

Opdrachtgever:

RIKZ

Verkenning naar validatiemethoden
voor het Zoute wateren
EcotopenStelsel (ZES.1) in de
Westerschelde

LTV O&M Habitatvoorspelinstrumentarium Validatietechnieken

Rapport

november 2007

Opdrachtgever:

RIKZ

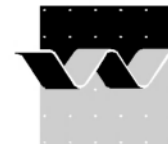
Verkenning naar validatiemethoden
voor het Zoute wateren
EcotopenStelsel (ZES.1) in de
Westerschelde

LTV O&M Habitatvoorspelinstrumentarium Validatietechnieken

Bregje van Wesenbeeck

Rapport

november 2007



Client:	RIKZ						
Title:	Verkenning naar validatiemethoden voor het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1) in de Westerschelde						
Abstract:							
Het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1) is ontwikkeld als beleidsinstrument om het voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke wateren te kunnen voorspellen. Het ZES.1 is echter nooit kwantitatief gevalideerd aan de hand van velddata. Deze studie heeft als doel methoden en een stappenplan voor validatie van het ZES.1 aan te reiken, met de focus op het gebruik van het ZES.1 in de Westerschelde. Bij de validatie van het ZES.1 dient een duidelijk onderscheid gemaakt te worden tussen validatie van het stelsel zelf en tussen validatie van een ecotopenkaart, wat al eerder is gebeurd. Validatie van het stelsel voor de Westerschelde of voor meerdere systemen zal wellicht gevolgd moeten worden door aanpassingen aan het stelsel en toetsing van deze aanpassingen. Aanpassingen kunnen op verschillende niveaus gebeuren en het dient te worden bediscussieerd tot op welke schaal het wenselijk is om een generiek stelsel te ontwikkelen. In deze studie worden multivariate technieken besproken voor het verklaren van variatie in voorkomen van soorten met behulp van omgevingsfactoren. De hier aanbevolen techniek om de hiërarchie in abiotische indelingskenmerken te checken is een CCA. Vervolgens kunnen de klassengrenzen afzonderlijk worden aangepast door te werken met een optimalisatie-algoritme dat de ratio van de variatie tussen en binnen ecotopen maximaliseert. Verder worden recente validatiestudies van ecotopenkaarten in de Westerschelde tegen het licht gehouden om inzicht te verkrijgen in de knelpunten van het nu gebruikte ZES.1. Hieruit worden aandachtspunten afgeleid die voor het nieuw ontwikkelde ZES getoetst zouden kunnen worden, zoals het vervangen van het indelingskenmerk dynamiek door slib of het aanpassen van de manier van uitdrukken van dynamiek. Verder dienen bijvoorbeeld de splitsingsgrenzen voor het sublitoraal grondig te worden bekeken. Tot slot worden de huidige monitoringsprogramma's besproken in het licht van de bruikbaarheid van data voor het valideren van ecotopenkaarten of, in dit geval, het ecotopenstelsel. Voor dit doel kan betere data worden verkregen door de benthosmonitoring af te stemmen op beschikbare ecotopenkaarten. Meer in het algemeen is het een aanbeveling om tijdens de benthosbemonsteringen gelijktijdig abiotische gegevens te verzamelen.							
References:		Offerte RKZ-1887					
Ver	Author		Date	Remarks	Review		Approved by
1.0	Bregje van Wesenbeeck		25-10-2007		Tineke Troost Sharon Tatman		T. Schilperoort
Project number:		Z4383.00					
Keywords:		ZES.1, ecotopen, Westerschelde, multivariate statistiek, benthos, monitoring					
Number of pages:		31					
Classification:		Geen					
Status:		Definitief					

Inhoud

1	Inleiding	1-1
1.1	Langetermijnvisie Westerschelde en Streefbeeld 2030	1-1
1.2	Probleemanalyse	1-2
1.3	Doel van deze studie	1-2
1.4	Aanpak	1-3
1.5	Opzet van het rapport	1-4
2	Validatie methoden en technieken	2-1
2.1	Wat is het ZES?.....	2-1
2.2	Validaties ecotopenkaarten	2-2
2.3	Validatie van het ecotopenstelsel	2-3
2.4	Hoe generiek dient een ZES te zijn?	2-6
2.5	Statistische methoden voor validatie	2-6
2.6	Conclusies	2-8
3	Evaluatie ZES.1	3-1
3.1	Literatuurstudie naar toepasbaarheid	3-1
3.2	Abiotische kenmerken.....	3-2
3.3	Hiërarchie in abiotische kenmerken	3-3
3.4	Parameters abiotische kenmerken	3-4
3.5	Splitsingniveaus abiotische kenmerken.....	3-4
3.6	Conclusies	3-5
4	Benthos monitoring	4-1
4.1	Conclusies	4-2
5	Conclusies en aanbevelingen	5-1
5.1	Conclusies	5-1
5.2	Knelpunten	5-1
5.3	Aanbevelingen	5-2
6	Literatuur	6-1

1 Inleiding

1.1 Langetermijnvisie Westerschelde en Streefbeeld 2030

In januari 1999 gaf de Technische Schelde Commissie opdracht aan Rijkswaterstaat directie Zeeland en de Vlaamse Administratie Waterwegen en Zeewezen om een Langetermijnvisie voor het Schelde-estuarium op te stellen. Op 18 januari 2001 heeft de Technische Schelde Commissie (TSC) de Langetermijnvisie vastgesteld en vervolgens aangeboden aan de betrokken ministers in Vlaanderen en Nederland. Daarmee was voor het eerst een Nederlands-Vlaamse visie beschikbaar, waarmee gezamenlijk beleid gemaakt kan worden voor het zo belangrijke Schelde-estuarium. De Langetermijnvisie heeft de volgende ambitie:

“Het Schelde-estuarium is in 2030 een gezond en multifunctioneel estuarien watersysteem dat op duurzame wijze gebruikt wordt voor menselijke behoeften.”

Het vervolg betreffende de verdere samenwerking van Nederland en Vlaanderen met betrekking tot het Schelde estuarium was de ondertekening van het memorandum van Vlissingen, op 4 maart 2002. In dit memorandum is een afspraak gemaakt over een “langlopend monitorings- en onderzoeksprogramma ter ondersteuning voor de grensoverschrijdende samenwerking bij beleid en beheer”. Deze afspraak is in 2003 geëffectueerd door het starten van het onderzoeksprogramma LTV O&M (Langetermijnvisie Onderzoek & Monitoring). In de LTV voor het Schelde estuarium is een streefbeeld voor 2030 vastgelegd dat wordt gedragen door de Nederlandse en Belgische overheid. Dat streefbeeld heeft drie pijlers: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid.

Samengevat zijn de algemene beheersvragen binnen LTV-O&M, thema Natuurlijkheid:

- Welke habitatfactoren zijn echt belangrijk, waar en hoeveel van elk type habitat is wenselijk en wat is de respons van de arealen en de gebruikers op bepaalde ingrepen?
- Wat limiteert de ecologische draagkracht van het Schelde estuarium voor soorten?

Naar aanleiding van deze onderzoeksvragen heeft de TSC in 2006 opdracht gegeven om binnen het Vlaams-Nederlandse onderzoeksprogramma “LTV O&M Natuurlijkheid 2007” de volgende projecten op het gebied van een natuurlijk Schelde-estuarium uit te voeren:

- Ontwikkeling habitatvoorspellingsinstrumentarium (HVI)
- Vergelijkend Estuarium Onderzoek (VEO).

Tijdens het offertetraject is geconcludeerd dat er eigenlijk twee hoofdvragen zitten in het oorspronkelijke Programmaplan “LTV O&M Natuurlijkheid 2007” voor het onderwerp “Ontwikkeling HVI”. Daarom is het deelproject in twee onderdelen verdeeld, die gedurende de uitvoering van het project “LTV O&M Natuurlijkheid 2007” verder zijn uitgevoerd:

- HVI robuustheid parameters en
- HVI validatietechnieken.

Het Deelproject “HVI robuustheid parameters” is uitgevoerd door het NIOO (Wijnhoven et al. 2007). Dit rapport betreft het definitieve eindrapport van het deelproject “HVI validatietechnieken”.

1.2 Probleemanalyse

Om de beheersvragen ten aanzien van de ontwikkeling van een habitatvoorspellingsinstrumentarium te beantwoorden is een overzicht van de nu aanwezige habitats en gemeenschappen in het Schelde-estuarium essentieel. Daarnaast dient bepaald te worden welke habitats en gemeenschappen ecologisch waardevol worden bevonden als onderdeel van een gezond estuarium. Tot nu toe is hiervoor gebruik gemaakt van een ecotopenbenadering, middels het Zoute wateren Ecotopen Stelsel (Bouma et al. 2005). Het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1) is ontwikkeld als beleidsinstrument om het voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke wateren te kunnen voorspellen. Tevens werd het ZES.1 geacht een nuttige hulpmiddel te zijn bij het in kaart brengen en evalueren van effecten van veranderingen in beheer en inrichting (Bouma et al. 2005). Op basis van een hiërarchische ordening van verschillende abiotische kenmerken (aangegeven als “abiotische indelingskenmerken” in het ZES.1) worden gebieden geclassificeerd als behorend tot één van de mogelijke ecotopen. Onder een ecotoop verstaan we een ruimtelijk te begrenzen relatief homogene ecologische eenheid (Bouma et al. 2005). De classificatie van onderdelen van een landschap in ecotopen kan als basis dienen voor het samenstellen van ecotopenkaarten van gebieden. Inmiddels is dit al een veel gebruikte toepassing van het ZES.1. Hoewel er al verschillende validaties van ecotopenkaarten (resultierend uit het ZES) hebben plaatsgevonden, is de bruikbaarheid van het ZES.1 als stelsel zelf nog nooit kwantitatief getoetst. Naast de roep om validatie bestaat er ook behoefte aan simplificatie van het huidige stelsel (ZES.1). Het ZES.1 telt namelijk tussen de 20 en 40 ecotopen en ook nog een tweede laag bestaand uit verschillende eco-elementen. Dit komt niet ten goede aan de inzichtelijkheid van het stelsel. Er wordt verwacht dat de bruikbaarheid van een simpeler en inzichtelijker stelsel groter is.

1.3 Doel van deze studie

Uit eerdere validatiestudies blijkt dat ecotopenkaarten opgesteld met behulp van het ZES.1 niet altijd goed overeenkomen met de gemonitorde benthos gemeenschappen die in het veld aanwezig zijn. Het huidige ZES (ZES.1) is tamelijk complex en wellicht door het niveau van detail niet zonder meer generiek toepasbaar.

Er zijn een aantal studies verricht in het kader van het valideren van de ecotopen, die in dit rapport worden verkend. Deze validatiestudies richtten zich voornamelijk op de ecotopenkaart. In dit project wordt niet gevraagd om een validatie van de *ecotopenkaart* maar om een validatie van het *ecotopenstelsel*. Dit project heeft daarom als doel methoden voor validatie van het ZES.1 aan te reiken, met de focus op het gebruik van het ZES.1 in de Westerschelde. Dit resulteert in een stappenplan, alsmede in aanbevelingen van een methode voor toetsing en van beter te definiëren indelingskenmerken waarop het ZES.1 getoetst dient te worden. Op basis hiervan worden ook de huidige monitoringsstrategieën van mariene benthos geëvalueerd. Het doel van deze specifieke studie is daarmee om een uitspraak te doen over de toepasbaarheid/betrouwbaarheid van het ZES.1 als beleidsinstrument voor de Westerschelde, op basis van een kwantitatieve toetsing/validatieslag van het ZES.1 voor de Westerschelde. Er zal waarin antwoord worden gegeven op de volgende vragen:

- 1) Welke methode en technieken zijn er beschikbaar voor het valideren van het huidige ecotopenstelsel (ZES.1) en wat is hiervan de toepasbaarheid?**
- 2) In hoeverre kan de aanbevolen validatiemethode worden toegepast? Hierbij wordt**

de validatiemethode voor het ecotopenstelsel toegepast m.b.v. de beschikbare data uit de Westerschelde. Het is hierbij belangrijk te realiseren dat het ecotopenstelsel in principe gebieds- en tijdonafhankelijk is.

3) Zijn er aanpassingen aan het ecotopenstelsel nodig?

4) Zijn de huidige bodemdierbemonsteringen van de Westerschelde voldoende voor het uitvoeren van de validatie van het ecotopenstelsel of zijn er aanvullende metingen nodig?

Dit rapport bevat een bureaustudie en zal daarmee een basis vormen voor een discussie over de toepasbaarheid van het ZES.1 in de Westerschelde en daaraan gekoppeld het eventueel aanpassen van monitoringsprogramma's voor mariene benthos om uiteindelijk een kwantitatieve uitspraak te kunnen doen over deze toepasbaarheid. Idealiter zal deze studie op korte termijn worden vervolgd met een uitgebreide validatie van het ZES.1 voor de Nederlandse kust- en overgangswateren middels de in dit rapport voorgestelde methode.

1.4 Aanpak

Gedurende de uitvoering van het project is geconstateerd dat het niet haalbaar was om zowel een inventarisatie van validatietechnieken én een toepassing van een validatietechniek op het ZES.1 te doen. Al aan het begin van het project bleek dat het uitvoeren van beide activiteiten een te hoog gegrepen ambitie was. Het projectteam is het erover eens dat er voldoende tijd en focus besteedt moet worden aan het uitvoeren van een gedegen inventarisatie en analyse van de verschillende validatietechnieken en validatiestudies. De consequentie is dat vraag 2 in §1.3 ("In hoeverre kan de aanbevolen validatiemethode worden toegepast? Hierbij wordt de validatiemethode voor het ecotopenstelsel toegepast m.b.v. de beschikbare data uit de Westerschelde.") in dit project niet volledig is uitgewerkt. De focus is komen te liggen op een gedegen voorbereiding (de inventarisatie en selectie van validatietechnieken) voor het later uitvoeren van een validatiestudie in 2008. Dit rapport zal resulteren in een duidelijk stappenplan voor een grondige validatie van het ZES.1.

Veel rapporten zijn al verschenen over validatie van ecotoopkaarten gebaseerd op het ZES.1. De huidige verkenning naar methoden voor validatie van het ZES.1 is gebaseerd op aanbevelingen die uit deze studies naar voren komen. De meeste studies signaleren duidelijke knelpunten bij het koppelen van ecotoopkaarten aan data van benthosmonitoring uit het veld. Deze knelpunten worden in dit rapport besproken. Daarnaast wordt de methode voor validatie van het ZES.1 besproken. In dit onderdeel staat het scherp stellen van de te toetsen vraag centraal plus de manier om deze vraag te toetsen. Hiervoor zullen onder andere verschillende statistische methodes tegen het licht gehouden worden. Hierbij is zowel gekeken naar literatuur specifiek gericht op de analyse van benthosdata als naar meer algemene literatuur over multivariate statistische methoden. De voor- en nadelen van iedere methode zullen worden besproken en dit zal leiden tot een uiteindelijke aanbeveling voor de werkwijze bij toetsing van het ZES.1.

1.5 Opzet van het rapport

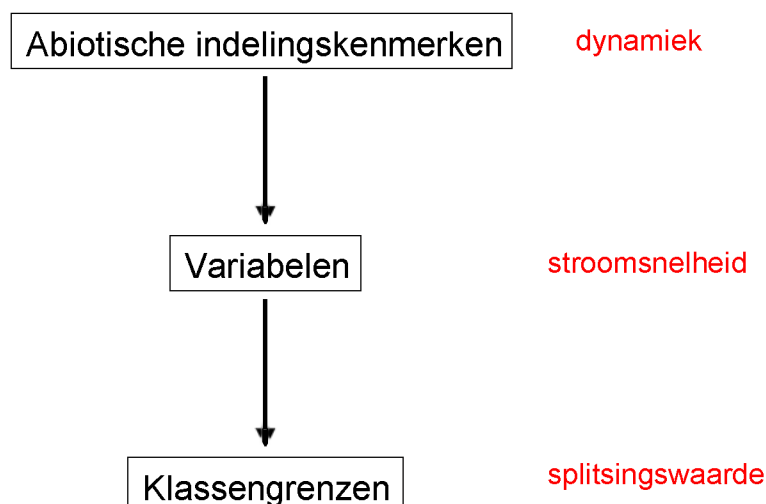
In hoofdstuk 2 wordt een beschrijving van het ZES.1 gegeven en worden de verschillende mogelijkheden voor validatie van het ZES.1 uitgewerkt. Tevens wordt een methode uitgewerkt om zowel eventuele aanpassingen aan hiërarchie van de indelingskenmerken, als de onderverdeling van elk kenmerk in klassen, te toetsen. In hoofdstuk 3 wordt een literatuurinventarisatie gedaan naar studies die ecotopenkaarten van de Westerschelde proberen te koppelen met gegevens uit monitoringsprogramma's van mariene benthos. De resultaten van deze studies worden vertaald naar mogelijke aanpassingen aan het ZES.1. Aan de hand hiervan worden in hoofdstuk 4 ook de huidige monitoringsprogramma's voor benthos besproken. In hoofdstuk 5 worden conclusies gepresenteerd, knelpunten gesignaleerd en mogelijkheden voor vervolgonderzoek gesuggereerd.

2 Validatie methoden en technieken

2.1 Wat is het ZES?

Het ZES is opgebouwd uit een zestal abiotische parameters. Een hiërarchische classificatie van deze factoren resulteert in de uiteindelijke definitie van 43 ecotopen, waarbij het ZES in principe gebieds- en tijdsafhankelijk zou moeten zijn. Voor het ZES zijn de structurerende abiotische indelingskenmerken (in volgorde van toepassing): zoutgehalte, substraat, diepte, hydrodynamiek, droogvalduur en sedimentsamenstelling (Bouma et al. 2005). De hiërarchische ordening van de indelingskenmerken is o.a. gebaseerd op het idee, dat factoren die hoger in de hiërarchie staan in sterkere mate de ruimtelijke variatie in het voorkomen van de bodemfauna bepalen, dan factoren lager in de hiërarchie. Zo is de verwachting dat bijvoorbeeld de mate van hydrodynamiek (via de bodemdynamiek) belangrijker is voor het bodemfaunavoorkomen, dan de sedimentsamenstelling. Het onderscheidend vermogen van het stelsel voor verschillen in bodemfaunasamenstelling zou dus afnemen naarmate meer (en dus lager gerangschikte) factoren van het stelsel worden meegenomen.

Bij elk abiotisch kenmerk is een variabele gekozen waarmee dat kenmerk in kaart kan worden gebracht (Figuur 2.1). Zo wordt de hydrodynamiek bijvoorbeeld bepaald op basis van de maximale lineaire stroomsnelheid bij een gemiddeld springtij (Bouma et al. 2005). Van belang bij het kiezen van de variabelen is de onderlinge samenhang tussen de verschillende variabelen. Zo wordt er onderscheiden op basis van stroomsnelheid en sedimenttype maar het is bekend dat deze variabele over het algemeen sterk gecorreleerd zijn. Of beide variabelen ook daadwerkelijk effect hebben kan worden bekeken door bijvoorbeeld slibarme en slibrijke gebieden onder dezelfde hydrodynamische omstandigheden te vergelijken.



Figuur 2.1. Hiërarchische indeling van het ZES.1. Rechts staat een voorbeeld op elke niveau.

Per variabele zijn klassengrenzen gegeven (Figuur 2.1) die bepalen waar het ene ecotoop overgaat in het andere. Hierbij is rekening gehouden met het voorkomen van gemeenschappen binnen een ecotoop (onder een gemeenschap verstaan we de totaliteit van elkaar beïnvloedende, tot verschillende soorten behorende organismen, tezamen gebonden aan een bepaald milieu) en met de klassengrenzen voor abiotische variabelen die gebruikt worden in andere internationale stelsels, zoals de EUNIS classificatie, die in Europees verband wordt gebruikt (Bouma et al. 2005).

Wanneer op basis van ZES.1 of dergelijke stelsels ecotopenkaarten worden vervaardigd, hangt de kwaliteit ervan o.a. af van de mogelijkheden om de variabelen uit het stelsel correct te karteren. Zo wordt, bij gebrek aan veldgegevens, voor de hydrodynamiek vaak gebruik gemaakt van stroomsnelheden die door waterbewegingsmodellen zijn gegenereerd. Daardoor verschilt de betrouwbaarheid van de gegevens van plaats tot plaats in de kaart, afhankelijk van de kwaliteit van het gebruikte model. In plaats van stromingsmodellen kan, voor delen van een watersysteem, soms ook gebruik gemaakt worden van luchtfoto's waarop waterkrachten door stroming en golven kunnen worden bepaald door middel van het bepalen van de grootte van ribbels in het sediment (Bouma et al. 2005). Dit is echter een tamelijk arbitraire methode en introduceert daarom onnauwkeurigheden in de uiteindelijke ecotopenkaart (Wijnhoven et al. 2007).

Naast de classificering op basis van abiotiek kent het ZES ook een aantal eco-elementen. Deze eco-elementen zijn kleinere gebieden binnen een ecotoop waarin zich een karakteristieke structurerende soort bevindt (Bouma et al. 2005). Het wezenlijke verschil tussen een eco-element en een ecotoop is dat de locatie van eco-elementen niet goed te voorspellen is op basis van abiotische factoren en afhangt van toevalsprocessen en feedbacks. Voorbeelden van eco-elementen zijn mosselbanken, zeegrasvelden en prielen.

2.2 Validaties ecotopenkaarten

Idealiter zou het voorkomen van benthos voorspeld kunnen worden aan de hand van abiotische habitatkarakteristieken (Ysebaert & Herman 2002). Slechts het uitzetten van abiotiek op een kaart zou dan voldoende zijn om het voorkomen van benthos te voorspellen. Om dit idee te toetsen dienen statistische modellen ontworpen te worden die bekijken welke abiotische factoren verklarend zijn en op welke schaal. Dit is grondig bekeken voor benthosdata in de Westerschelde door Ysebaert en Herman (2002). Een dergelijke grondige validatie van factoren die spreiding van benthos verklaren heeft nog niet plaats gevonden in realiteit tot het ZES.1. Eerdere validatiestudies van het ZES.1 richten zich voornamelijk op validatie van de met behulp van ZES.1 gegenereerde kaarten en laten validatie van het stelsel zelf buiten beschouwing. Voor deze studies worden verschillende technieken voor de analyse van de data toegepast, zoals uni- of multivariate methoden. Studies die univariate technieken gebruiken zijn de studie van Wijsman (2003) en Baggelaar et al. (2006). De studie van Wijsman (2003) gebruikt voor de validatie benthosdata uit de Westerschelde en de Oosterschelde, terwijl de studie van Baggelaar et al. (2006) enkel data uit de Westerschelde gebruikt. Een voorbeeld van een multivariate benadering is de studie van Wijnhoven et al. (2006). Deze studie maakt gebruik van benthosdata op de platen in de Westerschelde voor validatie van de ecotopenkaart, en geeft aan dat bepaalde ecotopen duidelijk onderscheidend zijn voor soortensamenstelling. Tussen andere ecotopen zijn echter nauwelijks verschillen gevonden. Hoewel er dus verschillende validaties van ecotopenkaarten zijn gedaan voor de Westerschelde is er nog wel een lacune. Een

multivariate validatie van een ecotopenkaart van de Westerschelde met behulp van alle beschikbare data, zowel sub- als intertidaal, is nog niet uitgevoerd. Daarnaast echter is het ZES.1 als stelsel ook nog niet gevalideerd, noch voor de Westerschelde, noch voor andere estuaria.

2.3 Validatie van het ecotopenstelsel

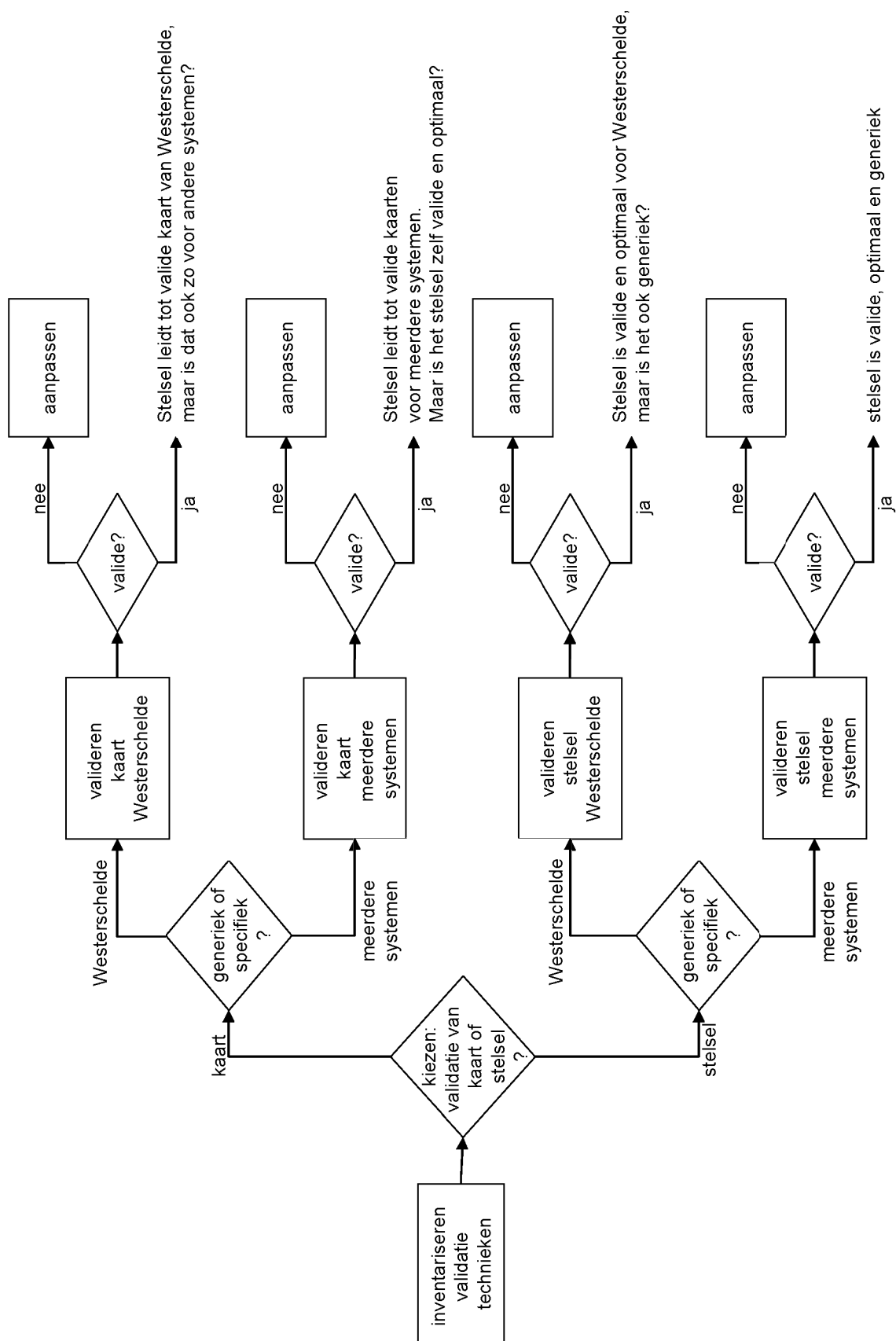
Sinds de lancering van het ZES.1 (Bouma et al. 2005) is het stelsel veelvuldig gebruikt, maar nooit gevalideerd voor verschillende gebieden. De ordening van de abiotische indelingskenmerken, het bepalen van variabelen en het vaststellen van klassengrenzen in het ZES.1 berusten voornamelijk op empirische informatie. Een kwantitatieve validatie van deze factoren wordt dus als nuttig ervaren. Het wordt echter niet verwacht dat de ordening van abiotische indelingskenmerken, het hoogste niveau in het ZES.1, op basis van een kwantitatieve analyse ingrijpend verandert. Het is tevens wenselijk om met eventuele aanpassingen aan het stelsel dicht bij het bestaande ZES.1 te blijven, aangezien dit stelsel al geruime tijd wordt toegepast. Het is daarom belangrijk om een onderscheid te maken tussen validatie en aanpassing van het ZES.1. Het is logisch om het ZES.1 eerst te valideren en hieruit volgen mogelijk aanpassingen aan het ZES.1 die de bruikbaarheid van het stelsel zouden moeten verbeteren. In eerste instantie bespreken we hier de validatie van het bestaande stelsel.

Voor de validatie van het ZES.1 zijn verschillende wegen mogelijk. In Figuur 2.2 worden de verschillende keuzen met betrekking tot validatie op een rijtje gezet. Voor elke keuze wordt weergegeven wat vervolgens de te volgen weg is. De eerste keuze die moet worden gemaakt is of men het stelsel gaat valideren of dat men een ecotopenkaart die is gebaseerd op het stelsel gaat valideren. Er zijn verschillende nadelen te bedenken van het valideren van een kaart ten opzichte van een validatie van het stelsel. Ten eerste is een nadeel van een nieuwe validatie van een ecotopenkaart van de Westerschelde, ten opzichte van een directe validatie van het stelsel voor de Westerschelde, dat bij validatie van de ecotopenkaart een extra stap wordt genomen, namelijk het genereren van een kaart. Met deze extra stap wordt data geaggregeerd, en dus extra onnauwkeurigheid geïntroduceerd. Verder kan na validatie van een kaart slechts worden geconcludeerd of deze kaart valide is of niet. Indien de kaart niet valide is, is het niet duidelijk in welke richting naar aanpassingen moeten worden gezocht. Indien de kaart valide is zegt dit echter niets over het feit of deze kaart optimaal is. Ook een suboptimale kaart kan nog best valide zijn. Aangezien het streven een optimalisatie van het stelsel zou moeten zijn wordt hier gepleit voor validatie van het stelsel in plaats van validatie van een kaart.

Een tweede keuze die moet worden gemaakt is of men de kaart of het stelsel gaat valideren voor slechts één systeem of voor meerdere systemen. Binnen het LTV Westerschelde is het logisch om te kiezen voor validatie van het stelsel op basis van data uit de Westerschelde. Hierbij is het nadeel echter dat validatie van het stelsel voor de Westerschelde ook enkel resultaten voor de Westerschelde oplevert. Indien het stelsel dus valide zou blijken te zijn voor de Westerschelde zegt dit niets over de toepasbaarheid van het stelsel in andere systemen. Om het generieke karakter van het ZES.1 te waarborgen (één van de eerste doelstellingen van het ZES.1 is om een generiek en gebiedsonafhankelijk stelsel te creëren) zou het de voorkeur hebben om het stelsel voor verschillende estuaria te valideren (pers. com. de Jong 2007, pers. com. Herman 2007). Indien het stelsel slechts

gevalideerd wordt voor de Westerschelde blijft het nuttig om eenzelfde soort validatie ook uit te voeren voor bijvoorbeeld de Oosterschelde of de Waddenzee.

Na de validatie, die eventueel slechts voor een enkel estuarium plaats kan vinden, volgen eventueel aanpassingen aan het stelsel of calibratie van klassengrenzen. Aanpassingen aan het ZES.1, op welk niveau dan ook, zouden bij voorkeur dienen te gebeuren op basis van gegevens van meerdere systemen. Indien hierbij de data uit slecht één systeem wordt gebruikt dan is men bezig om een gebiedsspecifiek stelsel te ontwikkelen en dan zal dat dus een specifieke wens moeten zijn. Hier wordt voorgesteld om eventuele aanpassingen aan het ZES.1 enkel door te voeren op basis van resultaten uit twee verschillende systemen, zoals de Westerschelde en de Oosterschelde, met een toetsing van de gedane aanpassingen op een derde systeem, zoals de Waddenzee. Er dient dan wel onderzocht te worden of voor alle drie deze systemen bruikbare data verkrijgbaar is.



Figuur 2.2 Flow diagram van verschillende manieren van validatie en hun uitkomst.

2.4 Hoe generiek dient een ZES te zijn?

Voor de validatie van het ecotopenstelsel moet in overweging genomen worden dat bij het opstellen van het stelsel één van de uitgangspunten was dat het stelsel gebieds- en tijdsafhankelijk zou moeten zijn. Echter, men kan zich afvragen *tot op welk niveau* het stelsel generiek zou moeten zijn. In figuur 2.1 staat de opbouw van het ZES.1 schematisch weergegeven. Voor het hoogste niveau, de abiotische indelingskenmerken, lijkt het haalbaar om de algemeenheid van het stelsel te waarborgen. Op dit niveau kan het structurerende effect van kenmerken die hoog in de hiërarchie staan makkelijk vervallen zodra het niet van toepassing is. Zo is bijvoorbeeld het effect van zoutgehalte, het eerste indelingskenmerk, verwaarloosbaar indien men enkel data van de Oosterschelde bekijkt. Voor het niveau van de indelingskenmerken kan daarom op eenvoudige wijze gelden dat het generiek toepasbaar zou moeten zijn. Dat dan tevens de variabelen waarin de indelingskenmerken worden uitgedrukt generiek dienen te zijn lijkt logisch. Zodra men met verschillende variabelen voor eenzelfde indelingskenmerk gaat werken is het onmogelijk om nog tot algemene conclusies te komen. Daarbij is het niet al te veel moeite om aan elk indelingskenmerk een standaard variabele te verbinden. Pas op het laagste niveau, dat van de klassengrenzen, zou men kunnen beargumenteren dat deze voor elk systeem anders liggen en daardoor per systeem zouden kunnen verschillen.

2.5 Statistische methoden voor validatie

Bij een validatie van het ZES.1 dienen verschillende zaken bekeken te worden. Ten eerste dient voor elk indelingskenmerk bekeken te worden of dit kenmerk enige variatie verklaart en of het op de juiste plek in de hiërarchie staat. Ten tweede zou, indien hier bijvoorbeeld reden toe is op basis van andere studies, kunnen worden bekeken of de variabele die nu bij het indelingskenmerk wordt gebruikt kan worden vervangen door een andere variabele. Tot slot dienen de splitsingsgrenzen van de verschillende indelingskenmerken getoetst te worden. Deze grenzen geven de waarde aan waarboven en waaronder de gebieden tot verschillende ecotooptypes behoren. Sommige indelingskenmerken zijn wellicht opgedeeld in te veel of te weinig klassen en de exacte klassengrenzen kunnen ook nog worden geoptimaliseerd. Net als bij validatie van ecotopenkaarten kan bij validatie van het stelsel zelf gebruik gemaakt worden van univariate en multivariate technieken. Bij univariate technieken, zoals een multiple regressie, kan slechts gebruik gemaakt worden van één afhankelijke variabele (in dit geval zou dat dus slechts één soort kunnen zijn). Bij multivariate technieken kunnen meerdere afhankelijke variabelen worden gegroepeerd (meerdere benthosoorten). Voor analyse van gemeenschappen, zoals plantengemeenschappen of benthogemeenschappen, wordt in de ecologie meestal gebruik gemaakt van multivariate statistiek (ter Braak 1986, Jongman et al. 1995).

Het groeperen van soorten gebeurt middels een classificatie of clustering, die de data opdeelt in discrete groepen, of door een ordinatie waarbij de data wordt geordend langs een gradiënt. Aangezien benthosdata vaak moeilijk is op te delen in discrete gemeenschappen (Ysebaert en Herman 2002) ligt het voor de hand te kiezen voor een ordinatie-analyse. Bij zo'n analyse worden de dominante patronen bekeken in de matrix van soorten en stations (Ysebaert & Herman 2002). Dit kan via een directe gradiënt analyse of via een indirecte gradiënt analyse. Indirecte gradiënt analyses zijn gebaseerd op een matrix van soorten en stations of opnamen en verkennen eerst de variatie binnen deze opnamen onafhankelijk van

sturende abiotiek. Voorbeelden zijn een Principal Component Analysis (PCA), een Correspondentie Analyse (CA) of een Detrended Correspondentie Analyse (DCA). Het nadeel van een PCA is dat aangenomen wordt dat de soorten een lineaire respons vertonen, wat betekent dat de soorten lineair toe- of afnemen over de verschillende stations (Prentice 1977). Hier kan voor worden gekozen als de analyse zich op kleine ruimtelijke schaal afspeelt. Een CA gaat ervan uit dat de soorten een niet-lineaire respons vertonen over de verschillende stations, maar zich volgens een optimum curve verdelen. Een dergelijke curve heet ook wel een unimodale verdeling en gaat ervan uit dat soorten een maximale biomassa of abundantie bereiken voor een set unieke waarden van een bepaalde abiotische parameter (Whitaker 1967, 1969). Een DCA corrigeert de belangrijkste problemen van een CA ('arch effect' en compressie van de uiteinden van de gradiënt). Bij een indirecte gradiënt analyse wordt pas na de interne verkenning van de data een vergelijking met abiotiek gemaakt. Een directe gradiënt analyse, of 'constrained' analyse, maakt de vergelijking tussen abiotiek en de verdeling van soorten 'direct'. De abiotische data wordt gebruikt om de opnamen te ordenen, waarbij de canonische variabelen een lineaire functie zijn van de abiotische variabelen (ter Braak 1986, Kent & Coker 1992). Nadeel hierbij is dat het deel van de variatie dat niet verklaard wordt door de gekozen abiotische factoren niet gebruikt wordt bij deze ordening. Dit is dus gelijk het voordeel van een indirecte gradiëntanalyse en verklaard waarom deze meestal wordt gebruikt als er geen aannamen zijn over de sturende abiotische factoren.

Bij validatie van het ZES.1 hebben we, gebaseerd op empirische studies, een redelijk goed beeld van factoren die de verspreiding van benthosdata kunnen beïnvloeden. Daarom is het logisch om te kiezen voor een directe gradiëntanalyse. Meerdere technieken zijn hier denkbaar, zoals een Canonical Correlation Analysis, Redundancy Analysis (RDA), een Canonical Correspondence Analysis (CCA) en een Detrended Canonical Correspondence Analysis (DCCA). Een Canonical Correlation Analysis en een RDA gaan uit van een lineaire respons van soorten op abiotiek en is daardoor beter geschikt voor korte gradiënten. De CCA gaat uit van een unimodale curve (ter Braak en Prentice 1988) en is daardoor beter geschikt voor distributie van soorten over langere gradiënten. Een CCA is een combinatie van een Correspondence Analysis (CA) en een lineaire regressie en daarmee een soort combinatie tussen directe en indirecte technieken. Een CCA is in staat om patronen te detecteren die verklaard worden door een combinatie van meerdere verklarende variabelen, en staat het testen van specifieke hypothesen toe. Een DCCA is de 'detrended' versie van een CCA. Een CCA kan echter volstaan als negatieve effecten van de CCA ('arch effect' en compressie van de uiteinden van de gradiënt) niet optreden. Dit dient wel te worden gecontroleerd in de analyse. Voor meer en gedetailleerdere informatie over ordinatietechnieken wordt verwezen naar: Jongman et al. (1995) en naar de website <http://ordination.okstate.edu/index.html>.

Voor validatie van de indelingskenmerken, hun hiërarchie en het bepalen van de klassengrenzen wordt het volgende aanbevolen. Om te bepalen welke variabelen het meeste variantie verklaren en in welke volgorde kan een CCA uitgevoerd worden. Hieruit volgt een eerste voorstel voor een nieuwe hiërarchie voor het ZES.2. Van dit nieuwe stelsel kunnen de klassengrenzen worden getoetst door een maat voor adequaatheid van het nieuwe ZES.2 te definiëren gebaseerd op de data. Deze maat is de ratio van variatie tussen de ecotopen over de variatie binnen ecotopen. Via een niet-lineair optimalisatiealgoritme kan vervolgens geprobeerd worden deze maat te optimaliseren (zodat de variatie tussen de ecotopen groot is ten opzichte van de variatie binnen een ecotoop) door de grenswaarden van de abiotische parameters te verschuiven. Daarna kan worden bekeken of het inbouwen van nieuwe grenzen of het weghalen van oude grenzen nodig is. Hiernaast zal, eventueel als onderdeel

van het algoritme, voor elke aanpassing aan de klassengrenzen een randomisatie-test moeten worden gedaan. Hiermee wordt bekeken of de nieuwe klassengrenzen beter werken dan een random splitsing in klassen.

Als alternatief voor een CCA kan gelijk met de variantieratio gewerkt worden, en kan geprobeerd worden om op deze wijze ook de selectie van de indelingskenmerken in de hiërarchie te maken. Nadeel is dan dat je al werkt met de van te voren bepaalde klassengrenzen en volgorde van indelingskenmerken. Een voordeel is dat over het geheel van testen dezelfde methode wordt gebruikt. Deze methode zou ook als aanvullende strategie naast een CCA analyse gebruikt kunnen worden aangezien het niet geheel duidelijk is of het goede resultaten op gaat leveren. Na classificatie van de indelingskenmerken is het nuttig om in een iteratieve cyclus enkele uitgangspunten te veranderen (zie hoofdstuk 3 voor mogelijke veranderingen). Deze veranderingen zijn afhankelijk van de uitkomst van de CCA, maar zouden bijvoorbeeld de verschillende mogelijkheden tot kwantificatie van het indelingskenmerk dynamiek kunnen testen. Het resultaat is dat er meerdere ZES systemen ontwikkeld worden die allemaal vergeleken moeten worden met elkaar en met het originele ZES.1. Om een selectie tussen deze systemen te maken dienen een aantal criteria te worden gedefinieerd, die in een evaluatieschema kunnen worden ingebouwd. Hierbij kan men denken aan een maximum aantal ecotopen of een minimum aantal waarnemingen per klasse.

2.6 Conclusies

Op basis van het flowdiagram concluderen we dat het wenselijk is om het ecotopenstelsel te valideren en niet een ecotopenkaart. Het valideren van het stelsel voor enkel de Westerschelde lijkt het meest haalbaar binnen het lopende LTV Westerschelde. Het zou echter tijd schelen indien gelijk een validatie voor twee systemen kon worden gedaan, aangezien op basis van een validatie van het ZES.1 voor de Westerschelde weinig conclusies getrokken kunnen worden. Voor de validatie wordt gekozen voor een directe gradiënt analyse als best toepasbare methode. Nadat op deze manier de abiotische indelingskenmerken en hun hiërarchie zijn getoetst kunnen de klassengrenzen per kenmerk worden geoptimaliseerd middels een optimalisatiealgoritme. Eventuele aanpassingen aan het ZES.1 dienen altijd op basis van data uit meerdere systemen te worden gedaan en getoetst. De verschillende eigenschappen van het ZES.1 kunnen worden aangepast in een iteratieve cyclus. De uitkomsten zouden dan op basis van een van te voren vast gesteld criterium met elkaar vergeleken kunnen worden. Hieruit kan dan de beste uitkomst worden gekozen die uiteindelijk het ZES.2 zal worden.

3 Evaluatie ZES.1

3.1 Literatuurstudie naar toepasbaarheid

Validatie van een (toen nog te ontwerpen) ecotopenstelsel wordt al voorgesteld in het rapport van Dankers et al. (2001). In het kader van de LTV Westerschelde zullen we hier voornamelijk voorstellen doen voor validatie van het stelsel gebaseerd op studies uit de Westerschelde. Deze validatie zal gebruik maken van de aanbevelingen die afkomstig zijn uit de reeds bestaande literatuur over toetsing van ectopenkaarten aan benthosdata (zie Hoofdstuk 2). De volgende scenario's voor validatie van het ZES.1 gaan in op de volgende vier vragen:

1. Zijn de abiotische kenmerken die nu in het ZES staan juist en allemaal bepalend?
2. Is de hiërarchie van de abiotische kenmerken in het ZES juist?
3. Is de variabele waarin het abiotische kenmerk wordt uitgedrukt juist?
4. Zijn de klassengrenzen robuust?

Belangrijke punten die naar voren komen uit eerdere studies geven inzicht in de tekortkomingen van het ZES.1 en kunnen helpen bij het genereren van nuttige en toetsbare vragen aan de hand waarvan het ZES.1 gevalideerd kan worden. Een samenvatting van hiervoor gebruikte studies staat in tabel 1. Twee studies zijn bekeken die een opmaat vormen voor de ontwikkeling van een ecotopenstelsel van zoute wateren (Leewis et al. 1998, Dankers et al. 2001). De derde studie beschrijft het ZES.1 (Bouma et al. 2005). Daarna zijn recente studies bekeken die ecotopenkaarten gebaseerd op het ZES.1 toetsen in de Westerschelde (Wijsman 2003, Baggelaar et al. 2006, Wijnhoven et al. 2006, Wijnhoven et al. 2007) en nog twee studies die de verspreiding van benthosdata in een estuarine omgeving en manieren om dat te toetsen meer in het algemeen behandelen, voornamelijk op basis van Westerschelde data (Ysebaert & Herman 2002, Ysebaert & Herman 2004).

	Auteurs	Jaar	Titel
1.	Leewis R.J., Dankers N. & de Jong D.J.	1998	Naar een ecotopensysteem zoute wateren Nederland
2.	Dankers N., van Duin W.E., Leopold M.F., Martakis G.F.P., Smit C.J., van der Werf D.C. & Wolfert H.P.	2001	Ontwerp-ecotopenstelsel kustwateren
4.	Ysebaert T. & Herman P.M.J.	2002	Beschrijven, modelleren en voorspellen van bodemdieren in een estuarine omgeving
5..	Wijsman J.W.M.	2003	Verkenkende studie voor de validatie van het Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES) aan de hand van bodemdiergegevens
6.	Ysebaert T. & Herman P.M.J.	2004	The assessment of the ecological status of coastal and transitional waters based on benthic macroinvertebrates: classification and intercalibration within the Water Framework Directive
3.	Bouma H., de Jong D.J., Twisk F. & Wolfstein K.	2005	Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1)
7.	Baggelaar P.K., van der Meulen C.J., van Eck B. & Twisk F.	2006	Statistische validatie ecotopenkaarten Westerschelde
8.	Wijnhoven S., van Hoey G., Sistermans W. & Escarvage V.	2006	Validatie Ecotopenstelsels Westerschelde
9.	Wijnhoven S., Herman, P.M.J., Ysebaert T., van der Wal, D.	2007	Robustness parameters habitat assessment tools

Tabel 3.1 Rapporten verkend voor deze studie.

3.2 Abiotische kenmerken

Wanneer men de opbouw van het ZES bekijkt valt gelijk op dat niet alle abiotische kenmerken (zoutgehalte, substraat, diepte, hydrodynamiek, droogvalduur en sedimentsamenstelling) onafhankelijk van elkaar zijn. Zo zijn diepte en droogvalduur gecorreleerd en is de sedimentsamenstelling vaak afhankelijk van de dynamiek in een gebied. Daarbij blijkt uit diverse studies naar validatie van ecotopenkaarten dat sommige kenmerken niet veel variatie verklaren.

Als meest verklarende variabelen komen uit vrijwel alle studies zoutgehalte en hoogteligging naar voren. Zoutgehalte, de eerste bepalende variabele in het ZES.1, speelt

een belangrijke rol bij het verklaren van variatie op een grote schaal (Ysebaert & Herman 2002). Er worden duidelijke verschillen in bodemdierbiomassa en -samenstelling gevonden tussen ecotopen die te onderscheiden zijn op zoutgehalte en over het algemeen zijn biomassa en diversiteit hoger in zoute dan in brakke ecotopen. (Wijsman 2003, Baggelaar et al. 2006, Wijnhoven et al. 2006). Ook hoogteligging of overstromingsduur is een belangrijke verklarende variabele voor verschillen in biomassa of samenstelling van de benthosgemeenschappen (Wijsman 2003, Wijnhoven et al. 2006).

Effecten van dynamiek en sedimentsamenstelling komen slecht uit de data naar voren. Hoewel in sommige studies wel effecten van dynamiek worden gevonden, soortenrijkdom en biomassa is hoger in laagdynamische gebieden dan in hoogdynamische gebieden (Wijsman 2003), zijn deze effecten in andere studies niet duidelijk meetbaar (Wijnhoven et al. 2006). Hetzelfde gaat op voor slibgehalte. In sommige studies worden lichte effecten gemeten waarbij slibrijke gebieden een grotere biomassa en diversiteit herbergen dan zandige gebieden (Wijsman 2003, Wijnhoven et al. 2006), maar de trends zijn niet erg sterk en lijken slechts op zeer kleine schaal een rol te spelen (Ysebaert & Herman 2002). Tot slot zijn geen verklarende effecten gevonden van de eco-element zoals die in het ZES.1 staan benoemd (Wijsman 2003, Wijnhoven et al. 2006).

3.3 Hiërarchie in abiotische kenmerken

Het ZES.1 geeft verschillen tussen verschillende estuaria minder goed weer. Dit blijkt onder andere uit de studie van Wijsman (2003) waarbij verschillen tussen de Westerschelde en de Oosterschelde niet goed uit de verf komen. Hoewel een soort binnen een estuarium wellicht voorkeur kan hebben voor slibrijkere substraten, kan die soort een hogere biomassa bereiken in slibarme estuaria met een hogere primaire productie zoals het geval is bij vergelijkingen tussen de Ooster- en de Westerschelde (Wijsman 2003). In dit geval wordt voorkomen op grote schaal dus door andere factoren bepaald dan op kleine schaal (Ysebaert & Herman 2002). De parameters die op grote schaal verklarend zijn in het ZES.1 zijn zoutgehalte en substraattypen. Indien men het ZES.1 echter zou willen gebruiken voor vergelijkingen tussen verschillende estuaria of op een grotere schaal dan is zoutgehalte wellicht niet afdoende om de verschillen te verklaren. Er kan gedacht worden aan het incorporeren van andere kenmerken, zoals voedselaanbod (primaire productie) of troebelheid (Wijsman 2003), die wellicht meer verklarend zijn op grote schaal. Doordat het huidige ZES.1 geen onderscheid maakt tussen deze parameters is het nu wellicht niet goed toepasbaar voor vergelijkingen tussen verschillende zoutwatersystemen. Hierdoor gaat het ZES.1 wellicht voorbij aan één van de eerste doelen, namelijk om een gebieds- en tijdsafhankelijk stelsel te zijn (Bouma et al. 2005). Indien een nieuw kenmerk hoog in de hiërarchie zal worden toegevoegd zou het voordelig zijn als het een makkelijk meetbaar kenmerk is dat al gemeten wordt in de huidige meetprogramma's. Wijnhoven et al. (2007) suggereren om voedselbeschikbaarheid in de vorm van aanwezig benthisch chlorofyl in het stelsel op te nemen. Dit kenmerk is makkelijk meetbaar uit luchtfoto's (van der Wal et al. 2007). Nadeel is echter dat dit waarschijnlijk enkel goed is te meten in intergetijdgebieden. In plaats daarvan zou dus ook overwogen kunnen worden om pelagisch chlorofyl op te nemen, maar dat dient dan weer in het veld gemeten te worden.

Als tweede laag in het ZES.1 zijn eco-elementen onderscheiden. Deze eco-elementen zijn voornamelijk gekarakteriseerd op basis van een enkele soort (Bouma *et al.* 2005) en blijken geen verschillen in benthos compositie te verklaren (Wijsman 2003). Dit wordt zeer

waarschijnlijk veroorzaakt door de wijze van bemonsteren. Er wordt immers niet vaak direct in een eco-element gemonsterd (Wijsman 2003). Gezien de maatschappelijke en politieke belangstelling voor veel van de eco-elementen, zoals mossel- en oesterbanken, lijkt het nuttig ze als apart onderdeel in het ZES te handhaven. Ook al worden de elementen vaak niet meegenomen in de standaard monitoringsprogramma's, indien nodig kunnen ze achteraf nog worden gemeten of worden gekarakteriseerd met behulp van luchtfoto's aangezien ze meestal makkelijk herkenbaar zijn.

3.4 Parameters abiotische kenmerken

Bij sommige abiotische indelingskenmerken, zoals zoutgehalte of diepte, ligt het tamelijk voor de hand in welke variabele ze het best uitgedrukt kunnen worden en zijn gedetailleerde getallen voor deze variabele beschikbaar. In het ZES.1 vormt het kenmerk dynamiek hierop een uitzondering. Dynamiek blijkt moeilijk in een vaste variabele te definiëren en daarna blijkt het moeilijk om voor de gekozen variabele betrouwbare data te verkrijgen. Onder dynamiek wordt voornamelijk de stroomsnelheid als gevolg van het getij en golfwerking verstaan in het ZES.1 (Bouma et al. 2005). De onderverdeling is enkel in hoog- en laagdynamisch en wordt gemaakt op basis van drie kenmerken: lineaire stroomsnelheid en de orbitaalsnelheid gekoppeld aan de strijklengte. Stroomsnelheid wordt vaak op basis van modellen bepaald maar deze modellen zijn erg onnauwkeurig in hun schattingen voor de ondiepe delen. Het aantal metingen om een goede schatting van de stroomsnelheid in de Westerschelde te maken of om modellen voor ondiepe delen te calibreren is te laag (Wijnhoven et al. 2007). Soms wordt de hydrodynamiek ook bepaald via de geomorfologie. Dan wordt bijvoorbeeld gekeken naar de aanwezigheid van megaribbels, die een maat vormen voor krachten op de bodem, op luchtfoto's (Bouma et al. 2005). Dit is echter een tamelijk arbitraire maat die enkel bruikbaar is voor delen die niet permanent onder water staan. Effecten van dynamiek komen slecht uit de data naar voren. Hoewel in sommige studies wel effecten van dynamiek worden gevonden, soortenrijkdom en biomassa is hoger in laagdynamische gebieden dan in hoogdynamische gebieden (Wijsman 2003), zijn deze effecten in andere studies niet duidelijk meetbaar (Wijnhoven et al. 2006). De definiëring van dit kenmerk maskeert wellicht de effecten van dynamiek op de verdeling van bodemorganismen. Het zou daarom wenselijk zijn om verscheidene manieren van uitdrukken van dynamiek te kunnen vergelijken.

Naast de effecten van dynamiek zijn ook de effecten van slib op voorkomen van benthos slecht aantoonbaar. Een mogelijke oorzaak is dat slibgehalte en dynamiek aan elkaar gerelateerd zijn. Wellicht is het enigszins dubbelop om beide kenmerken mee te nemen in de evaluatie en zijn de resultaten beter als bijvoorbeeld slibgehalte een onderdeel zou vormen van het kenmerk dynamiek. Een andere optie die getoetst zou kunnen worden, is om dynamiek te vervangen door slibgehalte.

3.5 Splitsingniveaus abiotische kenmerken

Hoogteligging of overstromingsduur blijkt een belangrijke verklarende variabele voor verschillen in biomassa of samenstelling van de benthosgemeenschappen (Wijsman 2003, Wijnhoven et al. 2006). De biomassa en soortenrijkdom is over het algemeen hoger in het

intertidaal dan in het subtidaal (Ysebaert en Herman 2002, Wijsman 2003, Wijnhoven et al. 2006). Binnen de drie verschillende klassen in het intertidaal, laag, midden en hoog intertidaal, worden ook verschillen aangetroffen. Onder andere tussen voorkomen van verschillende functionele groepen (Wijsman 2003), maar ook in biomassa (Ysebaert & Herman 2002). Binnen het subtidaal worden nu ook drie diepteklassen onderscheiden, maar tussen deze klassen worden over het algemeen geen verschillen gevonden (Wijsman 2003, Wijnhoven et al. 2006). Het zou nuttig zijn om de splitsingsgrenzen in het subtidaal, wellicht in combinatie met die in het intertidaal te toetsen. Men dient daarbij wel in het achterhoofd te houden dat het ontbreken van verschillen in het subtidaal ook een oorzaak kan zijn van de bemonsteringsmethode. Wijnhoven et al. (2007) geven al aan dat de helling in het subtidale van de Westerschelde vaak steil is. Hierdoor is de bemonsteringsdichtheid wellicht te klein om verschillen tussen de drie diepteklassen te kunnen meten.

De effecten van sedimenttype zijn slecht waarneembaar in de uiteindelijke validatie van ecotopenkaarten. Dit lijkt in tegenspraak met eerdere literatuur die slib als zeer bepalend voor voorkomen van benthos heeft aangewezen (e.g. Ysebaert et al. 2003). Binnen de Westerschelde wordt wel gevonden dat de gemiddelde biomassa hoger is op slibrijke platen dan op slibarme platen (Wijsman 2003), maar in de studie van Wijnhoven et al. (2006) worden weer geen effecten van slibgehalte gevonden. In de studie van Wijsman (2003) worden ook geen significante effecten van slib gevonden op de verspreiding van kokkels en wadpieren, twee soorten waarvan toch wel bekend is dat hun voorkomen sterk is gerelateerd aan aanwezigheid van het juiste sedimenttype. Het ontbreken van sterke effecten van slib op bodemdiervoorkomen kan verschillende redenen hebben. Ten eerste verklaart slib vaak variatie op kleinere schaal, bijvoorbeeld binnen één en dezelfde plaat (Ysebaert & Herman 2002). Verder kan de bemonstering ontoereikend zijn om de effecten aan het licht te brengen. Tot slot is het mogelijk dat de splitsingsgrens niet optimaal is (Bouma et al. 2005, Wijnhoven et al. 2006). Het zou dus nuttig zijn om de splitsingsgrens van slib te toetsen. Aangezien de splitsingsgrenzen van geen enkele van de indelingskenmerken kwantitatief zijn getoetst of geoptimaliseerd is het aan te bevelen om de grenzen van alle andere variabelen ook te onderwerpen aan een toetsing.

3.6 Conclusies

De in dit rapport samengevatte studies naar validatie van ecotopenkaarten bieden handvatten voor de mogelijk te toetsen aanpassingen aan het ZES.1. Om te beginnen zouden in de gradiëntanalyse idealiter de volgende abiotische parameters moeten worden meegenomen: zoutgehalte, bentisch chlorofyl (als maat voor primaire productie), substraat, hoogte en/of overstromingsduur, slibgehalte, stroomsnelheid, maximale golfhoogte of strijklengte. De splitsingsgrenzen van alle indelingskenmerken dienen te worden getoetst, met extra aandacht voor: slibgehalte en de hoogteklassen, sublitoraal en litoraal. Alle hoogteklassen binnen litoraal en sublitoraal dienen in dezelfde analyse te worden bekeken. Het is tot nu toe namelijk onduidelijk hoeveel klassen hier nodig zijn om een optimale indeling te verkrijgen en het kan bijvoorbeeld logischer blijken om het laaglitoraal bij het ondiep sublitoraal te voegen. Voor deze data is het erg belangrijk om niet enkel met data uit de Westerschelde te werken omdat het sublitoraal van de Westerschelde relatief arm aan soorten is en omdat de Westerschelde een extreem steile helling in het sublitoraal kent en deze wellicht niet goed is bemonsterd. Na een eerste ontwerp van het aangepaste stelsel zouden in een iteratieve cyclus een aantal aanpassingen kunnen worden bekeken, waaronder bijvoorbeeld de parameter dynamiek in het ZES.1 vervangen door slib (dus slib hoger in de hiërarchie

plaatsen). Het zou nuttig zijn om te kijken naar de effecten indien alle parameters die in het ZES.1 gecorreleerd zijn, zoals dynamiek en slibgehalte of hoogte en overstromingsduur worden samengevat in één enkele parameter. Zo kan dynamiek bijvoorbeeld een combinatie van golfhoogte en sedimenttype worden. Welke combinatie het beste werkt voor een parameter als dynamiek zal moeten worden getest. Afhankelijk van de uitkomst van de CCA kan een ZES worden getoetst met daarin nieuwe parameters als bentisch chlorofyl geïncorporeerd. De aanpassingen die in de iteratieve cycli getest worden hangen echter weer af van de uitkomsten van de CCA en van het eerste ontwerp van het nieuwe ZES. Uiteindelijk zal moeten blijken op welke manier het beste een nieuw ZES wordt verkregen.

4 Benthos monitoring

Er is een algemene consensus dat het monitoren van benthos bijdraagt aan het beter begrijpen van veranderingen in systemen (Ysebaert & Herman 2002). Het interpreteren van de verzamelde benthosdata blijkt echter niet altijd even eenvoudig. Dit heeft verschillende oorzaken. In dit hoofdstuk worden de bruikbaarheid van benthosdata voor het valideren van ecotopenkaarten en verschillende manieren van benthosmonitoring besproken.

Momenteel lopen er in de Westerschelde verschillende monitoringsprogramma's voor lange termijn monitoring van benthos. Het programma BIOMON monstert voor vier verschillende diepte strata op random plekken in de Westerschelde. Het programma monstert ook in de Oosterschelde, maar hier op vaste stations, en in de Waddenzee, op vaste stations langs enkele raaien. In de Westerschelde loopt daarnaast ook nog het monitoringsprogramma MOVE.

De beschikbare bodemdiermonsters zijn niet verzameld ten behoeve van het valideren van de ecotopenkaarten. Bepaalde ecotopen zijn dan ook sterk ondervertegenwoordigd in de BIOMON monsterring. Deze lage dichtheid in monsters per ecotoop, maar voor sommige ecotopen ook de lage aantallen soorten per monster, maken het moeilijk om deze ecotopen te onderscheiden (Wijsman 2003, Wijnhoven et al. 2006). Hiernaast bemoeilijken andere factoren de interpretatie van benthosdata ook. Zo is de variatie over seizoenen erg groot (Wijnhoven et al. 2006) en kan eenzelfde benthosgemeenschap meerdere verschijningsvormen hebben (Meire et al. 1991, pers. com. de Jong 2007). In dit geval wordt in feite dezelfde gemeenschap soms gedomineerd door de ene soort en dan weer door de andere soort, afhankelijk van welke soort het eerst op die plek aanwezig was. Om alle bodemfauna met eenzelfde mate van nauwkeurigheid te kunnen beschrijven is in de ecotopen met lage dichtheden en een grotere ruimtelijke variatie een groter bemonsteringsoppervlak nodig dan in ecotopen met hogere dichtheden en een geringere ruimtelijke variatie (Van Hoey et al. 2007).

Verschiedende manieren van benthosmonitoring zijn denkbaar. Ten eerste kan gericht worden bemonsterd voor het beantwoorden van een specifieke vraag, zoals bijvoorbeeld of er een achteruitgang plaats vindt in habitats voor zeegras of wat de effecten zullen zijn van het storten van sediment op bepaalde plaatsen? Het vraaggericht bemonsteren is echter geen handige strategie voor langer doorlopende monitoringsprogramma's. Idealiter zou je willen dat deze lange termijn programma's zo zijn ontworpen dat ze antwoord kunnen geven op dit soort vragen zonder dat direct additionele monsterring nodig is. Voor lange termijn programma's zijn ook verschillende manieren van bemonsteren te bedenken. Random monsterring is er daar één van, met als nadeel dat er helemaal geen invloed op de spreiding van de monsters valt uit te oefenen. Bovendien mis je zeldzame gebiedsinformatie op het moment dat geen monitoringspunten vallen in bepaalde delen. Om dit risico te verkleinen, zou gekozen kunnen worden voor een gerichte monitoring, zoals op vaste punten of langs raaien. Hoe dan te bepalen waar deze vaste punten moeten komen te liggen? Het is mogelijk dat in de toekomst benthosdata aan de hand van ecotopenkaarten gemonitord gaat worden (Ysebaert & Herman 2004). Een risico van deze strategie is dat de data al achterhaald is op het moment dat deze gemeten wordt, indien te oude kaarten worden gebruikt. De monitoring dient dan zo snel mogelijk na, of gelijktijdig met, het verschijnen van de nieuwe kaart begonnen te worden (pers. com. Twisk 2007). Momenteel wordt in het veld getest of monitoring aan de hand van bestaande ecotopenkaarten mogelijk is (pers. com. Twisk 2007).

Tot slot, is vaak abiotische informatie niet gelijktijdig of op dezelfde plaats gemeten met de aanwezige benthos. Dit bemoeilijkt het analyseren van sturende factoren op benthosverspreiding. Een bemonsteringsprogramma zou beter geanalyseerd kunnen worden als voor ieder replicaat monster van de soorten, ook een replicaat van de abiotische factoren voorhandig zou zijn. (Ysebaert & Herman 2002).

4.1 Conclusies

Met de beschikbare data van de lopende benthosmonitoringsprogramma's van de Westerschelde zou het mogelijk moeten zijn om een validatie uit te voeren zoals in dit rapport is voorgesteld. De data is echter voor veel indelingskenmerken niet optimaal en ook als het stelsel wordt gevalideerd in plaats van een kaart zal sommige abiotische data geïnterpoleerd moeten worden om gekoppeld te kunnen worden aan de beschikbare benthos data. De monitoring van benthosdata is in eerste instantie niet ontworpen voor het valideren van een ecotopenstelsel en dat is in de data terug te zien. Het verkrijgen van de juiste abiotische data, het interpoleren van deze data en het koppelen van deze data aan de benthosdata vraagt nog een erg grote inspanning en met het succes daarvan staat of valt een succesvolle validatie van het ecotopenstelsel voor de Westerschelde of voor meerdere systemen. Significant betere data kan worden verzameld door monitoring van biologische en abiotische factoren gelijktijdig en op hetzelfde punt te laten plaats vinden (Ysebaert & Herman 2004). Betere data voor het valideren van ecotopenkaarten kan worden verkregen door de benthosmonitoring af te stemmen op beschikbare ecotopenkaarten en in alle aanwezige ecotopen voldoende te bemonsteren, waarbij het aantal monsters afhankelijk is van de ruimtelijke variatie binnen het ecotoop en de dichtheid aan soorten.

5 Conclusies en aanbevelingen

5.1 Conclusies

Over het algemeen wordt zowel in beleid als in de wetenschap het gebruik van een breed toepasbaar ecotopenstelsel voor zoute wateren als nuttig ervaren. Het huidige, meest gebruikte ecotopenstelsel is het ZES.1. Hoewel het ZES.1 al veelvuldig wordt gebruikt is het nooit kwantitatief getoetst. Ecotopenkaarten, gemaakt op basis van het ZES.1, zijn wel gevalideerd aan de hand van data afkomstig uit benthosmonitoringprogramma's. Deze benthosdata lijkt niet altijd goed overeen te komen met de ecotopen zoals weergegeven op de ecotopenkaarten. Validatie van het ZES.1 zou een stap op weg naar een optimaler ecotopenstelsel kunnen zijn. Een optimaler ZES zou eveneens minder ecotopen moeten bevatten wat de inzichtelijkheid en dus de bruikbaarheid van het stelsel zou moeten verhogen.

Als eerste werd gevraagd om inzicht te verschaffen in de beschikbare methoden en technieken voor het valideren van het huidige ecotopenstelsel (ZES.1). In dit rapport wordt gekozen voor validatie van het stelsel, boven dat van een kaart, voor één of meerdere systemen. De meest voor de hand liggende techniek hiervoor is een CCA. De tweede vraag omvatte de toepassing van de aanbevolen validatiemethode. De uiteindelijke specifieke toepassing zal mede afhankelijk zijn van de beschikbare data en van de uiteindelijke keuze die wordt gemaakt volgens de verschillende mogelijkheden in het hier gepresenteerde stappenplan. In deze studie is de daadwerkelijke toepassing voor de Westerschelde niet uitgevoerd, zoals uitgelegd in paragraaf 1.4. Het derde punt had betrekking op mogelijke aanpassingen aan het ecotopenstelsel. Aanpassingen aan het ZES.1 kunnen worden getoetst middels een optimalisatiealgoritme. Dit dient te gebeuren met data uit meerdere systemen. Het is te bediscussieren of de klassengrenzen in het ZES.1 en in een eventueel aangepast stelsel generiek moeten zijn. Deze klassengrenzen dienen in ieder geval getoetst te worden. Het lijkt wel logisch om voor de indelingskenmerken en de variabelen uit te gaan van een generiekstelsel, aangezien dit een hoofddoel van het ZES.1 was. Bij het aanpassen van het ZES dient in ieder geval kritisch gekeken te worden naar: slibgehalte en de hoogteklassen, sublitoraal en litoraal. Het zou tevens nuttig zijn om te kijken naar de effecten indien alle parameters die in het ZES.1 gecorreleerd zijn, zoals dynamiek en slibgehalte of hoogte en overstromingsduur worden samengevat in één enkele parameter. De laatste vraag was of de huidige bodemdierbemonsteringen van de Westerschelde geschikt waren voor het uitvoeren van de validatie van het ecotopenstelsel of dat er aanvullende metingen nodig waren. Hoewel met de beschikbare data een analyse zoals in dit rapport is voorgesteld, moet kunnen worden uitgevoerd blijft het een probleem dat resultaten altijd geïnterpreteerd kunnen worden als een uitvloeisel van de manier van monitoren of het gebrek aan meetpunten in bepaalde gebieden.

5.2 Knelpunten

Een aantal knelpunten wordt herkend in het uitvoeren van een validatiestudie van het ZES gebaseerd op data uit verschillende gebieden. Om te beginnen staat de beschikbare abiotische data bijna altijd los van de benthosmonitoring. Het koppelen van abiotische data

aan aanwezige benthossoorten wordt hierdoor bemoeilijkt. Indien er wel metingen aanwezig zijn dan zijn deze vaak eigendom van derden en zodoende niet altijd gratis beschikbaar. Een ander probleem bij het koppelen van verschillende datasets kan gevormd worden door de variatie in meetmethoden tussen verschillende monitoringsprogramma's. Samenvattend, het lokaliseren en verkrijgen van de juiste data, zowel abiotisch als biotisch is een tijdrovend proces. Er zal een inspanning (en wellicht ook een financiële inspanning) moeten worden geleverd om een dataset bijeen te krijgen die voldoende is voor het uitvoeren van een validatiestudie, maar het uitvoeren van deze studie staat of valt met het succes hiervan.

Twee andere punten moeten in de gaten worden gehouden tijdens de validatie van het ZES.1. Ten eerste kan een benthosgemeenschap in meerdere vormen aanwezig zijn. Zo kan een gemeenschap gedomineerd door kokkels eigenlijk dezelfde zijn als die gedomineerd door *Arenicola*, afhankelijk van de soort die het eerste op die plek aanwezig was. Empirische kennis van benthosgemeenschappen is dus nodig bij het valideren van het ZES.1 met behulp van data uit de benthosmonitoring. Tevens dient tijdens deze validatie voortdurend rekening te worden gehouden met het feit dat ook effecten van de manier van bemonsteren in de data aanwezig zullen zijn en dat het ontbreken van monsters in bepaalde klassen of ecotopen vaak een gevolg van de wijze van bemonsteren is. Dit laatste effect maakt het uitvoeren van een goede validatie moeilijk.

5.3 Aanbevelingen

Voordat een volledige validatie van het ZES.1 kwantitatief kan worden uitgevoerd, dient geld en moeite geïnvesteerd te worden in het verzamelen van data van monitoringsprogramma's, vergelijkbaar voor verschillende estuaria. Deze data dient vervolgens gekoppeld te worden aan abiotische gegevens, die zijn gemeten in het veld of zijn verkregen op basis van modellen. Het zou het meest ideaal zijn om het ZES.1 te valideren op basis van benthosdata uit de Westerschelde en de Oosterschelde, twee verschillende estuaria, en vervolgens de op basis van deze validaties gedane aanpassingen nogmaals te toetsen aan de hand van benthosdata uit de Waddenzee. Er dient dan te worden uitgezocht of voor alle drie deze systemen bruikbare en vergelijkbare data verkrijgbaar is. Pas als deze stap is gezet zullen ook aanpassingen aan het ZES.1 kunnen worden getoetst. Validatie van het ZES.1 kan ook slechts voor de Westerschelde plaats vinden.

6 Literatuur

- Baggelaar P.K., van der Meulen C.J., van Eck B. & Twisk F. Statistische validatie ecotopenkaarten Westerschelde. 2006.
- Bouma H., de Jong D.J., Twisk F. & Wolfstein K. Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1). 2005.
- Dankers N., van Duin W.E., Leopold M.F., Martakis G.F.P., Smit C.J., van der Werf D.C. & Wolfert H.P. Ontwerp-ecotopenstelsel kustwateren. 2001.
- Jongman R.H.G., Ter Braak C.J.F., van Tongeren O.F.R. (eds.). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press. 1995.
- Kent, M. & Coker, P. *Vegetation description and analysis. A practical approach*. John Wiley and Sons, England. 1992.
- Leewis R.J., Dankers N. & de Jong D.J. Naar een ecotopensysteem zoute wateren Nederland. 1998.
- Meire P.M., Seys J.J., Ysebaert T.J., Coosen J. A comparison of the macrobenthic distribution and community structure between two estuaries in SW Netherlands. In: *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. Elliott M., Ducrottoy J-P. (eds). Olsen & Olsen, Fredensborg, p 221-230. 1991.
- Prentice I.C. Non-Metric Ordination Methods in Ecology. *The Journal of Ecology*, Vol. 65, No. 1, pp. 85-941. 1977.
- Ter Braak C.J.F. Canonical Correspondence Analysis: A New Eigenvector Technique for Multivariate Direct Gradient Analysis. *Ecology*, Vol. 67, No. 5, pp. 1167-1179. 1986.
- Ter Braak C.J.F. & Prentice I.C. A theory of gradient analysis. *Adv. Ecol. Res.* 18, pp. 271-313. 1988.
- Van der Wal, D., Wielemaker, A., Ysebaert, T., Knaeps, E., van Hoey, G., Bouma, T.J., Hummel, H. Heip, C.H.R., Herman P.M.J. Alternatieve stortstrategie voor de Westerschelde. Voortzetting monitoringsprogramma proefstorting Walsoorden. Lot 2-Ecologische monitoring. Rapport 6/6. Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuarine en Mariene Ecology, Yerseke, 148 pp. 2007.
- Whittaker, R. H. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biol. Rev.* 42:207-64
- Whittaker, R. H. 1969. Evolution of diversity in plant communities. *Brookhaven Symp. Biol.* 22:178-95
- Wijnhoven S., Herman P.M.J., Ysebaert T. & van der Wal D. Robustness parameters habitat assessment tools. 2007.

- Wijnhoven S., van Hoey G., Sistermans W. & Escarvage V. Validatie Ecotopenstelsels Westerschelde. 2006-8. 2006.
- Wijsman J.W.M. Verkennende studie voor de validatie van het Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES) aan de hand van bodemdiergegevens. 2003.
- Wijsman J.W.M. & Verhage L. Toepassing van het Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES) voor de Waddenzee met behulp van HABITAT. 2004.
- Ysebaert T. & Herman P.M.J. Beschrijven, modelleren en voorspellen van bodemdieren in een estuarine omgeving. 2002-6. 2002.
- Ysebaert T., Herman P.M.J., Meire P., Craeymeersch J., Verbeek H., Heip C.H.R. Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, coastal and shelf science* 57 (1-2): 335-355. 2003.
- Ysebaert T. & Herman P.M.J. The assessment of the ecological status of coastal and transitional waters based on benthic macroinvertebrates: classification and intercalibration within the Water Framework Directive. 2004-1. 2004.