	3	0.79	0.89	0.33
najaar	FYSIOTOPEN	ANAIMUCO	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.07	-0.26	0.33
najaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	ld slibrijk < NAP	3	0.90	-0.95	0.33
najaar	ECOMORF	HAUSAREN	C2S5M	3	0.98	0.99	0.33
najaar	ECOMORF	MACOBALT	C2S5M	3	0.80	-0.89	0.33
najaar	ECOMORF	PYGOELEG	C3S10S	3	1.00	1.00	0.33
najaar	ECOTOPEN	HAUSAREN	groep 3	3	0.85	0.92	0.33
najaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	ld slibrijk < NAP	3	0.82	-0.91	0.33
najaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	ld slibrijk > NAP	4	0.62	0.79	0.33
najaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3xM	3	0.87	-0.93	0.34
najaar	ECOMORF	ETEOSPEC	C2S5M	3	0.90	-0.95	0.34
najaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	ld slibrijk < NAP	3	0.90	-0.95	0.34
najaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.06	-0.25	0.34
najaar	ECOMORF	EURYPULC	C2S5M	3	0.98	0.99	0.35
najaar	FYSIOTOPEN	ANAIMUCO	ld slibrijk > NAP	4	0.51	0.72	0.35
najaar	FYSIOTOPEN	ETEOSPEC	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.05	-0.21	0.35
najaar	ECOMORF	SPIOBOMB	C3xD	8	0.17	0.42	0.35
najaar	ECOTOPEN	HETEFILI	groep voorjaar	5	0.27	0.52	0.35
najaar	ECOMORF	THARMARI	C3xD	8	0.17	0.42	0.36
najaar	ECOTOPEN	THARMARI	groep najaar	3	0.79	0.89	0.36
najaar	ECOMORF	COROAREN	C2S5M	3	0.79	-0.89	0.36
najaar	ECOTOPEN	CERAEDUL	groep voorjaar	5	0.45	0.67	0.36
najaar	ECOTOPEN	SPIOBOMB	groep voorjaar	5	0.45	0.67	0.36
najaar	ECOTOPEN	CAPICAPI	groep voorjaar	5	0.45	0.67	0.36

najaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	ld slibrijk < NAP	3	0.87	0.93	0.36
najaar	FYSIOTOPEN	SPIOMART	hoogdynamisch	11	0.09	0.31	0.37
najaar	FYSIOTOPEN	GASTSPIN	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.05	0.23	0.38
najaar	ECOMORF	EURYPULC	C3S2D	5	0.36	0.60	0.38
najaar	FYSIOTOPEN	CAPICAPI	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.06	-0.25	0.39
najaar	ECOMORF	ANAIMUCO	C3xD	8	0.17	0.42	0.39
najaar	ECOMORF	EURYPULC	C2S5D	8	0.15	0.39	0.39
najaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	ld slibarm < NAP	5	0.36	0.60	0.39
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S2D	5	0.21	0.45	0.40
najaar	ECOTOPEN	ETEOSPEC	groep voorjaar	5	0.27	0.52	0.40
najaar	FYSIOTOPEN	COROAREN	hoogdynamisch	11	0.08	-0.29	0.40
najaar	ECOMORF	TOTAL	C3S5D	17	0.05	-0.23	0.40
najaar	ECOMORF	ETEOSPEC	C2S5D	8	0.10	-0.32	0.40
najaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	ld slibarm < NAP	5	0.39	0.62	0.40
najaar	ECOTOPEN	SCOLARMI	groep 4	14	0.05	0.22	0.42
najaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	ld slibrijk < NAP	3	0.90	-0.95	0.42
najaar	ECOTOPEN	ANAIMUCO	groep voorjaar	5	0.45	0.67	0.42
najaar	FYSIOTOPEN	ETEOSPEC	ld slibrijk > NAP	4	0.42	0.65	0.43
najaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3xD	8	0.17	0.42	0.43
najaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	ld slibrijk > NAP	4	0.47	0.69	0.44
najaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	hoogdynamisch	11	0.05	0.23	0.44
najaar	ECOMORF	THARMARI	C3S5D	17	0.04	-0.19	0.45
najaar	ECOMORF	TOTAL	C3S10D	5	0.26	-0.51	0.46
najaar	ECOTOPEN	NEREDIVE	groep voorjaar	5	0.17	0.41	0.46
najaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	ld slibarm < NAP	5	0.51	0.72	0.46
najaar	ECOTOPEN	PYGOELEG	groep 3	3	0.59	-0.77	0.46
najaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3S2D	5	0.28	0.53	0.48
najaar	ECOTOPEN	MACOBALT	groep 3	3	0.63	-0.80	0.48
najaar	ECOTOPEN	OLIGOCHA	groep 4	14	0.04	0.21	0.48
najaar	ECOMORF	ANAIMUCO	C3S5D	17	0.03	0.18	0.48
najaar	ECOMORF	TOTAL	C2S5M	3	0.62	-0.79	0.48
najaar	ECOTOPEN	PYGOELEG	groep voorjaar	5	0.17	0.41	0.48
najaar	FYSIOTOPEN	NEPHCIRR	ld slibrijk > NAP	4	0.63	-0.80	0.49
najaar	FYSIOTOPEN	HETEFILI	ld slibarm < NAP	5	0.20	0.45	0.49
najaar	ECOMORF	HAUSAREN	C3S2M	3	0.74	-0.86	0.50
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S10D	5	0.22	-0.47	0.50
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C3xH	3	0.65	0.81	0.50
najaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.02	-0.16	0.50
najaar	ECOMORF	ANAIMUCO	C3xH	3	0.68	0.82	0.50
najaar	ECOMORF	BATHPILO	C3S5M	4	0.14	-0.38	0.50
najaar	ECOTOPEN	MACOBALT	groep 4	14	0.04	0.19	0.50
najaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	hoogdynamisch	11	0.05	0.22	0.50
najaar	ECOMORF	BATHPILO	C3xD	8	0.08	-0.29	0.50
najaar	ECOMORF	SPIOMART	C3S10S	3	0.34	0.59	0.50
najaar	ECOMORF	TOTAL	C2S5D	8	0.08	-0.28	0.50
najaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	ld slibrijk > NAP	4	0.63	-0.80	0.50
najaar	FYSIOTOPEN	SCOLARMI	ld slibrijk > NAP	4	0.24	0.49	0.51
najaar	ECOMORF	OLIGOCHA	C3xH	3	0.75	0.86	0.51
najaar	ECOTOPEN	CERAEDUL	groep 3	3	0.38	-0.62	0.51
najaar	ECOTOPEN	SPIOMART	groep najaar	3	0.47	0.69	0.51
najaar	ECOMORF	PYGOELEG	C3S5D	17	0.04	0.19	0.52
najaar	ECOMORF	TOTAL	C3S2M	3	0.63	-0.79	0.52
najaar	FYSIOTOPEN	SPIOBOMB	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.03	0.17	0.52

najaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C3S5M	4	0.09	0.29	0.53
najaar	ECOMORF	TOTAL	C3S5M	4	0.17	0.41	0.53
najaar	ECOMORF	TOTAL	C3xM	3	0.62	-0.79	0.53
najaar	ECOTOPEN	MACOBALT	groep voorjaar	5	0.10	0.32	0.56
najaar	FYSIOTOPEN	EURYPULC	ld slibarm < NAP	5	0.14	0.37	0.57
najaar	ECOMORF	TOTAL	C3S10S	4	0.06	0.24	0.60
najaar	ECOTOPEN	SCOLARMI	groep voorjaar	5	0.12	0.34	0.60
najaar	ECOTOPEN	MACOBALT	groep najaar	3	0.51	0.72	0.61
najaar	ECOMORF	GASTSPIN	C3S2D	5	0.12	-0.35	0.61
najaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3S5M	4	0.17	-0.41	0.62
najaar	ECOMORF	SPIOMART	C3S10D	5	0.08	0.29	0.62
najaar	FYSIOTOPEN	ETEOSPEC	ld slibarm < NAP	5	0.06	0.25	0.62
najaar	ECOMORF	CAPICAPI	C3xD	8	0.05	-0.23	0.62
najaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C3S2D	5	0.10	0.31	0.63
najaar	FYSIOTOPEN	HAUSAREN	ld slibarm < NAP	5	0.06	-0.24	0.63
najaar	ECOMORF	CAPICAPI	C3S2D	5	0.10	0.31	0.64
najaar	ECOMORF	HYDRULVA	C2S2D	3	0.55	0.74	0.64
najaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3xD	8	0.08	-0.29	0.64
najaar	ECOMORF	HAUSAREN	C3xD	8	0.08	-0.29	0.64
najaar	FYSIOTOPEN	CERAEDUL	ld slibrijk > NAP	4	0.17	0.42	0.64
najaar	ECOMORF	MACOBALT	C2S5D	8	0.07	0.26	0.65
najaar	ECOTOPEN	HYDRULVA	groep 4	14	0.01	-0.08	0.65
najaar	ECOMORF	CERAEDUL	C2S5M	3	0.58	-0.76	0.66
najaar	ECOTOPEN	PYGOELEG	groep najaar	3	0.49	-0.70	0.66
najaar	ECOTOPEN	NEPHHOMB	groep 3	3	0.63	-0.80	0.66
najaar	FYSIOTOPEN	COROAREN	ld slibarm < NAP	5	0.06	0.25	0.66
najaar	ECOMORF	HAUSAREN	C2S2D	3	0.32	-0.57	0.66
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S5M	4	0.27	-0.52	0.66
najaar	ECOMORF	SPIOMART	C3xH	3	0.26	0.51	0.66
najaar	FYSIOTOPEN	HAUSAREN	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.02	0.13	0.67
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C2S5D	8	0.04	0.20	0.67
najaar	ECOTOPEN	BATHPILO	groep 3	3	0.41	0.64	0.67
najaar	ECOTOPEN	HAUSAREN	groep najaar	3	0.71	-0.84	0.67
najaar	ECOTOPEN	ANAIMUCO	groep najaar	3	0.49	0.70	0.68
najaar	ECOTOPEN	TOTAL	groep najaar	3	0.30	-0.55	0.69
najaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C2S5M	3	0.39	-0.63	0.71
najaar	ECOTOPEN	BATHPILO	groep najaar	3	0.71	-0.84	0.71
najaar	ECOTOPEN	NEREDIVE	groep 4	14	0.03	0.17	0.72
najaar	ECOMORF	EURYPULC	C3S5M	4	0.19	-0.43	0.72
najaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3S10D	5	0.02	0.13	0.72
najaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.01	0.08	0.72
najaar	FYSIOTOPEN	COROAREN	ld slibrijk > NAP	4	0.11	0.34	0.73
najaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3S5D	17	0.01	0.08	0.73
najaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3xM	3	0.43	-0.66	0.74
najaar	ECOMORF	GASTSPIN	C3S10D	5	0.23	-0.48	0.75
najaar	ECOMORF	MACOBALT	C2S5L	4	0.03	0.16	0.76
najaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	hoogdynamisch	11	0.01	0.10	0.76
najaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3S5D	17	0.00	-0.07	0.76
najaar	FYSIOTOPEN	NEREDIVE	ld slibarm < NAP	5	0.04	0.19	0.76
najaar	FYSIOTOPEN	THARMARI	ld slibarm < NAP	5	0.04	0.19	0.76
najaar	FYSIOTOPEN	HYDRULVA	ld slibrijk > NAP	4	0.05	0.23	0.77
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C2S5L	4	0.03	0.16	0.77
najaar	FYSIOTOPEN	BATHPILO	hoogdynamisch	11	0.01	-0.08	0.78

najaar	ECOMORF	NEMERTIN	C3S10D	5	0.23	-0.48	0.80
najaar	ECOMORF	EURYPULC	C2S5L	4	0.03	0.16	0.81
najaar	ECOMORF	BATHPILO	C3S2D	5	0.01	-0.11	0.81
najaar	ECOMORF	BATHPILO	C2S5M	3	0.13	0.35	0.82
najaar	ECOTOPEN	HYDRULVA	groep najaar	3	0.17	0.41	0.83
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C2S5M	3	0.21	-0.46	0.84
najaar	ECOTOPEN	ETEOSPEC	groep 3	3	0.15	-0.39	0.84
najaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3S10S	3	0.03	0.16	0.84
najaar	ECOTOPEN	EURYPULC	groep 4	14	0.00	-0.04	0.84
najaar	ECOMORF	MACOBALT	C3S5M	4	0.12	0.35	0.85
najaar	ECOTOPEN	HETEFILI	groep 3	3	0.23	-0.48	0.85
najaar	ECOTOPEN	NEMERTIN	groep 4	14	0.00	-0.04	0.85
najaar	FYSIOTOPEN	NEPHHOMB	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.00	0.05	0.85
najaar	ECOTOPEN	ANAIMUCO	groep 4	14	0.02	0.14	0.85
najaar	ECOMORF	ETEOSPEC	C3xH	3	0.11	-0.33	0.86
najaar	ECOTOPEN	BATHPILO	groep 4	14	0.00	-0.05	0.86
najaar	ECOTOPEN	PYGOELEG	groep 4	14	0.02	0.14	0.86
najaar	ECOMORF	CAPICAPI	C2S5D	8	0.01	0.08	0.86
najaar	ECOTOPEN	CERAEDUL	groep 4	14	0.02	0.14	0.87
najaar	ECOTOPEN	NEPHCIRR	groep 4	14	0.00	-0.06	0.87
najaar	ECOMORF	BATHPILO	C2S2D	3	0.25	-0.50	0.87
najaar	ECOTOPEN	COROAREN	groep voorjaar	5	0.01	0.08	0.87
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C3xD	8	0.00	-0.05	0.89
najaar	FYSIOTOPEN	HAUSAREN	hoogdynamisch	11	0.00	0.04	0.90
najaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.00	0.03	0.90
najaar	FYSIOTOPEN	NEPHCIRR	hoogdynamisch	11	0.00	-0.04	0.91
najaar	ECOMORF	GASTSPIN	C2S5D	8	0.00	0.04	0.93
najaar	ECOMORF	BATHPILO	C3S5D	17	0.00	0.04	0.94
najaar	ECOMORF	SPIOBOMB	C3S5D	17	0.00	-0.01	0.94
najaar	ECOTOPEN	HAUSAREN	groep 4	14	0.00	0.02	0.96
najaar	FYSIOTOPEN	SPIOMART	ondiep v > 0.5 m/s	16	0.00	0.01	0.96
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S5D	17	0.00	-0.02	0.96
najaar	ECOTOPEN	HYDRULVA	groep voorjaar	5	0.00	-0.06	0.98
najaar	ECOMORF	TOTAL	C3S2D	5	0.00	-0.02	0.98
najaar	ECOTOPEN	COROAREN	groep 4	14	0.00	0.01	0.99
najaar	ECOMORF	CAPICAPI	C3S10D	5	0.00	0.00	1.00
najaar	ECOMORF	CAPICAPI	C3S10S	3	0.22	-0.47	1.00
najaar	ECOMORF	CAPICAPI	C3S2M	3	0.02	-0.13	1.00
najaar	ECOMORF	CAPICAPI	C3xH	3	0.24	0.49	1.00
najaar	ECOMORF	CERAEDUL	C3xH	3	0.24	0.49	1.00
najaar	ECOMORF	COROAREN	C3S5M	4	0.08	-0.29	1.00
najaar	ECOMORF	COROAREN	C3xM	3	0.03	0.16	1.00
najaar	ECOMORF	ETEOSPEC	C3xM	3	0.03	0.16	1.00
najaar	ECOMORF	EURYPULC	C2S2D	3	0.04	0.21	1.00
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C2S2D	3	0.04	0.21	1.00
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S10S	3	0.22	-0.47	1.00
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C3S2M	3	0.02	-0.13	1.00
najaar	ECOMORF	HETEFILI	C3xM	3	0.03	0.16	1.00
najaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3S10D	5	0.00	0.00	1.00
najaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3S2M	3	0.02	-0.13	1.00
najaar	ECOMORF	HYDRULVA	C3xH	3	0.24	0.49	1.00
najaar	ECOMORF	NEMERTIN	C3S2M	3	0.02	-0.13	1.00
najaar	ECOMORF	NEPHCIRR	C3S10S	3	0.22	0.47	1.00

najaar	ECOMORF	NEPHHOMB	C3xH	3	0.24	0.49	1.00
najaar	ECOMORF	NEREDIVE	C2S5M	3	0.13	-0.36	1.00
najaar	ECOMORF	NEREDIVE	C3xM	3	0.03	0.16	1.00
najaar	ECOMORF	OLIGOCHA	C3S2D	5	0.03	0.16	1.00
najaar	ECOMORF	PYGOELEG	C3S5M	4	0.06	-0.25	1.00
najaar	ECOMORF	PYGOELEG	C3xH	3	0.00	0.04	1.00
najaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3S10D	5	0.00	0.00	1.00
najaar	ECOMORF	SCOLARMI	C3xH	3	0.24	0.49	1.00
najaar	ECOMORF	SPIOBOMB	C3S10D	5	0.00	-0.07	1.00
najaar	ECOMORF	SPIOBOMB	C3xH	3	0.24	0.49	1.00
najaar	ECOMORF	SPIOMART	C3S2M	3	0.02	-0.13	1.00
najaar	ECOMORF	THARMARI	C3xM	3	0.03	0.16	1.00
najaar	ECOMORF	TOTAL	C2S2D	3	0.00	-0.07	1.00
najaar	ECOTOPEN	CERAEDUL	groep najaar	3	0.01	0.11	1.00
najaar	ECOTOPEN	HETEFILI	groep najaar	3	0.01	-0.09	1.00
najaar	ECOTOPEN	NEPHHOMB	groep voorjaar	5	0.00	-0.06	1.00
najaar	ECOTOPEN	NEREDIVE	groep 3	3	0.02	-0.12	1.00
najaar	ECOTOPEN	SCOLARMI	groep najaar	3	0.08	0.29	1.00
najaar	FYSIOTOPEN	CERAEDUL	hoogdynamisch	11	0.00	0.00	1.00
najaar	FYSIOTOPEN	CERAEDUL	ld slibarm < NAP	5	0.01	0.12	1.00
najaar	FYSIOTOPEN	MACOBALT	ld slibarm < NAP	5	0.01	0.12	1.00
najaar	FYSIOTOPEN	NEREDIVE	ld slibrijk < NAP	3	0.04	0.20	1.00
najaar	FYSIOTOPEN	OLIGOCHA	ld slibrijk < NAP	3	0.04	0.20	1.00
najaar	FYSIOTOPEN	PYGOELEG	hoogdynamisch	11	0.00	0.00	1.00
najaar	FYSIOTOPEN	SPIOMART	ld slibrijk < NAP	3	0.04	0.20	1.00

Bijlage 2

Verklaring van de gebruikte 8lettercodes van bodemdieren

8lettercode	wetenschappelijke naam	Nederlandse naam	diergroep
ANAIMUCO	Anaïtides mucosa	Gestippelde dieseltreinworm	borstelworm
BATHPILO	Bathyporeia pilosa	Kniksprietkreeftje	vlokreeft
CAPICAPI	Capitella capitata	Slangpier	borstelworm
CERAEDUL	Cerastoderma edule	Kokkel	schelpdier
COROAREN	Corophium arenarium	Slijkgarnaal	vlokreeft
ETEOSPEC	Eteone spec.		borstelworm
EURYPULC	Eurydice pulchra	Agaatpissebed	zeepissebed
GASTSPIN	Gastrosaccus spinifer		aasgarnaal
HAUSAREN	Haustorius arenarius	Zandvlokreeft	vlokreeft
HETEFILI	Heteromastus filiformis	Drollenworm	borstelworm
HYDRULVA	Hydrobia ulvae	Wadslakje	schelpdier
MACOBALT	Macoma balthica	Nonnetje	schelpdier
MYA_AREN	Mya arenaria	Strandgaper	schelpdier
NEMERTIN	Nemertinae	Snoerwormen	snoerwormen
NEPHCIRR	Nephtys cirrosa	zandzager	borstelworm
NEPHHOMB	Nephtys hombergii	zandzager	borstelworm
NEREDIVE	Nereis diversicolor	Veelkleurige zeeduizendpoot	borstelworm
OLIGOCHA	Oligochaeta	Borstelarme wormen	borstelarme wormen
PYGOELEG	Pygospio elegans		borstelworm
SCOLARMI	Scoloplos armiger	Wapenworm	borstelworm
SPIOBOMB	Spiophanes bombyx		borstelworm
SPIOMART	Spio martinensis		borstelworm
THARMARI	Tharyx marioni		borstelworm

Colofon

auteurs:

T.P. Bult
E.C. Stikvoort
B.S. Willemse

projectgegevens:

klantenplan Zeeland
opdrachtgever: Rijkswaterstaat directie Zeeland
projectnaam: ZEEMOVE
projectleider RIKZ: G.B.M. de Winder

Informatie:

Rijksinstituut voor Kust en Zee
Postbus 8039
4330 EA MIDDELBURG
☎ (0118) 672200

Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat
Rijksinstituut voor Kust en Zee/ RIKZ
Bezoekadres:
Grenadierweg 31 te Middelburg