

**Trends in indicatoren van
KRM-Zeebodemintegriteit
Impact van natuurlijke factoren en
menselijk handelen: Analyse van schaal en
methodiek**

Ilse De Mesel, Johan Craeymeersch, Pepijn de Vries,
Jan Tjalling van der Wal, Tim Schellekens,
Emiel Brummelhuis
Rapportnummer C119/12

IMARES Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies)

Opdrachtgever:

RWS-Waterdienst
PEJ Smit
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Publicatiedatum:

19 oktober 2012

IMARES is:

- een onafhankelijk, objectief en gezaghebbend instituut dat kennis levert die noodzakelijk is voor integrale duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van de zee en kustzones;
- een instituut dat de benodigde kennis levert voor een geïntegreerde duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van zee en kustzones;
- een belangrijke, proactieve speler in nationale en internationale mariene onderzoeksnetwerken (zoals ICES en EFARO).

P.O. Box 68	P.O. Box 77	P.O. Box 57	P.O. Box 167
1970 AB IJmuiden	4400 AB Yerseke	1780 AB Den Helder	1790 AD Den Burg Texel
Phone: +31 (0)317 480900	Phone: +31 (0)317 48 09 00	Phone: +31 (0)317 48 09 00	Phone: +31 (0)317 48 09 00
Fax: +31 (0)317 48 73 26	Fax: +31 (0)317 48 73 59	Fax: +31 (0)223 63 06 87	Fax: +31 (0)317 48 73 62
E-Mail: imares@wur.nl	E-Mail: imares@wur.nl	E-Mail: imares@wur.nl	E-Mail: imares@wur.nl
www.imares.wur.nl	www.imares.wur.nl	www.imares.wur.nl	www.imares.wur.nl

© 2012 IMARES Wageningen UR

IMARES is onderdeel van Stichting DLO
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16

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

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

A_4_3_1-V12.3

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave.....	3
Samenvatting.....	5
Hoofdstuk 1: Algemene introductie	8
1.1 Inleiding.....	8
1.2. Doel van de studie	8
1.3. Aanpak	8
1.4. Omlijning van het onderzoek	9
1.4.1. Soorten.....	9
1.4.2. Menselijk handelen.....	9
1.5. Leeswijzer	10
Hoofdstuk 2: Linken van trends in bodemdieren met abiotiek en menselijk handelen aan de hand van statistische modellen	11
2.1. Inleiding.....	11
2.2. Doelstelling.....	11
2.3. Methode.....	11
2.3.1. Biologische data	11
2.3.2. Abiotiek.....	12
2.3.3. Visserijdata.....	13
2.3.4. Zandwin- en stortdata	16
2.3.5. Eunis-levels	16
2.3.6. Trendanalyses.....	16
2.3.7. Modellen voor koppeling benthos met abiotiek en menselijk handelen	18
2.4. Resultaten	19
2.4.1. Trendanalyses.....	19
2.4.1.1. Schelpdieren in de Nederlandse kustzone	19
Ensis directus.....	19
Spisula subtruncata	19
Macoma balthica	19
Fabulina fabula.....	19
Donax vittatus	19
2.4.1.2. Relevant biogeen substraat	19
Lanice conchilega	19
Callianassa	19
2.4.1.3. Gevoelige en/of tolerante soorten.....	20
Chamelea striatula.....	20
Amphiura filiformis	20
Arctica islandica	20
Dositia exoleta	21
Dositia lupinus.....	21
Thracia papyracea	21
2.4.1.4. Trends in multimetrische indices	22
2.4.1.5. Trends in menselijk gebruik.....	23
2.4.2. Modellen voor koppeling benthos met abiotiek en menselijk handelen	24
2.4.2.1. Selectie abiotische variabelen	24
2.4.2.2. Selectie benthische soorten	24

2.4.2.3.	Selectie menselijk handelen.....	25
2.4.2.4.	Modeloutput.....	25
2.5.	Discussie en conclusies.....	29
2.5.1.	Databeschikbaarheid.....	29
2.5.1.1.	Bodemdieren.....	29
2.5.1.2.	Abiotiek.....	29
2.5.1.3.	Visserijdata.....	29
2.5.1.4.	Zandwin- en baggerstortdata.....	30
2.5.2.	Modellen.....	30
2.5.2.1.	Trendanalyses.....	30
2.5.2.2.	Statistische modellen.....	30
2.5.3.	Conclusies.....	31
2.5.3.1.	Monitoringsprogramma's.....	31
2.5.3.2.	Schaalniveau.....	32
Hoofdstuk 3: Modellering van cumulatieve effecten van menselijk handelen op bodemdieren (CUMULEO-RAM)		33
3.1.	Inleiding.....	33
3.2.	Doel	33
3.3.	Methode.....	33
3.3.1.	Raamwerk	33
3.3.2.	Ruimtelijke schaal.....	34
3.3.3.	Van activiteit naar drukfactor.....	34
3.3.4.	Van drukfactor naar ecosysteemcomponent.....	35
3.3.4.1.	Verstorings-effect-relaties	35
3.3.4.2.	Parameterisering verstorings-effect-relatie.....	37
3.3.4.3.	Integratie tot één potentieel populatie effect indicator (de vervangingswaarde)	38
3.3.4.4.	Parameterisering van de vervangingswaarde.....	39
3.4.	Resultaten	40
3.5.	Discussie	43
3.5.1.	Ruimte- en tijdsaspecten	43
3.5.2.	Procesaspecten.....	43
3.5.3.	Parameteraspecten	44
Hoofdstuk 4: Algemene conclusies en aanbevelingen.....		46
4.1.	Schaalniveau voor monitoring in kader van KRM.....	46
4.2.	Evaluatie monitoringsprogramma's.....	46
4.3.	Registratie menselijk handelen	47
4.4.	Evaluatie van de statistische modellen	47
4.5.	Evaluatie van CUMULEO-RAM	47
Kwaliteitsborging		49
Referenties		50
Verantwoording		52

Samenvatting

De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) is door de EU in 2008 vastgesteld. Het doel van de KRM is om uiterlijk in 2020 te komen tot een Goede milieutoestand (GMT) van alle Europese mariene wateren. Onder een goede milieutoestand wordt begrepen dat de zee schoon, gezond en productief is en dat het gebruik van de zee op een duurzame wijze plaatsvindt. De beschrijving van de GMT geschiedt aan de hand van elf ecosysteemgerichte descriptoren. Descriptor 6 'zeebodemintegriteit' is één van de elf descriptoren van de KRM en heeft direct betrekking op allerlei handelingen waarbij de zeebodem wordt beroerd. Om Descriptor 6 'zeebodemintegriteit' te beschrijven zijn een aantal benthische indicatoren voorgesteld:

- Relevant biogeen substraat: *Lanice*, *Calianassa*, schelpdierbanken
- Omvang van zeebodem die significant door menselijke activiteiten wordt verstoord: frequentie van verstoring van habitats op EUNIS niveau 3 door bodemberoerende visserij en zandwinning
- Aanwezigheid van gevoelige en/of tolerante soorten: langlevende soorten, met name slangster (*Amphiura filiformis*), Noordkromp (*Arctica islandica*), gewone venusschelp (*Chamelea striatula*), Dichtgestreepte artemisschelp (*Dosinia lupinus*), gewone papierschelp (*Thracia papyracea*), Gewone artemisschelp (*Dosinia exoleta*)
- Multimetrische indices ter beoordeling van de omstandigheden van de benthische levensgemeenschap en functionaliteit: soortenrijkdom, evenness, Hill's Index en BEQI2

Rijkswaterstaat heeft meer inzicht nodig in de manier waarop de natuurlijke variaties en antropogene handelingen de temporele en ruimtelijke verspreidingspatronen van de bodemgemeenschappen op zee beïnvloeden om zo de impact van de mens op het ecosysteem te kunnen inschatten. Men heeft behoefte aan een monitoringsstrategie die hen in staat stelt om antropogene effecten van natuurlijke effecten op de zeebodem en zeebodemintegriteit te scheiden. Onder menselijk handelen wordt in deze studie zandwinning, baggerstorten en visserij verstaan. Concreet is hierbij gevraagd de huidige monitoringscampagnes te evalueren, en suggesties te formuleren om deze te verbeteren. Daarnaast wil RWS een verantwoorde keuze kunnen maken tussen een aantal ruimtelijke schaalniveaus om de toestand en de veranderingen op de zeebodem te beschrijven. Hierbij zijn door Rijkswaterstaat EUNIS-niveaus 3, 4 en 5 als te onderzoeken ruimtelijke resoluties aangewezen.

De vraagstelling is op twee manieren aangepakt. Enerzijds is onderzocht of statistische modellen kunnen worden ingezet om trends in bodemdiersoorten te koppelen aan abiotiek en intensiteit van menselijk handelen. Daar waar significante trends zijn waargenomen is onderzocht of deze kunnen worden gerelateerd aan autonome veranderingen in abiotiek danwel menselijke handelen. Analyses zijn uitgevoerd voor de habitats gedefinieerd op EUNIS niveau 3, 4 en 5.

Daarnaast is het CUMULEO-RAM model ingezet om cumulatieve effecten van menselijk handelen op de indicatoren in te schatten. Er is onderzocht of het model, dat oorspronkelijk is ontwikkeld voor AMOEBE indicator soorten, kan worden ingezet voor het gehele NCP en voor de uitgebreide set van bodemdiersoorten die in dit rapport wordt behandeld. Er is gekeken of de uitkomst van dit model bijdraagt tot een beter begrip van de ruimtelijke spreiding van menselijke druk op de soorten op het NCP.

In eerste instantie is per habitat op EUNIS-niveau 3, 4 en 5 voor elke indicator binnen Descriptor 6 van de KRM een trendanalyse uitgevoerd op basis van de data verzameld binnen de MWTL monitoringscampagne. Hierbij worden verspreid over het NCP 100 punten bemonsterd met een boxcorer. Een aantal habitats bleken niet of onvoldoende bemonsterd voor een analyse. De Klaverbank is een hiaat in de dataset, net als enkele kleinere habitats op niveau 4 en 5. Voor een aantal schelpdiersoorten (*Ensis* sp, *Macoma balthica*, *Spisula subtruncata*, *Donax vittatus* en *Fabula fabulina*) waarvan het voorkomen in

een eerdere studie nader is bekeken (De Mesel et al., 2010) is ook in de kustzone een trendanalyse uitgevoerd. Hiervoor zijn gegevens gebruikt uit de WOT bemonsteringscampagne die wordt uitgevoerd in de Nederlandse kustzone met een schaaf. Voor soorten die een significant stijgende of dalende trend vertonen is aan de hand van statistische modellen gezocht naar correlaties tussen de waargenomen trend en respectievelijk abiotiek en menselijk handelen. De abiotiek is afgeleid uit Delft 3D modellen (Deltares). Ruimtelijke spreiding van visserijdruk is verkregen door koppeling van satelliet registraties met logboekgegevens. Er is onderscheid gemaakt tussen grote en kleine boomkorvisserij, garnalenvisserij en grote en kleine ottertrawl. De zandwin- en baggerstort data zijn aangeleverd door RWS.

De MWTL dataset is weinig geschikt gebleken als input voor de statistische modellen. Van de 18 significant stijgende of dalende trends bleek in de helft van de gevallen onvoldoende gegevens beschikbaar voor een regressiemodel. De WOT data zijn beter geschikt als input want voor slechts 4 van de 24 gevallen voldeed de dataset niet. Menselijk handelen alleen had geen additionele verklarende waarde voor het voorkomen van soorten. Abiotische variabelen hadden telkens meer verklarende waarde. De dichtheden van elke soort en diversiteitsindices zijn daarom primair geanalyseerd op correlatie met abiotische omstandigheden en vervolgens is het belang van menselijk handelen in het verklaren van de variatie als co-variabele getest. De richting van het effect van menselijk handelen hangt af van de schelpdiersoort en het type visserij.

Wat betreft de ruimtelijke schaal, komt uit de analyse naar voor dat EUNIS-niveau 3, met de laagste ruimtelijke resolutie, vaak te grof was om trends in benthos waar te kunnen nemen. Trends werden op dat niveau als niet significant beschouwd, terwijl op een fijner niveau – EUNIS-niveau 4 of 5 – wel een significante trend is waargenomen in bepaalde deelgebieden. EUNIS-niveau 4 lijkt een betere schaal, terwijl EUNIS-niveau 5 – in zijn huidige vorm – weinig extra informatie bijbrengt ten opzichte van EUNIS-niveau 4. De habitats op EUNIS-niveau 5 zijn momenteel enkel gebaseerd op benthosgemeenschappen die zijn verzameld in het kader van de MWTL bemonstering. Na interpolatie tussen de monsterpunten zijn gebiedsdekkende kaarten verkregen waarin verschillende habitats te onderscheiden zijn. Door deze aanpak is de Klaverbank niet zichtbaar als een afzonderlijk habitat, omdat daar geen MWTL monsters worden verzameld. Door de verschillende aanpak met de habitatopdeling op niveau 3 en 4, die volledig is gebaseerd op abiotiek, sluiten de habitats op niveau 5 weinig aan bij beide lagere niveaus. Een verfijning van de kaarten op niveau 5, waarbij ook de abiotische informatie verwerkt wordt, zal beter aansluiten met de habitats op niveau 3 en 4, en met de werkelijke verspreiding van soorten. Zo zouden trends mogelijk nog scherper naar voor kunnen komen en zou dit leiden tot minder 0-waarden in de statistische modellen. Een alternatieve methode om het NCP te onderzoeken in functie van een aantal indicatorsoorten, kan erin bestaan kanskaarten voor deze soorten op te stellen. Op deze manier kan dan gericht worden bemonsterd in het habitat van een soort.

Uit de evaluatie van de bemonsteringscampagnes is gebleken dat de monsters die zijn verzameld met boxcorers in het kader van de MWTL monitoring erg waardevol zijn voor de berekening van de multimetrische en biodiversiteitsindices, zoals gedefinieerd in Descriptor 6 'zeebodemintegriteit' van de KRM. Voor een aantal andere indicatoren binnen deze descriptor, met name schelpdieren en meer zeldzame organismen, lijkt de methodiek minder geschikt, omdat de trefkans voor deze soorten laag is. Hiervoor is bemonstering met een bodemschaaf beter geschikt. Uit eerder onderzoek is gebleken dat voor een soort (*Macoma balthica*) die met een dichtheid van bijna 80 individuen per m² voorkwam 90 monsters met de boxcorer moeten worden verzameld ten opzichte van 12 bodemschaven om met eenzelfde power significante veranderingen in de populatie te kunnen vaststellen (Bergman en van Santbrink, 1994). Ook de resolutie van de MWTL bemonstering is laag: momenteel worden 100 punten bemonsterd over het gehele NCP. Zoals eerder besproken, zijn hierdoor zijn een aantal habitats niet of onvoldoende bemonsterd om statistische analyses op uit te voeren. In de analyses uitgevoerd in deze

studie is gebleken dat voor *Chamelea striatula*, de enige indicator van Descriptor 6 waarvoor zowel WOT-data als MWTL-data voorhanden zijn in de kustzone, op basis van de MWTL data geen significante trend in aantallen kan worden vastgesteld, terwijl dat op basis van de WOT data wel het geval is.

Statistische modellen kunnen een erg nuttige tool zijn voor het onderzoek naar de impact van natuurlijke fluctuaties en menselijk handelen op het bodemleven, maar de bruikbaarheid is afhankelijk van voldoende data om tot betrouwbare relaties te komen. In deze studie gebleken dat door veel nulwaarden en een korte tijdserie er vaak te weinig variatie in de aantallen van een soort wordt gevonden om tot een betrouwbaar model te komen. Mogelijk kan de opdeling van het NCP volgens een aangepast EUNIS-niveau 5, waarbij biotiek en abiotiek worden gekoppeld, of op basis van habitatkansenkaarten van de indicatorsoorten, het probleem van de nulwaarnemingen opheffen. Een herverdeling van de monsterinspanning, waarbij vooral wordt gemonsterd in habitats waar indicatorsoorten voorkomen, kan ervoor zorgen dat voldoende data beschikbaar worden om de patronen in de dynamiek van de soorten te verklaren.

Ook bij de registratie van het menselijk handelen kunnen een aantal verbeterpunten worden aangestipt. De verspreiding van de visserij-inspanning van de Nederlandse vloot op het NCP is geanalyseerd aan de hand van de VMS gegevens. Door de koppeling met de vangstregistraties is een analyse gemaakt van de visserij-inspanning per vistuigtype. Dit geeft een behoorlijk beeld van de visserij-inspanning door de Nederlandse vloot. In de kustzone is er echter sprake van een onderschatting, omdat niet alle garnalenvisserij wordt geregistreerd. Verder is een groot nadeel van deze methode dat in Nederland geen registraties gebeuren van de buitenlandse vloot die op het NCP actief is. De procedure om deze gegevens te verkrijgen en te analyseren is omslachtig en daardoor niet routinematig toepasbaar. Het belang van de buitenlandse vloot is vooral aanzienlijk in de meer noordelijke delen van het NCP.

De zandwin- en baggerstortdata zijn als totale volumes op jaarbasis per win- en stortgebied beschikbaar gemaakt. Voor voorliggende studie is een betere ruimtelijke (waar heeft de verstoring plaatsgevonden binnen het vak) en temporele registratie van de activiteiten wenselijk, zodat voor de statistische analyse kan bepaald worden welke monsters wel of niet door de activiteit worden verstoord en met welke frequentie.

Tot slot is onderzocht of het CUMULEO-RAM model een beter inzicht kan verschaffen in de druk van menselijk handelen op indicatorsoorten gedefinieerd binnen Descriptor 6 van de KRM. Het CUMULEO-RAM model is een generiek model dat in staat is de drukfactoren van een groot aantal activiteiten te cumuleren en te vertalen naar een potentieel effect op een populatie. Vertaling van sommige activiteiten naar drukfactoren (zoals bijvoorbeeld bordenvisserij) heeft nog wel de nodige aandacht, alsmede het komen tot een betrouwbare set van parameters. Huidige opzet van het model geeft ruimtelijk inzicht van potentiële effecten van een combinatie van activiteiten. Het is niet eenvoudig een vertaling te maken naar werkelijke populatie effecten. Een interessante aanpak zou zijn om de ruimtelijke verspreiding van vervangingswaarden te vergelijken met habitatgeschiktheidskaarten/ kansenkaarten. Zo kan worden vastgesteld of een drukfactor ook daadwerkelijk kan leiden tot een effect (is het betreffende gebied wel geschikt om de soort in kwestie te herbergen). Ook voor deze aanpak zou een betere ruimtelijke registratie van de zandwinning als voordeel hebben dat het impactgebied natuurgetrouwer kan worden benaderd. Doordat in het CUMULEO-RAM de win- en stortgebieden worden vertaald naar een grid, wordt de oppervlakte die door de activiteiten worden beïnvloed sterk overschat. Een volgende stap in het onderzoek zou eruit kunnen bestaan dat de cumulatieve druk die is berekend in het CUMULEO-RAM model als input wordt gebruikt voor de statistische modellen. Dit kan inzicht geven in de impact van de totale druk van de menselijke activiteit op het voorkomen van de soort.

Hoofdstuk 1: Algemene introductie

1.1 Inleiding

De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) is door de EU in 2008 vastgesteld. Het doel van de KRM is om uiterlijk in 2020 te komen tot een Goede milieutoestand (GMT) van alle Europese mariene wateren. Onder een goede milieutoestand wordt begrepen dat de zee schoon, gezond en productief is en dat gebruik van de zee op een duurzame manier plaatsvindt. De beschrijving van de GMT geschiedt aan de hand van elf ecosysteemgerichte descriptor. Descriptor 6 'Zeebodintegriteit' is een van de elf descriptor van de KRM en heeft direct betrekking op allerlei handelingen waarbij de zeebodem wordt beroerd.

Rijkswaterstaat staat in voor het uitvoeren van kustlijnverzorging en kustverdediging. Zeezand wordt gewonnen en gesuppleerd op het strand en op het kustfundament van Nederland. Zand winnen en suppleren heeft een impact op de bodem en het bodemleven: bodemdiergemeenschappen worden verwijderd, respectievelijk begraven. Ook activiteiten die door andere partijen worden uitgevoerd – zoals visserij, de aanleg en exploitatie van windmolenparken, vervuiling door allerlei activiteiten – kunnen een impact hebben op bodemdieren. De effecten van deze activiteiten raken de 'Zeebodintegriteit' zoals gedefinieerd binnen de KRM.

De beschrijving van Descriptor 6 'Zeebodintegriteit' gebeurt aan de hand van een aantal benthische indicatoren. Het bodemleven wordt gekenmerkt door een grote dynamiek, vaak gedreven door fluctuaties in omgevingsfactoren maar ook beïnvloed door menselijk handelen. De natuurlijke temporele en ruimtelijke dynamiek van het bodemleven is vaak nog slecht begrepen, waardoor impactstudies naar de effecten van menselijk handelen worden bemoeilijkt.

Rijkswaterstaat heeft meer inzicht nodig in de manier waarop de natuurlijke variaties en antropogene handelingen de temporele en ruimtelijke verspreidingspatronen van de bodemgemeenschappen op zee beïnvloeden. Er is sprake van een "spanwijdte" tussen verschillende wetenschappelijke benaderingen van deze problematiek. Het krijgen van inzicht in deze zaken is noodzakelijk voor het beheer van de Noordzee.

1.2. Doel van de studie

Rijkswaterstaat heeft behoefte aan een monitoringsstrategie die hen in staat stelt om antropogene effecten van natuurlijke effecten op de zeebodem en zeebodintegriteit te scheiden. Onder menselijk handelen wordt in deze studie zandwinning, baggerstorten en visserij verstaan (zie ook 1.4.2.). Concreet is hierbij gevraagd de huidige monitoringscampagnes te evalueren, en suggesties te formuleren hoe ze kunnen worden verbeterd. Daarnaast wil RWS een verantwoorde keuze kunnen maken tussen een aantal ruimtelijke schaalniveaus om de toestand en de veranderingen op de zeebodem te beschrijven. Hierbij zijn EUNIS-niveaus 3, 4 en 5 als te onderzoeken ruimtelijke resoluties aangewezen.

1.3. Aanpak

De vraagstelling is op twee manieren aangepakt. Enerzijds is onderzocht of statistische modellen kunnen worden ingezet om trends in bodemdiersoorten te koppelen aan abiotiek en intensiteit van menselijk handelen. Trendanalyses voor bodemdieren zijn uitgevoerd met Trendspotter (Tulp et al., 2008; Meesters et al., 2009). Daar waar significante trends zijn waargenomen is onderzocht of deze kunnen worden gerelateerd aan veranderingen in abiotiek of menselijke handelen. Analyses zijn gebeurd voor de habitats gedefinieerd op EUNIS niveau 3, 4 en 5.

Daarnaast is het CUMULEO-RAM model ingezet om cumulatieve effecten van menselijk handelen op de indicatoren in te schatten. Er is onderzocht of het model, dat is ontwikkeld voor een aantal soorten in de

Waddenzee, kan worden ingezet voor het gehele NCP en voor de uitgebreide set van bodemdiersoorten die in dit rapport wordt behandeld. Er wordt gekeken of de uitkomst van dit model bijdraagt tot een beter begrip van de ruimtelijke spreiding van menselijke druk op de soorten op het NCP.

1.4. Omlijning van het onderzoek

1.4.1. Soorten

De studie spitst zich toe op de volgende gemeenschappen en soorten:

- De indicatoren die worden gedefinieerd binnen Descriptor 6 van de KRM. De indicatoren die in het project zijn opgenomen is gebaseerd op de concept-indicatoren die beschikbaar waren op 11 mei 2011, het moment dat de offerte voor deze studie is uitgebracht (Slijkerman, pers. comm.). Concreet gaat het om deze soorten en indices:
 - o Relevant biogeen substraat: *Lanice*, *Calianassa*, schelpdierbanken
 - o Omvang van zeebodem die significant door menselijke activiteiten wordt verstoord: frequentie van verstoring van habitats op EUNIS niveau 3 door bodemberoerende visserij en zandwinning
 - o Aanwezigheid van gevoelige en/of tolerante soorten: langlevende soorten, met name slangster (*Amphiura filiformis*), Noordkromp (*Arctica islandica*), gewone venusschelp (*Chamelea striatula*), Dichtgestreepte artemisschelp (*Dosinia lupinus*), gewone papierschelp (*Thracia papyracea*), Gewone artemisschelp (*Dosinia exoleta*)
- Multimetrische indices ter beoordeling van de omstandigheden van de benthische levensgemeenschap en functionaliteit: soortenrijkdom, evenness, Hill's Index en BEQI2
- Schelpdiersoorten, met name *Spisula subtruncta*, *Ensis* sp., *Tellina fabula*, *Macoma balthica* en *Donax vittatus* in de Nederlandse kustzone (zie ook De Mesel et al., 2011)

Binnen de KRM zijn nog een aantal parameters gedefinieerd die niet in dit rapport zijn meegenomen:

- o Aandeel biomassa of aantal individuen in het macrobenthos dat een bepaalde lengte/grootte overschrijdt: lengteverdeling van langlevende soorten
- o Parameters ter beschrijving van de kenmerken van het groottespectrum van de benthische gemeenschap

Het eerstgenoemde punt was nog niet uitgewerkt binnen de KRM werkgroep die zich hierover buigt, over het tweede is door diezelfde werkgroep geoordeeld dat het niet van toepassing is voor Nederland.

1.4.2. Menselijk handelen

Heel wat activiteiten op zee kunnen een impact hebben op de 'zeebodemintegriteit' zoals gedefinieerd in de KRM. In deze studie worden de effecten van verschillende vormen van visserij (grote en kleine boomkorvisserij, garnalenvisserij en bordentrawling), zandwinning en storten van baggerslib geanalyseerd. Ook andere activiteiten kunnen relevant zijn voor zeebodemintegriteit, maar zijn niet meegenomen in de modellen, om uiteenlopende redenen:

- Chemische verontreiniging: de bronnen van chemische verontreiniging zijn erg divers. De ruimtelijke en temporele informatie over de verspreiding van de verontreinigingen zijn ontoereikend om in het statistische model mee te nemen.
- Eutrofiëring (verontreiniging door nutriënten): Het effect van nutriënten is vooral indirect, en daardoor moeilijk in het CUMULEO-RAM te implementeren. Nutriënten zijn alleen in de statistische modellen meegenomen.
- Verontreiniging door olie- en gaswinning: de effecten van olie- en gaswinning zijn erg lokaal. Er bestaan weinig of geen monitoringsdata in de buurt van boorplatform waardoor weinig over de impact van deze activiteit op het benthos kan worden afgeleid.
- Windmolens: Ook hiervoor geldt dat de effecten lokaal zijn en geen effecten kunnen gevonden worden in de monitoringsdata omdat er onvoldoende monsters in de buurt van windmolenparken worden verzameld.

1.5. Leeswijzer

Dit project is opgebouwd uit een aantal hoofdstukken die elk een eigen aanpak en methodologie volgen. In **Hoofdstuk 2** worden de monitoringscampagnes geëvalueerd en wordt advies geformuleerd over de ruimtelijke schaal die is aangewezen om veranderingen op de zeebodem te beschrijven. Hiervoor zijn trendanalyses uitgevoerd op drie ruimtelijke schaalniveaus. Vervolgens is gezocht naar een kwantificeerbare link tussen trends in respectievelijk soorten en diversiteitsindices met abiotiek enerzijds en menselijk handelen anderzijds aan de hand van statistische modellen. Er wordt aandacht besteed aan de kwaliteit van de registraties van het menselijk handelen en hoe deze kunnen worden geoptimaliseerd om in modellen te worden opgenomen. Ook wordt de methodiek op zich, met name het gebruik van de statische modellen voor deze vraagstelling, geëvalueerd.

In **hoofdstuk 3** worden de methodiek en de resultaten van het CUMULEO-RAM model voorgesteld. Hierbij wordt menselijk handelen vertaald naar drukfactoren en hun potentiële impact op een bepaalde soort. Dit resulteert in kaarten waarop de vervangingswaarde voor een soort wordt gevisualiseerd. Er worden suggesties geformuleerd om deze modellen in de toekomst verder te optimaliseren voor het gebruik in deze context.

In **hoofdstuk 4** tenslotte, volgen een algemene discussie en aanbevelingen met betrekking tot het schaalniveau, monitoring strategieën, registraties van menselijk handelen en gebruikte technieken (statistische modellen en CUMULEO-RAM).

Hoofdstuk 2: Linken van trends in bodemdieren met abiotiek en menselijk handelen aan de hand van statistische modellen

2.1. Inleiding

Aan de hand van statistische modellen kunnen patronen in bodemdiergemeenschappen op een kwantitatieve manier gelinkt worden met abiotische processen en menselijke activiteiten. Het resultaat en de betrouwbaarheid van de modellen is in grote mate afhankelijk van de beschikbare data. De ruimtelijke en temporele resolutie van de data, de manier waarop ze zijn verzameld en geregistreerd en de wijze waarop gegevens op elkaar aansluiten zijn hierbij bepalend.

In dit hoofdstuk wordt in eerste instantie gekeken naar trends in bodemdiersoorten en diversiteitsindices in de verschillende habitats op EUNIS-niveau 3, 4 en 5. Ook is gekeken naar trends in de visserij-intensiteit op de verschillende EUNIS-niveaus. De biotische en visserij-gegevens zijn gescreend naar bruikbaarheid voor de statistische modellen en er zijn relevante abiotische variabelen geselecteerd om in de modellen op te nemen. De modellen zijn gebouwd voor soorten in die habitats waar hun voorkomen een significante lineaire trend vertoont.

2.2. Doelstelling

De doelstellingen van dit onderdeel kunnen als volgt worden samengevat:

- Trendanalyses van dichtheid en diversiteit van soorten en van menselijk handelen, meer bepaald visserij, op het NCP op verschillende ruimtelijke schalen overeenkomstig met de habitats op EUNIS niveau 3, 4 en 5
- Opstellen van modellen aan de hand waarvan trends in de bodemdieren kunnen worden verklaard op basis van abiotiek en menselijke handelen (verschillende vormen van visserij, zandwinning en baggerstorten)
- Op basis van voorgaande analyses evalueren
 - o of huidige monitoringprogramma's (MWTL en WOT) volstaan voor de monitoring van de impact van menselijk handelen op de bodemdieren overeenkomstig de bepalingen binnen Descriptor 6 'Zeebodintegriteit' van de KRM
 - o welke ruimtelijke schaal is aangewezen om veranderingen op de zeebodem te evalueren
 - o of de gebruikte methodiek en de beschikbare data geschikt zijn om de analyses uit te voeren

2.3. Methode

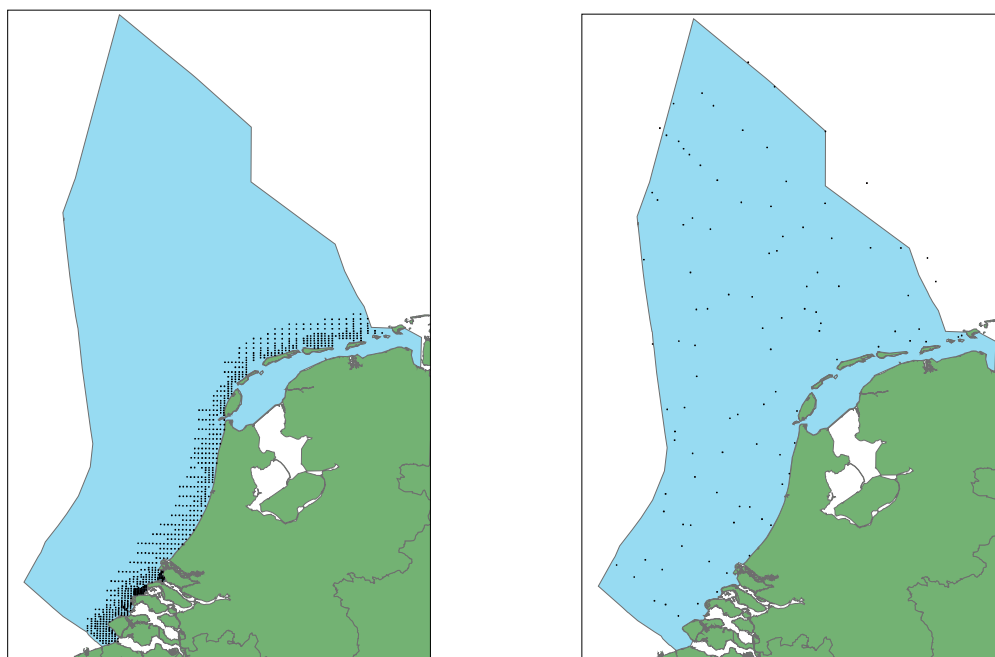
2.3.1. Biologische data

De trendanalyses worden uitgevoerd op data die zijn verzameld in het kader van de Wettelijke Onderzoeks Taken (WOT-schelpdiersurvey, in opdracht van het Ministerie van EL&I) en het MWTL-monitoringsprogramma (in opdracht van het Ministerie van I&M).

De WOT-schelpdiersurvey wordt sinds 1995 uitgevoerd in de Nederlandse kustzone (Figuur 1) en is vooral gericht op het uitvoeren van een bestandschatting van commercieel relevante schelpdiersoorten, met name *Spisula* en *Ensis*. Reeds sinds het begin van de survey worden ook andere (schelpdier)soorten die in het monsterveld aanwezig zijn, geïnventariseerd. De monsters worden verzameld met een bodemschaaf. Het mes van de schaar heeft een breedte van 10 cm. De bodemschaaf wordt over 150m voortgesleept over de bodem waarbij het mes tot op een diepte van 7 cm in het sediment dringt. Het sediment wordt opgevangen in een verzamelkooi van metaalgaas met een diameter van 5 mm. Schelpdieren en een aantal epibenthische soorten worden geïdentificeerd en geteld. De WOT gegevens zijn beschikbaar in de database van IMARES (Goudswaard et al., 2010).

De MWTL survey is gericht op de gehele benthische gemeenschap en wordt sinds 1991 uitgevoerd op het NCP (figuur 1). In de periode 1991-1994 zijn op 25 plaatsen 5 monsters (replicaten) verzameld. Vanaf 1995 wordt op 100 plaatsen verspreid over het NCP telkens 1 monsters genomen. Gezien de verschillende bemonsteringsstrategie met gevolgen voor de ruimtelijke spreiding van de data, zijn de eerste 4 jaren van de meetreeks niet meegenomen in de trendanalyses. De MWTL-data zijn beschikbaar gemaakt door RWS.

Bij de berekening van de Shannon-Wiener diversiteit zijn logaritmes met grondtal 2 gebruikt. Daarom is dit in dit rapport aangeduid als H2. De eveness is berekend als de Shannon-Wiener gedeeld door $\log(\text{aantal soorten})$, ook weer met grondtal 2, en daarom als J2 aangeduid.



Figuur 1. overzicht van de ligging van de WOT-bemonsteringspunten (links) en de MWTL-punten (rechts).

Door de verschillende bemonstering strategieën kunnen beide datasets niet samengevoegd worden en moeten de analyses afzonderlijk gebeuren.

2.3.2. Abiotiek

Er is een ruime en zo compleet mogelijke set aan abiotische parameters ingewonnen. De hydrodynamische en waterkwaliteitsdata zijn onderhevig aan temporele dynamiek en zijn verkregen uit modelberekeningen van Deltares (bijlage A). Het gaat hierbij om chlorofylgehalte, POC, gesuspendeerd sediment, saliniteit, bodemschuifspanning, stroomsnelheid, stroomrichting, en nutriënten. Voor een aantal van deze parameters zijn ook meetgegevens voor handen. De resolutie van het meetnet is echter te laag om betrouwbare gebiedsdekkende kaarten te produceren die als input kunnen dienen voor de statistische modellen.

De abiotische parameters met een temporele dynamiek zijn afgeleid van modelresultaten uit het ZUNO-GROF (Noordzee domein) Delft3D-WAQ en Delft3D-ECO model van Deltares. Stroomsnelheid, stroomrichting (als proxy van de geografische ligging van de punten), bodemschuifspanning, saliniteit en gesuspendeerd sediment zijn geëxtraheerd uit de 3D modellen van de Noordzee (DELWAQ). De andere parameters – chlorophyl, particulier organische koolstof (POC), nitraat, ammonium, ortho-fosfaat, totaal fosfaat en totale stikstof – zijn uit een 2D ecologisch model gehaald (GEM) (Deltares 2011).

Van alle genoemde parameters zijn maandgemiddeldes en 10- en 90- percentielen verkregen voor de periode 1996-2008. Binnen deze ruime set aan gegevens, is op basis van de data van april en november van respectievelijk 1999, 2003 en 2007 gezocht naar correlaties tussen parameters. Van gecorrleerde parameters is slechts één parameter in de analyse opgenomen. Deze selectieprocedure en de geselecteerde parameters staan beschreven onder 2.4.2.1.

Voor morfologische data is de temporele variatie op de te onderzoeken ruimtelijke schaal erg klein zodat deze, rekening houdende met de ruimtelijke verschillen, als vaste waarden in het model kunnen worden meegenomen. Dit geldt voor mediane korrelgrootte en diepte. Deze gegevens zijn verkregen van TNO Bouw en Ondergrond.

2.3.3. Visserijdata

Om de bodem-beroerende visserijdruk in het gebied te schatten zijn logboekgegevens en satelliet-registraties van vissersschepen gebruikt (Mills et al., 2006). De ruimtelijke resolutie van logboekgegevens is beschikbaar op het niveau van ICES-kwadranten (= 0.5 lengtegraad x 1 breedtegraad), met een oppervlakte van 3500 km² per kwadrant. In Nederland volgt de Algemene Inspectie Dienst (AID) de Nederlandse vissers per satelliet en registreert iedere 2 uur de geografische positie van vissersschepen. Daarnaast wordt ook vaarsnelheid en -richting van een schip vastgelegd. Boomkor-, garnalen- en bordenvisserij kunnen worden geclassificeerd als vissend of niet-vissend op grond van vaarsnelheden. Bij een vaarsnelheid van 0 knopen ligt een vaartuig stil en bij een hoge vaarsnelheid (bijv. een grote kotter bij 8 knopen) stoomt het schip naar een nieuwe vislocatie. Vanaf 2005 tot en met 2011 zijn VMS-gegevens gekoppeld aan metiergegevens uit de Logboekdatabase. Hierbij is zijn gegevens van de volgende categorieën geselecteerd:

1: BKL: Boomkor groot, met een motorvermogen groter dan 300 PK en maaswijdte van 80 mm of groter.

2: BKS: Eurokotters, met een motorvermogen kleiner dan 300 PK en maaswijdte van 80 mm of groter.

3: TBS: Garnalenkotters, met een maaswijdte tussen 15 en 32 mm.

4&5: OTL/OTS Ottertrawlers groot/euro op basis van motorvermogen, groter/kleiner dan 300PK

Vaartuigen met een lengte van meer dan 24m zijn vanaf 2000 VMS-plichtig. Geleidelijk zijn kleinere vaartuigen aan de lijst toegevoegd en sinds 1 januari 2005 zijn alle vaartuigen vanaf 15m VMS-plichtig. Garnalenvissers in de kustzone zijn vrijgesteld van het invullen van het middendeel van het logboek waardoor ruimtelijke informatie (ICES-kwadranten) kan ontbreken in de logboekgegevens van deze schepen. Hierdoor kan een gedeelte van de VMS gegevens niet aan logboekgegevens gekoppeld worden en is de visserijdruk onderschat.

Uitsluitend voor 2006, 2007 en 2008 zijn VMS-gegevens van buitenlandse schepen, vissend in de Nederlandse EEZ, bekend. Op basis van een berekend ratio tussen de visserijdruk van Nederlandse en buitenlandse vaartuigen, gestratificeerd naar gebied binnen de EEZ, zijn correctiefactoren berekend om op basis van de Nederlandse visserijinspanning de totale visserijdruk te kunnen schatten. De verhouding tussen de totale visserijinspanning en de visserijinspanning van de Nederlandse vloot schommelt tussen 1.032 tot 2.894.

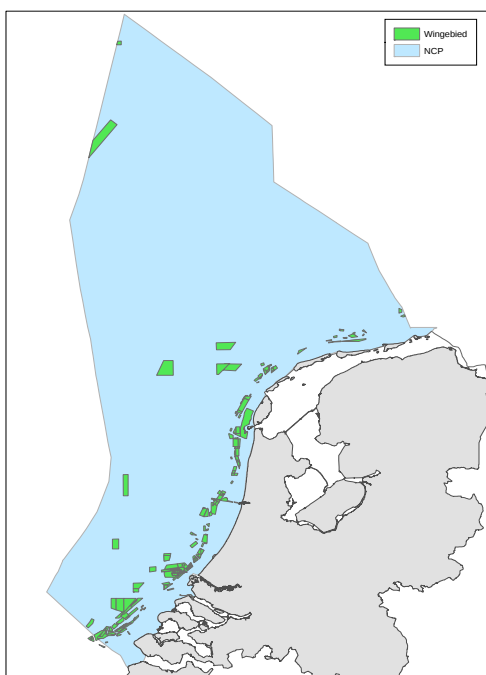
Om de visserijdruk als bevist oppervlak te schatten is voor iedere VMS registratie het grond beroerend oppervlakte berekend volgens:

bevist oppervlak = [Breedte van het vistuig in km] x [vissnelheid in km/uur] x [tijdsduur in uur]

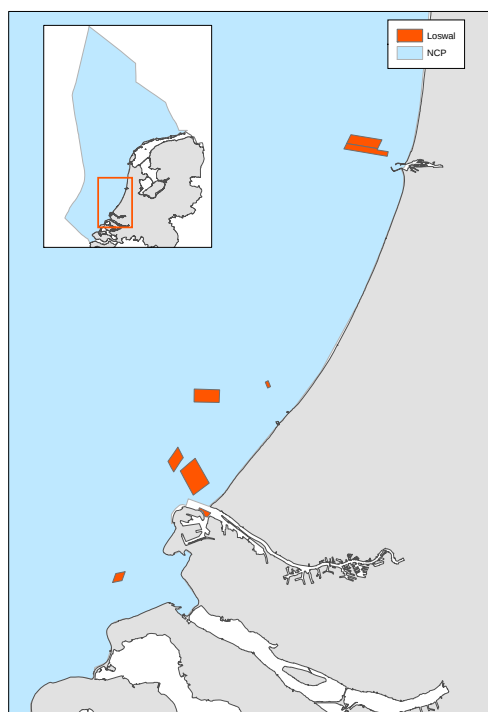
De breedte van BKL, BKS en TBS zijn respectievelijk 0.024, 0.009 en 0.008 km. De breedte van OTL en OTS zijn niet bekend en variëren sterk zodat voor deze metiers geen bevist oppervlak geschat kon worden.

Het gekozen aggregatieniveau van het vak is 3 x 3 minuten (ongeveer 3.2x5.5km), waarbij een ICES-kwadrant in 10*20=200 gebieden van ongeveer 18.6 km² wordt opgesplitst. Het relatieve bevist oppervlak wordt berekend via de verhouding van bevist oppervlak en het betreffende vak-oppervlak.

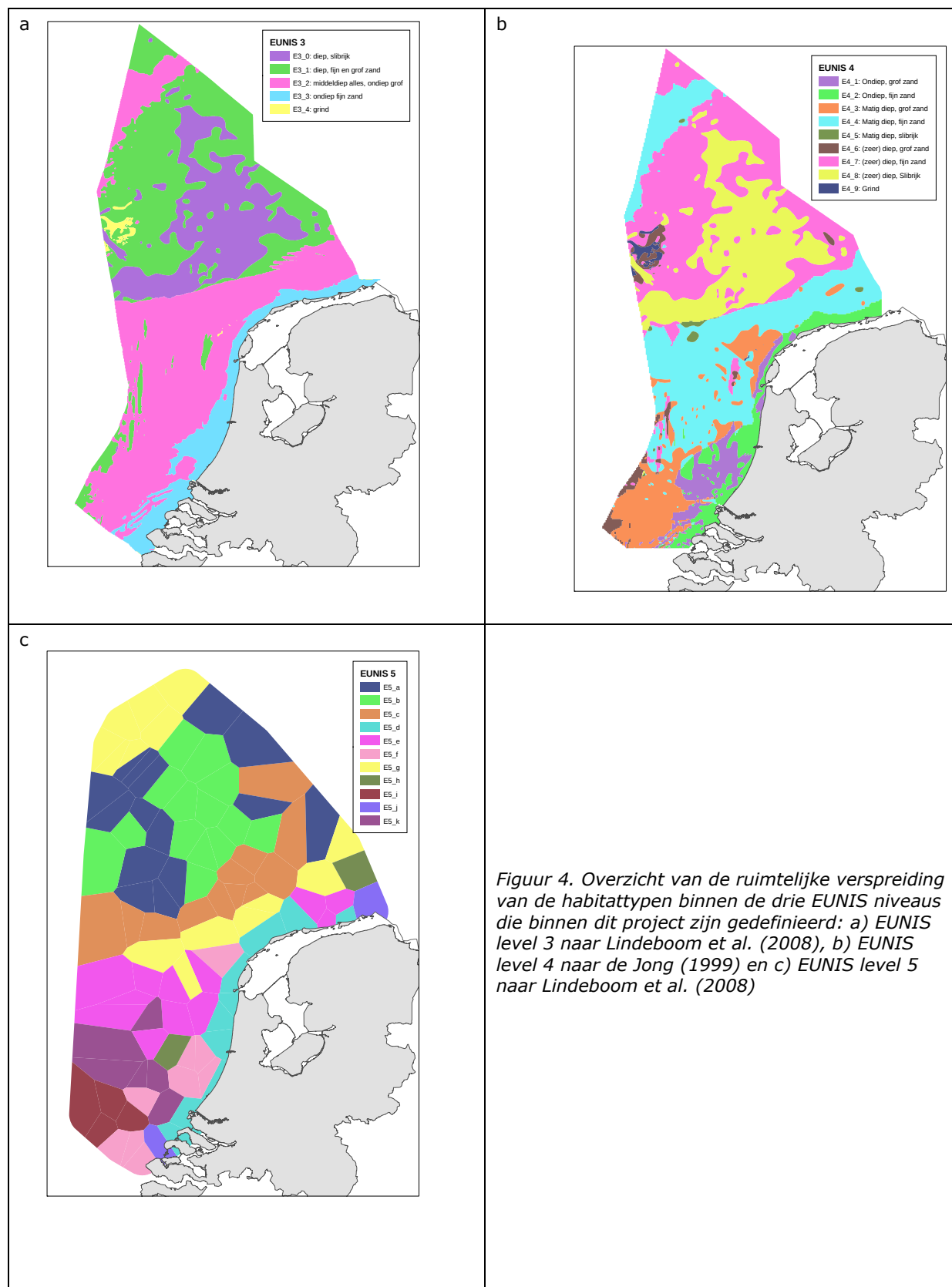
Deze berekende verhoudingen worden per vak en jaar gesommeerd en het resultaat is een maat voor de frequentie waarmee het oppervlak van een vak in een jaar is bevist.



Figuur 2. Overzicht van de zandwingebieden op het NCP



Figuur 3. Overzicht van de loswallen op het NCP



2.3.4. Zandwin- en stortdata

De zandwin- en slibstortgegevens zijn aangeleverd door RWS als een GIS-bestand waarin de zandwin- en stortgebieden zijn afgebakend (Figuur 2 en Figuur 3) en een excel file waarin per gebied is aangegeven hoeveel zand er is gewonnen, respectievelijk slib er is gestort, in een bepaald jaar. Beide databronnen zijn gekoppeld in ArcGIS. Vervolgens zijn de zandwin- en baggerstortgegevens gekoppeld aan de monsterpunten uit de MWTL- en WOT-campagnes, zodat deze in de statistische modellen kunnen worden opgenomen. Aan een monsterpunt dat in een zandwin- of stortgebied gelegen is, is de totale hoeveelheid sediment (m^3) die er is gewonnen of gestort aan het punt gekoppeld. De zandwindata en baggerstortgegevens zijn vervolgens gestandaardiseerd op een schaal van 0 (geen winning) tot 1 (maximaal zandvolume) om in het statistische model op te kunnen nemen.

2.3.5. Eunis-levels

De analyses zijn uitgevoerd op verschillende schaalniveaus die worden gedefinieerd als EUNIS-level 3, 4 en 5. Momenteel bestaat nationaal en internationaal nog heel wat discussie over de classificatie van kaarten binnen de verschillende EUNIS-levels. Een analyse van bestaande kaarten heeft ertoe geleid dat de volgende kaarten zijn geselecteerd voor de verschillende EUNIS-levels die binnen dit project worden behandeld:

- EUNIS 3: De EUNIS-habitattypen kaart uit de atlas van Lindeboom et al. (2008) waarin 5 habitattypen worden onderscheiden op basis van abiotiek (Figuur 4a)
- EUNIS 4: De habitattypen kaart die is aangeleverd door de Jong (1999). Hierin worden 9 habitattypen onderscheiden, ook op basis van abiotiek (Figuur 4b)
- EUNIS 5: De habitattypen kaart uit de atlas van Lindeboom et al. (2008) waarin informatie omtrent benthos is verwerkt. In de atlas zijn 2 dergelijke kaarten gepresenteerd. Er is voor gekozen om de meest recente kaart (2000-2004) als basis voor deze studie te gebruiken. Hierin worden 11 habitattypen onderscheiden (Figuur 4c). De kaarten zijn gebaseerd op data uit de MWTL-bemonstering. De hoekige afbakening van de habitats is een gevolg van de interpolatiemethode die is toegepast, zoals is uitgelegd in Lindeboom et al. (2008).

2.3.6. Trendanalyses

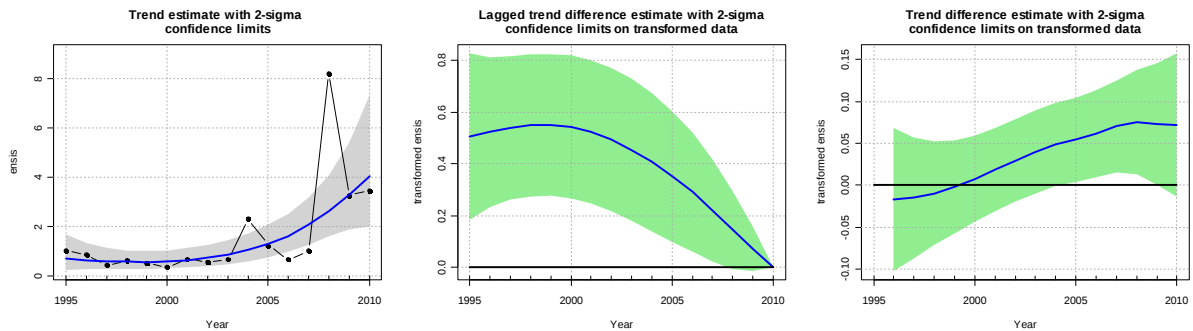
Trendanalyses zijn uitgevoerd voor de dichtheid van de soorten, diversiteitsindices en visserij-intensiteit van verschillende vistuigtypes. De trendschattingen zijn uitgevoerd met het programma Trendspotter (Visser 2004a,b), een programma recent gebruikt door o.a. Tulp et al. (2008) en Meesters et al. (2009) en ook gebruikt in het Compendium voor de Leefomgeving (<http://www.compendiumvoordeleefomgeving.nl/>).

Voordelen van Trendspotter zijn het feit dat rekening gehouden wordt met temporele autocorrelatie, dat er een flexibele trend kan worden gefit waarvan de vorm geheel wordt bepaald door de variatie in de waarnemingen, en dat er betrouwbaarheidsintervallen berekend worden waardoor het mogelijk is de significantie van veranderingen in de tijd te testen (Tulp et al., 2008, Sovon, 2010). Een nadeel van Trendspotter is dat de variatie binnen een jaar niet wordt meegenomen in de analyse. Dit betekent dat de geschatte trend aangeeft hoe de data gemiddeld veranderen in de tijd en dat een geschat gemiddelde geen informatie bevat over de variatie van de verschillende metingen binnen 1 jaar (Meesters et al., 2009).

Indien een tijdserie uit minder dan drie datapunten groter dan nul bestaat, kan geen trend uitgerekend worden.

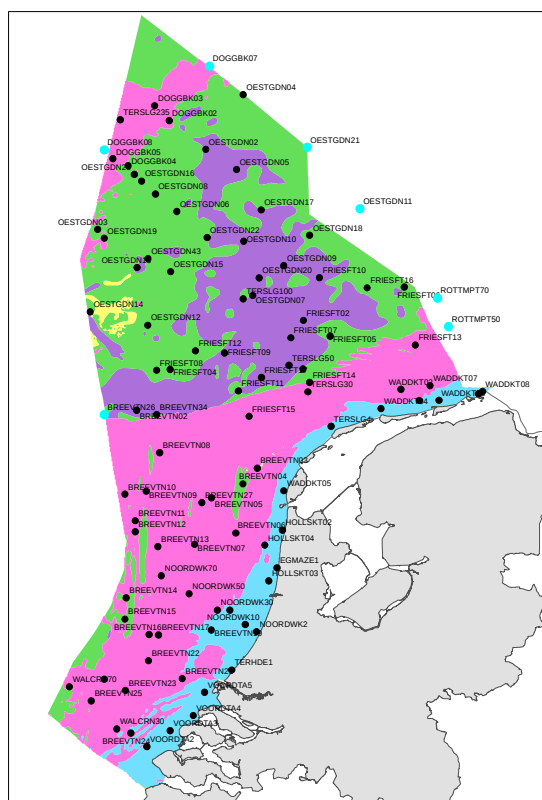
De berekende trends, per indicator en EUNIS-level, worden grafisch weergegeven in drie figuren (Figuur 5) die als volgt dienen worden geïnterpreteerd. In de eerste figuur worden de data als gemiddelde per jaar weergegeven als zwarte bollen. De berekende trend is weergegeven als een blauwe vloeiende lijn en het 95%-betrouwbaarheidsinterval als een groene band om deze lijn. De interpretatie van de betrouwbaarheidsintervallen is dat per tijdstap de werkelijke trendwaarde met 95% zekerheid tussen de bijbehorende onder- en bovengrens ligt. Ze betekenen dus niet dat de werkelijke trend voor alle meetpunten met 95% zekerheid binnen het groene vlak zal liggen. De tweede figuur toont het verschil

tussen het laatste jaar van meten en ieder van de voorafgaande jaren. De derde figuur toont het verschil tussen ieder opvolgend jaar. Ook de tweede en derde figuur geven 95%-betrouwbaarheidsintervallen. Trends zijn significant als de intervallen boven of onder 0 liggen, respectievelijk wijzend op stijgende en dalende trends. Als het onzekerheidsinterval elk jaar de nulwaarde bevat, is er geen significante trend.



Figuur 5: Voorbeeld van de output van een trendanalyse met Trendspotter

Trendanalyses zijn uitgevoerd voor de WOT-data voor de periode 1995-2010, voor de MWTL-data voor de periode 1995-2010 (in periode 1991-1994 zijn te weinig punten per habitattype) en voor de visserijdata voor de periode 2005-2011.



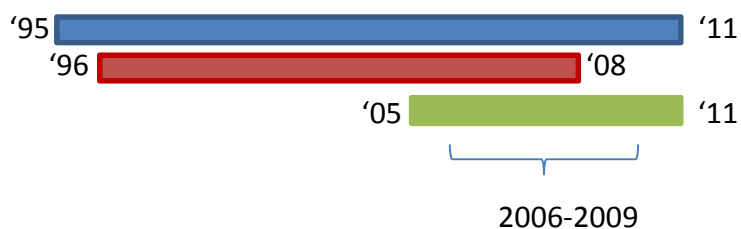
Figuur 6. Ligging MWTL-stations. Stations die buiten gebied met EUNIS-definities vallen zijn in lichtblauw aangeduid: DOGGBK07, DOGGBK08, OESTGDN21, OESTGDN11, ROTTMPT70, TOTTMP750, BREEVTN26

2.3.7. Modellen voor koppeling benthos met abiotiek en menselijk handelen

Voor de koppeling van het benthos met de abiotiek zijn Linear Mixed Models (LME) gebruikt, waarbij een lineair model is gecombineerd met spatiaal auto-gecorrleerde data (R Development Core Team, 2011). Spatiële autocorrelatie wordt gedefinieerd als het verschijnsel waarbij een individu voorkomt in een schelpdierbank mede omdat andere individuen daar ook zitten, met andere woorden is een ruimtelijke correlatie in het voorkomen van individuen.

Uit analyse is gebleken dat menselijk handelen alleen geen verklarende waarde had in het verklaren van voorkomen van soorten en dat abiotische variabelen altijd meer verklarende waarde hadden. De dichtheden van elke soort en diversiteitsindices zijn daarom primair geanalyseerd op correlatie met abiotische omstandigheden en vervolgens is het belang van menselijk handelen in het verklaren van de variatie in de dichtheid van de soort als co-variabele getest.

Analyse is beperkt tot soorten en indices in die EUNIS-habitats die temporele lineaire trends vertonen.



Figuur 7: Weergave van de data beschikbaarheid van biotiek (blauw), abiotiek (rood) en visserij (groen). Hierbij is, vanwege de vroege voorjaarsbemonstering van de bodemdieren (biotiek), voor de abiotiek en de visserij aangenomen dat de waarden in het jaar x effect kunnen hebben op de biotiek in jaar x+1. Eerst is een statisch model geformuleerd van biotiek en abiotiek over de periode 1997-2009. Vervolgens is het effect van visserij op deze relatie tussen biotiek en abiotiek getest over de periode 2006-2009 (accolade).

De bemonsteringscampagnes vinden plaats in het voorjaar, waardoor het relevant is om de waarnemingen in het benthos te koppelen aan de abiotiek en het menselijk handelen van het voorgaande jaar (Figuur 7). Zodoende is er voor elk van de geselecteerde soorten een model opgebouwd over de jaren 1997-2009 met enkel de selectie aan abiotische factoren als verklarende variabelen (en jaar als factor), en dit voor elk relevant habitat. Om de spatiële autocorrelatie te beschrijven is hierbij een Gaussiaanse correlatie structuur gebruikt. Dit resulteerde in de volgende opbouw van het model:

```
lme (soort ~ "abiotische factoren", random=~1|Year, method = "ML", correlation =  
corGaus(form=~Longitude+Latitude, nugget=TRUE))
```

Op basis van het Akaike Information Criterion (AIC) is de meest parsimone (eenvoudige) beschrijving van de variatie voor elke soort per EUNIS-habitat gekozen die niet significant verschilde van het model met alle 9 abiotische variabelen. De in dit model overgebleven verklarende abiotische variabelen zijn voor elke soort per habitat weergegeven in bijlage F). De uitdrukking van het model gebaseerd op de jaren 1997-2009 is vervolgens gebruikt om te testen of toevoeging van menselijk handelen de residuen in de variatie beter kon verklaren (d.m.v. anova en AIC) in de jaren dat data voor visserij (vanaf 2005) en zandwinning (vanaf 1998) voorhanden was. Indien de meest parsimone modelbeschrijving een beschrijving was zonder abiotische variabelen (soort~1), is het additieve effect van menselijk handelen zowel op alle (9) abiotische factoren als ook alleen berekend (d.m.v. anova en AIC). Hieruit is gebleken dat variatie altijd beter verklaard kon worden met abiotische factoren als enkel met menselijk handelen. Dit resultaat verdedigt gelijk de opbouw van het model met abiotische factoren als primair verklarende variabelen en menselijk handelen als co-variabelen.

2.4. Resultaten

2.4.1. Trendanalyses

Een overzicht van de trends in de dichtheid van de verschillende bodemdieren wordt gegeven in Tabel 1(WOT-data) en Tabel 2(MWTL), voor de multimetrische indices in Tabel 3 en menselijk gebruik in Tabel 4. In de tabellen wordt, waar voldoende gegevens beschikbaar zijn, weergegeven of er al dan niet een significante trend is waargenomen. Een trend wordt als significant beoordeeld als de 95% betrouwbaarheidsintervallen gedurende een bepaalde periode niet overlappen met de 0-lijn. De grafische voorstelling van de trendanalyses wordt gegeven in bijlagen B, C en D.

2.4.1.1. Schelpdieren in de Nederlandse kustzone

Ensis directus

In alle habitattypes waarvoor WOT-data zijn, is er een significant toenemende trend in de dichtheid van *Ensis directus*, behalve in habitatype E5_j waar een cyclische trend te zien is.

Spisula subtruncata

De soort komt voor in alle habitats die binnen de WOT-survey worden bemonsterd. Er is telkens een significant afnemende trend waar te nemen.

Macoma balthica

Op basis van de WOT-data blijken op niveau 3 de trends niet significant. Op een hoger niveau blijken in deelgebieden van E3_3 wel significante veranderingen op te treden. In E4_1 treedt een afname op die in de eerste jaren significant is, terwijl in E4_2 is er een cyclische trend is waargenomen. Op niveau 5_j, een deelgebied van E4_2, is sprake van een dalende trend.

Fabulina fabula

De analyses van de WOT-data laten in alle habitattypes waarvoor data zijn een cyclische trend zien die niet steeds significant is, met uitzondering van E5_k, waar een significant stijgende trend is waargenomen.

Donax vittatus

Op basis van de WOT-data blijkt op niveau 3 een cyclische trend in E3_2. Op een hoger niveau blijkt dat enkel zo in E4_4. In E4_3 is er geen sprake van een significante trend. Op niveau 5 zijn in de kustzone vooral cyclische trends te zien, met uitzondering van E5_k, waar de trend stijgend is.

Op niveau 3 wordt ook in E3_3 een cyclische trend waargenomen. Op een hoger niveau blijkt er een significante toename in E4_1 en is in E4_2 ook een cyclische trend waargenomen. In E5_f, wat min of meer overeenkomt met E4_1, is de trend niet significant.

2.4.1.2. Relevant biogeen substraat

Lanice conchilega

Er is op basis van de MWTL-data sprake van een significante daling in habitatype E3_2, waarbij met name bij de start van de tijdsreeks de dichtheden hoger lagen. Dat geldt ook voor de twee habitats op niveau 4 (E4_3 en E4_4) en drie habitats op niveau 5 (E5_e, E5_g en E5_k) die samen ongeveer overeenkomen met E3_2. Ook habitats E5_h en E5_i vallen binnen E3_2, maar hier zijn onvoldoende data voor een trendanalyse.

Callianassa

In één habitatype (E5_e) is op basis van de MWTL-data een significante toename geconstateerd. In de andere habitats is geen of een cyclische trend te zien.

Tabel 1. Overzicht van trends in een aantal soorten in de verschillende habitats onderscheiden op EUNIS-niveaus 3, 4 en 5 op basis van de WOT-data (~ = cyclisch, ns = niet significant, ↗ = toename, ↘ = afname, - = te veel nulwaarnemingen om trendanalyse toe te laten). In E_3_0, E3_1, E3_4, E4_5 t/m E4_9, E5_a t/m E5_c en E5_g t/m E5_i waren geen of te weinig monsterlocaties (geen data).

eunis-level	habitat	<i>E.directus</i>	<i>S. subtruncata</i>	<i>M. balthica</i>	<i>F. fabula</i>	<i>D. vittatus</i>	<i>C. striatula</i>
level 3	E3_0	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E3_1	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E3_2	↗	↘	ns	~	~	↗
	E3_3	↗	↘	ns	~	~	↗
	E3_4	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
level 4	E4_1	↗	↘	↘	ns	↗	↗
	E4_2	↗	↘	~	~	~	↗
	E4_3	↗	↘	-	ns	ns	↗
	E4_4	↗	↘	ns	~	~	↗
	E4_5	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E4_6	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E4_7	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E4_8	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E4_9	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
level 5	E5_a	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E5_b	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E5_c	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E5_d	↗	↘	~	~	~	↗
	E5_e	↗	↘	↘	~	~	↗
	E5_f	↗	↘	~	ns	ns	ns
	E5_g	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E5_h	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E5_i	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E5_j	~	↘	↘	ns	~	~
	E5_k	↗	↘	-	↗	↗	ns

2.4.1.3. Gevoelige en/of tolerante soorten

In de lijst met indicatoren die is opgesteld in het kader van Descriptor 6 'Zeebodintegriteit' en die hieronder verder worden besproken, zijn voornamelijk gevoelige soorten opgenomen.

Chamelea striatula

De analyses van de WOT-data laten in alle habitattypes waarvoor data zijn een significante toename zijn, met uitzondering van E5_j (cyclische trend) en E5_f en E5_k (geen trend). De analyses van de MWTL-data resulteren vooral in niet significante trends. Enkel in E4_3 is er sprake van een significante toenemende trend.

Amphiura filiformis

In geen enkel habitattype is in de periode 1995-2010 op basis van de MWTL-data een significante toename of afname te zien. Wel is in meerdere habitats een cyclische trend waargenomen. Vaak zijn er teveel nulwaarnemingen om een trendanalyse uit te voeren.

Arctica islandica

op basis van de MWTL-data blijkt er een dalende trend in de Oestergronden (habitattypes E3_0 en E4_8). Deze trend wordt niet teruggevonden op niveau 5: in habitattype E5_b is geen trend en in E5_c, wat ten dele overlapt met de oestergronden is een cyclische trend waargenomen.

In de overige habitats is ofwel geen significante trend, een cyclische trend of is geen trendanalyse mogelijk omdat de soort er niet waargenomen is .

Dosinia exoleta

In meerdere habitats is op basis van de MWTL-data een significante daling van de gemiddelde dichtheid geobserveerd. Op niveau 3 geldt dat voor de habitats E3_1 en E3_2. Op niveau 4 geldt dit voor E4_7 (ongeveer gelijk aan E3_1) en E4_4, dat in het noordelijke deel van E3_2 ligt. In E4_3, in het zuidelijke deel van E3_2, is de soort niet waargenomen. Op niveau 5 is een daling vast te stellen in habitats E5_a (ongeveer gelijk aan E3_1 en E4_7) en E5_g, het noordelijke deel van E4_4. In het zuidelijke deel van habitat E4_4 is de soort niet aangetroffen in de MWTL-monsters (E5_e) of waren er te weinig monsters voor een analyse (E5_h).

Dosinia lupinus

In geen enkel habitatype is op basis van de MWTL-data een significante toename of afname te zien. In slechts een enkel habitatype (E5_g) een cyclische trend, die slechts voor een korte periode significant is. In alle andere habitats is de soort niet waargenomen of er is geen sprake van een significante trend.

Thracia papyracea

In veel habitats in alle EUNIS-niveaus is op basis van de MWTL-data de trend niet significant, of zijn er onvoldoende data voor een trendanalyse.

Op niveau 3 is er een significante toename in E3_2. Bij een verdere opsplitsing, op hogere niveaus, is dit niet zo: ofwel zijn de trends niet significant (E4_4, E5_e en E5_g), ofwel zijn er onvoldoende data voor trendanalyse (E4_3, E5_k: teveel nulwaarnemingen, E4_5, E5_h, E5_i: te weinig monsters).

Op niveau 5 is er een significant afname in E5_b. Eigenaardig genoeg is dit op lagere niveaus niet te zien: niet in E4_8, niet in E3_0.

Tabel 2. Overzicht van trends in een aantal soorten in de verschillende habitats onderscheiden op EUNIS-niveaus 3, 4 en 5 op basis van de MWTL-data (~ = cyclisch, ns = niet significant, ↗ = toename, ↘ = afname, - = te veel nulwaarnemingen om trendanalyse toe te laten). In E3_4, E4_4, E4_6, E4_9, E5_h, E5_i en E5_j waren geen of te weinig monsterlocaties.

eunis-level	habitat	<i>C. striatula</i>	<i>A. filiformis</i>	<i>Callianassa</i>	<i>A. islandica</i>	<i>D. exoleta</i>	<i>D. lupinus</i>	<i>L. conchilega</i>	<i>T. papyracea</i>
level 3	E3_0	ns	~	~	↘	-	ns	ns	ns
	E3_1	ns	~	~	ns	↘	ns	~	ns
	E3_2	ns	ns	~	ns	↘	ns	↘	↗
	E3_3	ns	ns	ns	-	-	-	ns	-
	E3_4	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
level 4	E4_1	-	ns	ns	-	-	-	ns	-
	E4_2	ns	-	ns	-	-	-	ns	-
	E4_3	↗	ns	~	-	-	-	↘	-
	E4_4	ns	ns	ns	ns	↘	ns	↘	ns
	E4_5	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E4_6	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E4_7	ns	~	~	ns	↘	ns	~	ns
	E4_8	ns	~	~	↘	-	ns	ns	ns
	E4_9	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
level 5	E5_a	ns	ns	~	ns	↘	ns	~	ns
	E5_b	ns	~	~	~	-	ns	~	↘
	E5_c	ns	~	~	ns	-	ns	ns	ns
	E5_d	ns	ns	~	-	-	-	ns	-
	E5_e	ns	-	↗	-	-	-	↘	ns
	E5_f	-	-	ns	-	-	ns	ns	-
	E5_g	ns	ns	ns	ns	↘	~	↘	ns
	E5_h	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E5_i	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E5_j	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data	geen data
	E5_k	-	-	ns	-	-	-	↘	-

2.4.1.4. *Trends in multimetrische indices*

Als multimetrische indices wordt in de KRM verwezen naar soortenrijkdom, eveness, Hill's Index en BEQI2. De BEQI2 is door een gebrek aan data niet behandeld in dit rapport. Uit een analyse bleek voor onvoldoende individuen per monster een AMBI-score te zijn gekend. In Boon et al. (2011) wordt gesteld dat voor ten minste 80% van de dichtheid aan een AMBI-klasse moet zijn toegekend om een voldoende betrouwbare AMBI waarde te kunnen berekenen. Dat getal halen we in meer dan de helft van de monsters niet omdat de meerderheid van de individuen op hoger taxon niveau zijn gebracht. Op die niveaus is tot op heden geen AMBI waarde gekend.

Een grafische voorstelling van de trendanalyses van de biodiversiteitsindices wordt gegeven in bijlage C. Tabel 3 geeft een samenvatting van de resultaten.

De significante trends in soortenrijkdom en Shannon-Wiener Index blijken op elk EUNIS niveau dalend of cyclisch te zijn, terwijl deze voor eveness telkens stijgend of cyclisch zijn.

Op EUNIS niveau 3 blijkt een afname van het aantal soorten in E3_2. Dit gaat gepaard met een toename in de verdeling van de aantallen over de soorten (eveness). Uit de analyses op hogere niveaus (4 en 5) blijkt dat de trend in soorten aantal en eveness zich met name in het zuidelijk deel van E3_2 voordoet: op niveau 4 in de habitats E4_3, op niveau 5 in de habitats E5_f (enkel eveness; overlapt maar ten dele met E4_3) en E5_k.

Tabel 3. Overzicht van trends in aantal soorten (N), eveness (J2) en Shannon-Wiener index (H2) in de verschillende habitats onderscheiden op EUNIS-niveaus 3, 4 en 5 op basis van de MWTL-data (~ = cyclisch, ns = niet significant, ↗ = toename, ↘ = afname). In E4_6 waren geen of te weinig monsterlocaties.

eunis-level	habitat	N	J2	H2
level 3	E3_0	~	~	↘
	E3_1	~	ns	ns
	E3_2	↘	↗	~
	E3_3	~	~	~
	E3_4	geen data	geen data	geen data
level 4	E4_1	↘	↗	↘
	E4_2	~	ns	~
	E4_3	↘	↗	↘
	E4_4	ns	ns	ns
	E4_5	geen data	geen data	geen data
	E4_6	geen data	geen data	geen data
	E4_7	~	~	ns
	E4_8	~	~	↘
	E4_9	geen data	geen data	geen data
level 5	E5_a	~	ns	ns
	E5_b	~	~	~
	E5_c	~	~	ns
	E5_d	~	~	~
	E5_e	ns	ns	~
	E5_f	↘	↗	~
	E5_g	ns	↗	ns
	E5_h	geen data	geen data	geen data
	E5_i	geen data	geen data	geen data
	E5_j	geen data	geen data	geen data
	E5_k	↘	↗	↘

In habitat E3_3 is een cyclische trend geobserveerd in soortenrijkdom, eveness en Shannon-Wiener Index. Deze cyclische trends komen, behalve voor eveness (niet significant), ook naar voor in deelgebied 4_2 en in habitat E5_d, het enige deelgebied van E4_2 waar voldoende gegevens beschikbaar zijn voor

een trendanalyse. In deelgebied 4_1 daarentegen is een significant dalende trend geobserveerd voor aantal soorten en de Shannon Wiener Index, en een stijgende trend voor eveness. Ook op niveau E5_f, dat ten dele overeenkomt met E4_1, is een significante afname voor aantal soorten en toename voor eveness waargenomen.

Verder is in het noordelijk deel van het NCP nog een negatieve trend van de Shannon-Wiener index in habitats E3_0 en E4_8, grotendeels samenvallend. Deze trends zijn in geen enkel habitat van niveau 5 terug te vinden.

2.4.1.5. *Trends in menselijk gebruik*

Trendanalyses zijn uitgevoerd voor de verschillende types visserij per habitat op de drie EUNIS levels. Tabel 4 geeft een overzicht van de trendanalyses. Grafische weergave van de trends per habitattyp (per EUNIS-level) en per type visserij zijn in bijlage D gegeven.

Tabel 4. Overzicht trendanalyses visserij-intensiteit; per habitattyp, per EUNIS-level, per visserijtype (BKL: grote boomkorvisserij, BKS: kleine boomkorvisserij, TBS: garnalenvisserij, OTL: grote ottertrawl, OTS: kleine ottertrawl).

eunis-level	habitat	BKL	BKS	TBS	OTL	OTS
level 3	E3_0	ns	ns	~	ns	↘
	E3_1	ns	ns	ns	ns	ns
	E3_2	↘	↘	ns	ns	ns
	E3_3	↘	ns	↗	ns	ns
	E3_4	↗	↗	↗	↘	~
level 4	E4_1	↘	↘	ns	ns	ns
	E4_2	↘	ns	↗	ns	ns
	E4_3	↘	↘	ns	ns	ns
	E4_4	↘	↘	↗	ns	↗
	E4_5	↘	↘	↗	ns	↗
	E4_6	ns	~	ns	~	ns
	E4_7	ns	↘	ns	ns	ns
	E4_8	ns	ns	~	ns	↘
	E4_9	↗	↗	-	ns	~
level 5	E5_a	↗	↘	ns	ns	↘
	E5_b	↗	~	~	ns	↘
	E5_c	ns	ns	↗	ns	~
	E5_d	ns	↘	↗	ns	ns
	E5_e	↘	↘	↗	ns	↗
	E5_f	↘	↘	ns	ns	ns
	E5_g	↘	↘	ns	ns	↗
	E5_h	↘	ns	↗	ns	ns
	E5_i	↘	↗	ns	ns	↘
	E5_j	ns	↘	ns	ns	ns
	E5_k	↘	↘	↘	ns	ns

Alhoewel een aantal habitattypes gelijk zijn (bijv. E3_4 en E4_9, grind) zijn de trends niet altijd gelijk. Dat komt omdat elke visserijgridcel is toegekend aan één habitattyp per EUNIS-niveau. Het habitattyp dat het grootste oppervlakte had binnen zo'n cel is als type aan die cel toegekend. Op deze manier kan het voorkomen dat een gridcel op het ene EUNIS niveau als grindhabitat bestempeld is, op het ander niveau niet. Voor habitattypes met een beperkt oppervlak, en dus weinig meetpunten, heeft dit gevolgen voor de gevonden trends, zoals geïllustreerd in de trends in E3_4 en E4_9.

In de meeste habitats is er een significante afname van de visserij-intensiteit van grote boomkorren (BKL) en kleine boomkorren (BKS). In een aantal is er echter juist sprake van een significante toename. Voor grote boomkorren is dit in de grindhabitats op niveau 3 (E3_4) en 4 (E4_9), verder ook in habitats

E5_1 en E5_2; voor kleine boomkorren in habitats E3_4, E4_9 en E5_i. Garnalenvisserij (TBS) neemt in een aantal habitats toe, in andere af, in nog andere is er geen sprake van trend. Bij de grote bordentrawlers (OTL) is er (vrijwel) nergens een sprake van enige significante trend, terwijl de trend in visserijintensiteit door kleine bordentrawlers erg variabel is tussen habitats.

Significante trends in visserijintensiteit worden vaak niet waargenomen op EUNIS-niveau 3, maar komen wel naar voor niveau 4 en 5. Dit blijkt voor de BKL (een deelgebied van E3_1 vertoont significante trends op EUNIS niveau 5), BKS (significante trends op EUNIS niveau 4 voor habitat E3_1 en 3_3), TBS (binnen E3_2 significante trends vanaf EUNIS niveau 4) en OTS (significante trends op niveau 5 voor habitattypen E3_1 en op niveau 4 voor E3_2).

2.4.2. Modellen voor koppeling benthos met abiotiek en menselijk handelen

Vooraleer de statische modellen op te bouwen, is een selectie gemaakt van data die in het model worden opgenomen. Zo is voor abiotische variabelen die sterk met elkaar gecorreleerd zijn slechts één variabele in het model opgenomen. Sterk gecorreleerde variabelen zorgen voor een verzwakking van de modellen indien ze allen worden opgenomen. Ook teveel nulwaarden voor een verklarende parameter kunnen het model verzwakken. Op basis van dit criterium is een selectie gemaakt voor parameters die het menselijk handelen beschrijven. Tot slot is het enkele zinvol om patronen in het benthos te onderzoeken waar een significante trend is waargenomen.

2.4.2.1. Selectie abiotische variabelen

In figuren in bijlage E staan de resultaten van de correlatie analyse tussen de abiotische parameters per periode (april en november van respectievelijk 1999, 2003 en 2007) samengevat. In kleur en grootte van symbool is de correlatie (r) weergegeven, blauw als positief, rood als negatief (schaal aan rechterkant van figuur). Tevens is getest of de correlatie significant was. Als dat niet zo is ($p < 0.05$) dan is er een kruisje in de tabel gezet.

Wat opvalt is dat voor alle variabelen er een zeer grote correlatie is tussen 10%-percentiel, 90%-percentiel en mediane waarde, behalve voor stroomrichting (FlowDir).

In alle periodes treedt een sterke correlatie op tussen de mediane waardes van:

- Chla, NutrientN en NutrientsP
- salinity, TotalP, totalN en nitraat
- totalN, totalP, nitraat en PO4 [correlatie tussen saliniteit en fosfaat is wel steeds significant negatief, maar niet zo sterk]

Op basis van deze correlaties zijn de volgende variabelen geselecteerd voor de verdere tijdserie-analyses:

- Mediane waardes voor: Chla, PO4, PocNOA, saliniteit, schuifspanning (tau), TIM, ammonium, stroomsnelheid
- 10, 90 en 50% percentiel voor stroomrichting

Daarnaast zijn ook korrelgrootte en diepte als vaste waardes – dit is zonder temporele variatie – in het model meegenomen. Voor deze parameters verwachten we geen temporele veranderingen over de beschouwde tijdschaal.

Omdat in dit onderzoek geen seizoenale trends worden geanalyseerd, is één enkele waarde per jaar in het model opgenomen, met name de mediane waarde van de maandmedianen (en 10- en 90%-percentiel voor stroomrichting).

2.4.2.2. Selectie benthische soorten

Niet alle soorten worden opgenomen in de statistische modellen. Allereerst zijn alleen de soorten meegenomen die een significante stijgende of dalende trend vertoonden in de jaren 1997-2010. Omdat slechts voor een korte periode data beschikbaar zijn voor abiotiek en menselijk handelen (2006-2009) ten opzichte van de duur van een cyclische trends, kunnen geen betrouwbare modellen worden

opgesteld voor het voorkomen van deze cyclische trends. Voorkomen van de soorten waarvoor geen of een cyclische trend is gevonden zijn in *Tabel 5* en *Tabel 6* aangeduid met een blauw vlak. Vervolgens is er, vanwege het grote aantal abiotische variabelen (13 in totaal), een minimum eis gesteld aan het aantal punten over de periode 1997-2010 (100 observaties) en variatie in de waarden (dichtheid van tenminste 100 individuen gesommeerd over de periode 1997-2010) in alle datasets per habitat. Datasets die niet aan deze eisen voldeden zijn op voorhand verworpen om overfitting (in dit geval het verklaren van de variatie (hoge R^2) zonder significante bijdrage van elk van de verklarende variabelen) te helpen voorkomen (Crawley, 2007). De verworpen combinaties van soorten per habitat zijn met donker grijze blokken aangeduid in *Tabel 5* en *Tabel 6*.

Als invasieve soort die een explosieve populatiegroei liet zien in de periode 1997-2008, wordt verwacht dat *Ensis* geen eenduidige relatie laat zien met het verloop in visserij. De sterk eenzijdig positieve trend in *Ensis* wordt primair verklaard door het invasieve karakter van *Ensis*, niet door abiotiek of menselijk handelen. Deze verwachting is gestaafd door test-modellen met *Ensis*, waaruit omkeerbare effecten van dezelfde visserij op dezelfde dataset van *Ensis* wordt voorspeld indien abiotiek wel of niet wordt meegerekend (bijvoorbeeld het effect van TBS als significant negatief ingeschat indien abiotiek wordt meegerekend, terwijl TBS een significant positief effect zou hebben zonder abiotiek). Dit verschijnsel is niet aangetroffen in de modellen van andere soorten. Om dat dit de validiteit van alle modellen met *Ensis* aantast, zijn op alle EUNIS-levels de modellen met *Ensis* verworpen.

2.4.2.3. Selectie menselijk handelen

Aan de hand van de gehele dataset is de bruikbaarheid van visserij data getest door de verhouding nullen t.o.v. het totaal aantal punten te bepalen. OTL-visserij data bleek hierbij zodanig overheerst te zijn door nullen (>.87 van het totaal) dat geen lineair verband met soorten-dichtheid te verwachten valt. Hierom is de OTL-visserij data voor aanvang van de modelanalyse verworpen. Ook zandwinning- en stortdata bleek overheerst door nullen (>.78 van het totaal), maar is toch meegenomen in de modelanalyse zonder een enkel significant (additioneel) effect (zowel als factor (0/1) als het aantal m³ per locatie).

2.4.2.4. Modeloutput

Uit de trendanalyse kwamen in totaal over alle soorten (exclusief *Ensis*) en alle habitats, 42 significant positieve en negatieve trends naar voor (24 WOT, 18 MWTL). Van die 42 combinaties van soort in een habitat hadden 13 combinaties (4 WOT, 9 MWTL) niet genoeg data om correlaties op te baseren (donker grijs in *Tabel 5* en *Tabel 6*). Bij de resterende 29 combinaties (licht grijs in *Tabel 5* en *Tabel 6*) is slechts bij 10 een onderscheidende correlatie met abiotiek gevonden (9 WOT, 1 MWTL), en bij 13 een significant effect van visserij (zie *Tabel 5* en *Tabel 6*).

Uit de trendanalyse werden 16 significant positieve en negatieve trends duidelijk in diversiteit (MWTL-dataset). Onder die 16 combinaties is geen enkele onderscheidende correlatie gevonden met abiotiek, maar zijn wel 6 significante effecten gevonden van visserij (TBS) (zie *Tabel 7*).

Er zijn verschillende oorzaken voor het ontbreken van een relevant model. De eerste oorzaak is te weinig data (in WOT: vanaf EUNIS-level 4 in biotische data en EUNIS-level 5 in zowel biotische data als data menselijk handelen, in MWTL: altijd behalve bij *Thracia*). Een tweede oorzaak is te veel nullen en te lage aantallen per locatie (weinig variatie, bv. in WOT habitat 3.3 en MWTL habitat 4.3). Naarmate de dataserie kleiner wordt, wordt de kans op beide problemen om een model te formuleren groter. Zo is de dataset van schelpdieren en abiotische data van kleine EUNIS-levels al snel niet geschikt om een model op te maken en worden problemen groter wanneer een kortere tijdserie gebruikt kan worden (bij visserij).

Alleen de WOT-data zijn geschikt om correlatie-modellen mee te formuleren op verschillende EUNIS-levels voor dezelfde soort (zowel *Chamelea* als *Spisula*, zie *Tabel 5* en *Tabel 6*). Voor deze soorten zijn in de EUNIS-levels 3 en 4 vergelijkbare modellen geformuleerd. Verschillen tussen de modellen van deze gebieden kunnen voortkomen uit verandering in de beschikbare variatie in de dataset en verandering in abiotische omstandigheden tussen deze gebieden (criterium voor het vormen van EUNIS-levels).

Tabel 5. regressiemodellen voor soorten (WOT-data) in relatie tot abiotiek (a) en visserij (v) per Eunis-level. =geen data. : afwijzing van statistische analyse op basis van trendanalyse (zie Tabel 1, en tekst voor redenering). =te weinig data voor regressiemodel (<100 observaties tussen 1997-2009). =model getest. g.v. = niet genoeg variatie in de data (te veel nullen). * =relevant abiotisch model (model ≠ soort~1). Onder visserij (v) staan visserij soorten (BKS: kleine boomkor, BKL: grote boomkor, TBS: garnalenvisserij, OTL: grote ottertrawl) die elk apart een significant aandeel verklaren bovenop de abiotische variabelen. + =een significant positief effect. ¹ = significant effect visserij met alle abiotische variabelen meegenomen.

Eunis-level	habitat	E. directus		M. baltica		D. vittatus		C. striatula		S. subtruncata		F. fabula	
		A	V	a	v	a	v	a	v	a	v	a	v
Level 3	E3_0												
	E3_1												
	E3_2							*	BKS	*	BKS ⁺		
	E3_3							g.v.	g.v.	*	BKS ⁺		
	E3_4												
Level 4	E4_1							*	BKS,BKL	*	BKS ⁺		
	E4_2							*	BKS	*	BKS ⁺		
	E4_3										BKS ⁺¹		
	E4_4										BKS ⁺¹		
	E4_5												
	E4_6												
	E4_7												
Level 5	E5_a												
	E5_b												
	E5_c												
	E5_d							*					
	E5_e			*									
	E5_f												
	E5_g												
	E5_h												
	E5_i												
	E5_j												
	E5_k												

In de tabellen is ook weergegeven of menselijk handelen (visserij) significant bijdraagt in het model waarin de abiotiek is opgenomen, tot het verklaren van de variatie. Daaruit valt op te merken dat vooral BKS significant bijdraagt aan het verklaren van variatie in de WOT-data en dat meerdere visserij-vormen (BKS, OTS, TBS en BKL) dat doen in de MWTL-data (al is dat vaak met een zeer kleine dataset; betrouwbaarheid is laag). De richting van het effect van visserij hangt af van de schelpdiersoort en het soort visserij (bv. Spisula, BKS=positief; Chamelea en anderen visserij=negatief).

Tabel 6. regressiemodellen voor soorten (MWTl-data) in relatie tot abiotiek (a) en visserij (v) per Eunis-level. = geen data. : afwijzing van statistische analyse op basis van trendanalyse (zie Tabel 2, en tekst voor redenering). = te weinig data voor regressiemodel (<100 observaties tussen 1997-2007). = model getest. g.v. = niet genoeg variatie in de data (te veel nullen). * = relevant abiotisch model (model ≠ soort~1). Onder visserij (v) staan visserij soorten (BKS, BKL, TBS, OTL) die elk apart een significant aandeel verklaren bovenop de abiotische variabelen. + = een significant positief effect. ¹ = significant effect visserij met alle abiotische variabelen meegenomen. ⁿ = kleine hoeveelheid data (n < 40).

Eunis-level	habitat	C. striatula		A. filiformis		Callianassa		A. islandica		D. exoleta		D. lupinus		L. conchilega		T. papyracea	
		a	V	a	V	a	v	a	v	a	V	a	v	a	v	a	v
Level 3	E3_0								TBS ⁺ n								
	E3_1																
	E3_2															*	BKS
	E3_3																
	E3_4																
Level 4	E4_1																
	E4_2																
	E4_3													g.v.	g.v.		
	E4_4																
	E4_5																
	E4_6																
	E4_7																
	E4_8								TBS ⁺ n								
	E4_9																
Level 5	E5_a																
	E5_b																
	E5_c																
	E5_d																
	E5_e						BKS ⁿ , OTS ⁿ , BKL ⁿ										
	E5_f																
	E5_g																
	E5_h																
	E5_i																
	E5_j																
	E5_k																

EUNIS-habitat 3.3, 4.2 en 5d omvatten een vergelijkbaar maar steeds kleiner gebied. De omstandigheden moeten dus min of meer gelijk zijn terwijl de dataset in grootte verandert. Hoe kleiner het gebied (vergelijk modellen habitat 4.2 met 5d in Chamelea, en 3.3 en 4.2 in Spisula), hoe meer variabelen nodig zijn in het model om genoeg variatie te verklaren. Ook valt op dat het additionele effect bij het verklaren van de variatie door visserij verschilt. Zo kan er voor Chamelea geen additioneel effect berekend worden door een gebrek aan variatie (in visserij data) in habitat 3.3 en is er geen additioneel effect in habitat 5d, terwijl BKS significant additionele variatie verklaard in 4.2. Voor Spisula geldt eenzelfde beeld, namelijk dat habitat 4.2 het duidelijkste de additionele effecten van visserij laat zien. Mogelijk geeft habitat 4.2 de meest optimale combinatie van variatie in de (a)biologische data en de

hoeveelheid visserij-data om een model op te formuleren. Zo kunnen de abiotische variabelen in habitat 4.2 minder verklaren (dan in 3.3) en heeft een behoorlijke visserij-dataset meer verklarende waarde.

Tabel 7. regressiemodellen voor diversiteitsindices (MWTL-data) in relatie tot visserij per Eunis-level gegeven alle abiotische factoren. =geen data. : afwijzing van statistische analyse op basis van trendanalyse (zie Tabel 3, en tekst voor redenering). =model getest. TBS verklaart in enkele gevallen een significant aandeel bovenop de abiotische variabelen. ⁺=een significant positief effect. ¹=significant effect visserij met alle abiotische variabelen meegenomen (geen significante effecten zonder abiotische factoren). ⁿ=kleine hoeveelheid data (n<40).

Eunis-level	habitat	N	J2	H2
Level 3	E3_0	 	 	TBS ⁺ ¹
	E3_1	 	 	
	E3_2	TBS ⁺ ¹	TBS ⁺ ¹	
	E3_3	 	 	
	E3_4	 	 	
Level 4	E4_1	 	 	
	E4_2	 	 	
	E4_3	 	TBS ¹	
	E4_4	 	 	
	E4_5	 	 	
	E4_6	 	 	
	E4_7	 	 	
	E4_8	 	 	TBS ⁺ ¹
	E4_9	 	 	
Level 5	E5_a	 	 	
	E5_b	 	 	
	E5_c	 	 	
	E5_d	 	 	
	E5_e	 	 	
	E5_f	 	 	
	E5_g	 	 	
	E5_h	 	 	
	E5_i	 	 	
	E5_j	 	 	
	E5_k	 	TBS ⁺ ¹ⁿ	

2.5. Discussie en conclusies

2.5.1. Databeschikbaarheid

De uitkomst en betrouwbaarheid van statistische modellen wordt in de eerste plaats bepaald door de kwaliteit van de inputgegevens.

2.5.1.1. Bodemdieren

Voor de bodemdieren zijn de data afkomstig uit de MWTL en de WOT monitoringsprogramma's. De WOT monitoring is gericht op schelpdieren en een aantal grotere epibenthische soorten. Door de relatief grote bemonsterde oppervlakte per punt (15m^2) worden ook zeldzamere (grote) soorten bemonsterd. De monitoring is in de ruimte beperkt tot de kustzone, waardoor heel wat habitats van het NCP niet worden bemonsterd. De kustzone wordt echter bemonsterd volgens een dicht grid zodat heel wat informatie beschikbaar is voor dit gebied. Het MWTL programma omvat het volledige NCP, maar de resolutie van de monsterpunten is erg laag. Hierdoor zijn voor een aantal habitats slechts een beperkte hoeveelheid monsterpunten aanwezig. Het bemonsterde oppervlak is klein ($0.068\text{--}0.078\text{m}^2$), waardoor de trefkans voor soorten met lage dichtheid laag is (Ens et al., 2007). De MWTL bemonstering is eerder gericht op de complete bodemdiergemeenschap en vooral de kleinere soorten met hogere dichtheden worden goed bemonsterd. De MWTL data vormen een goede basis voor de berekening van diversiteitsindices, traditioneel berekend op basis van boxcorers of happers.

2.5.1.2. Abiotiek

De abiotische parameters zijn afgeleid uit de Delt3D modellen van Deltares. Dit zijn gekalibreerde modellen die over het algemeen een goede overeenstemming vertonen met veldwaarnemingen. Het voordeel van het gebruik van de modeloutput, is dat er gebiedsdekkende kaarten van het gehele NCP beschikbaar zijn. Er zijn hierdoor geen hiaten in de dataset. Een alternatieve methode, waarbij de abiotiek wordt gebaseerd op veldwaarnemingen, zou risicovoller zijn. Er zijn namelijk slechts een beperkt aantal waarnemingspunten op het NCP. Interpolatie tussen deze punten zou zo meer onnauwkeurigheden met zich meebrengen dan het gebruik van de modeloutput.

De abiotische gegevens zijn beschikbaar gemaakt tot 2008. De aanleg van de Tweede Maasvlakte, die van start is gegaan in januari 2009, is nog niet in de hier gebruikte Delft3D modellen opgenomen

2.5.1.3. Visserijdata

De registratie van de Nederlandse vloot gebeurt steeds efficiënter. Sinds 2005 zijn de meeste schepen VMS (Vessel Monitoring System) plichtig, waardoor een beeld van de ruimtelijke verspreiding van de visserij door Nederlandse schepen kan worden verkregen. Door de koppeling van deze gegevens met de logboekgegevens, kan worden achterhaald met welk vistuig gevist werd en zo kan de visserij-inspanning per vistuigtype in kaart worden gebracht. Ongeveer 15% van de in het EU vlootregistratie opgenomen vaartuigen met bodemberoerend (TBB of OTB) vistuig zijn niet VMS-plichtig. Omdat dit kleine vaartuigen zijn is de verwachting dat ze in de kustzone zullen vissen. Een andere onnauwkeurigheid van de opgewerkte gegevens voor de kustzone is het aanzienlijke aantal VMS registraties die niet aan een vistuigtype gekoppeld kunnen worden. Het aantal VMS registraties in de kustzone is stabiel. Gemiddeld 30 tot 15 % hiervan kan jaarlijks worden toegeschreven aan vistuigtype TBB en minder dan 1% aan TBS. Het aandeel niet-gekoppelde registraties nam af van 50 tot 15 procent terwijl de OTB registraties tegelijk toenam van 20 tot 70%. Om de niet-gekoppelde VMS registraties met voldoende zekerheid aan vistuigtypen te koppelen is aanvullend onderzoek nodig.

Een ander knelpunt bij de visserijregistratie is dat buitenlandse schepen die op het NCP vissen niet in Nederland worden geregistreerd. Om ook de buitenlandse vloot in een analyse te kunnen opnemen, dient een omslachtige procedure te worden gevolgd. In dit project is op basis van beschikbare gegevens van de buitenlandse vloot van een aantal jaren (2006-2008) een omrekening toegepast van de Nederlandse vloot naar de totale vloot op het NCP actief, en dit per habitattype. Een betere toegankelijkheid tot de

registratiesystemen van de buitenlandse vloot is wenselijk, om een zo nauwkeurig mogelijke inschatting te kunnen maken van de ruimtelijke verspreiding van de visserijdruk.

2.5.1.4. Zandwin- en baggerstortdata

Voor de zandwinning en het baggerstorten zijn door RWS een GIS-kaart met de ligging van de win-en stortgebieden aangeleverd, en een bestand waarin per jaar is weergegeven hoeveel zand/slib er is gewonnen/gestort per gebied. De gegevens missen echter gedetailleerde ruimtelijke en temporele informatie. Zo is het voor voorliggende onderzoeksvraag erg nuttig te weten wanneer er is gewonnen/gestort, om hoeveel materiaal het telkens gaat en welk deel van het zandwin/baggerstort vak is verstoord. In de huidige analyse is aangenomen dat telkens het volledige vak is verstoord. Dit heeft tot gevolg dat onterecht aan bepaalde monsterpunten verstoring door zandwinning/baggerstorten is toegekend. Door de beschikbaarheid van een temporele component zou kunnen worden ingeschat welke activiteiten vóór en welke na de MWTL/WOT bemonsteringscampagnes zijn uitgevoerd, en dus welke activiteiten nog impact kunnen hebben op de biologische waarnemingen van dat jaar. Door het ontbreken van deze gegevens zijn zandwin- en baggerstortdata van het voorgaande jaar aan de bodemdiergemeenschappen van het daaropvolgende jaar gekoppeld. Verder zou ook de frequentie van verstoring kunnen worden bepaald, hetgeen een waardevolle parameter in de statistische modellen zou kunnen zijn.

2.5.2. Modellen

2.5.2.1. Trendanalyses

In een eerste fase van de modelleringen zijn trendanalyses uitgevoerd, enerzijds voor de bodemdieren en hun karakteristieken (diversiteitsindices) en anderzijds voor de visserijinspanning. Voor de bodemdieren zijn de trendanalyses gebaseerd op data uit de periode 1995-2010; voor visserij-intensiteit op data van 2005-2011.

Uit de analyse van de biologische data blijkt dat een aantal habitats niet of onvoldoende zijn bemonsterd voor een analyse. Een hiaat in de datasets is de Klaverbank (H3_4 en H4_9). Dit habitat bestaat uit grind en is moeilijk te bemonsteren met de boxcorer (MWTL) en ook een schaaf kan hier niet worden ingezet. Hier moeten andere bemonsterings- of observeringstechnieken worden ingezet om een beeld te vormen van de diversiteit. Ook een aantal andere, kleine habitats worden niet of onvoldoende bemonsterd voor een trendanalyse: E4_5 en E4_6 op EUNIS-niveau 4 en E5_h, E5_i en E5_j.

Op basis van de WOT data is de kustzone (H3_3, H4_2 en 5_d) goed bemonsterd. Het bemonsteringsgrid omvat echter ook punten van het habitat wat daarachter is gelegen. Zo zijn voor EUNIS-niveau 3 ook trendanalyses uitgevoerd voor H3_2. Echter, slechts een klein deel van dit habitat is bemonsterd, waardoor de resultaten met enige voorzichtigheid dienen te worden geïnterpreteerd. Hetzelfde geldt voor E4_3, E4_4, 5_e en 5_k.

2.5.2.2. Statistische modellen

De regressie modellen zijn stapsgewijs opgebouwd. In eerste instantie is gekeken naar de mate waarin de abiotiek de trends in de bodemdieren kunnen verklaren. Deze analyses zijn uitgevoerd over de periode 1997-2009, omdat de abiotische data tot deze periode zijn beperkt. De modellen zijn toegepast op soorten waarvan de trendanalyses een significant stijgende of dalende trend hebben aangetoond. Soorten die een cyclische trend vertonen, zijn niet geanalyseerd, omdat slechts voor een korte periode van zo'n cyclische trend gegevens beschikbaar zijn voor zowel abiotiek als visserijdruk (2006-2009). De resultaten van de modellen zouden hierdoor onbetrouwbaar zijn.

Het effect van zandwinning en baggerstorten kon niet berekend worden door een gebrek aan variatie in de data, die overheerst zijn door nullen. Dit is te wijten aan de erg lokale aard van deze activiteiten die slechts in een klein deel van de eerder uitgestrekte habitats voorkomen. Daarenboven geldt voor de WOT dataset dat er weinig overlap is tussen de bemonstering (voornamelijk binnen de -20 m NAP) en zandwinningen en baggerstorten (voornamelijk buiten -20 m NAP).

De MWTL dataset is weinig geschikt gebleken als input voor de statistische modellen. Van de 18 significant stijgende of dalende trends die zijn onderzocht, bleek in de helft van de gevallen onvoldoende gegevens beschikbaar voor een regressiemodel. Slechts voor één model – *Thracia* in habitat 3_2 – is een significant effect van de abiotiek op de trend in dichtheid van de soort gevonden. De kleine boomkorvisserij (BKS) verklaarde een extra aandeel van de variatie.

De WOT data zijn beter geschikt als input voor de regressiemodellen. Slechts in vier gevallen waren te weinig data om een model op te stellen. In de 20 andere gevallen voldeed de grootte van de dataset. In 9 van deze modellen werd een onderscheidende correlatie met abiotiek gevonden en bij 13 een significant effect van visserij (in combinatie met de abiotiek).

De richting van het effect van menselijk handelen hangt af van de schelpdiersoort en de soort visserij. De significantie van het effect van menselijk handelen hangt niet alleen samen met de grootte van de visserij-dataset, maar ook van de verklarende waarde van de abiotische variabelen. Hierdoor zijn problemen in de data-opbouw en de effecten van variabelen niet van elkaar te onderscheiden en wordt het niet duidelijk hoeveel effect visserij op de variatie in een soort werkelijk heeft.

2.5.3. Conclusies

2.5.3.1. Monitoringsprogramma's

Macrobenthische dieren van sterk uiteenlopende grootte leven op en in de bodem en komen er met sterk uiteenlopende dichtheden voor. Er is daarom niet een enkel monstertuig waarmee een goed beeld van alle fauna elementen verkregen kan worden (Ens et al., 2007). Boxcorers en happers zijn vooral geschikt voor het bemonsteren van de relatief kleinere (maaswijdte zeef 1 mm), minder 'zeldzame', in de bodem levende dieren, waarbij een boxcorer door zijn grotere penetratiediepte de voorkeur heeft (bemonsterde oppervlakte < 1 m²) (zie ook Kröncke & Bergfeld, 2001). Deze methodiek wordt gebruikt bij de MWTL bemonstering. Grotere mobiele en sedentaire, relatief zeldzame soorten worden zelden in voldoende aantallen gevonden met deze tuigen. Hiervoor worden traditioneel dreggen en gesleepte netten gebruikt. Bij dreggen, gesleepte netten en bodemschaven wordt een grotere maaswijdte dan 1 mm gebruikt (5 mm bij de WOT-bemonsteringen), en wordt dus niet een totaal beeld van het macrobenthos verkregen. Daarom zijn ze wellicht minder geschikt voor indicatoren met betrekking tot biodiversiteit.

De kleine oppervlakte van happers en boxcorers resulteert voor eenzelfde soort ook vaak in een grotere variantie van de schattingen in vergelijking met deze van een bodemschaaf, zoals door Bergman & van Santbrink (1994) bijvoorbeeld vastgesteld voor *Macoma balthica*, al kwam deze soort niet in een lage dichtheid voor (bijna 80 ind/m²). Om met eenzelfde power significante veranderingen van de populatie vast te stellen, moeten veel meer monsters genomen worden met een boxcorer dan met een bodemschaaf (90 boxcorers tegenover 12 bodemschaven). Bij een vergelijking van de fauna in en buiten de (voor visserij gesloten) beveiligingszone van een gasproductieplatform gelegen in het Friese Front, vonden Bergman et al. (2005) met name significantie verschillen in dichtheden van een aantal schelpensoorten (o.a. *Arctica islandica*, *Thracia convexa*, *Abra alba*) en gravende kreeftjes (*Callianassa subterranea*, *Upogebia deltaura*) bemonsterd met de bodemschaaf. De boxcorer bemonstering bevestigde echter wel de hogere dichtheid van de gravende kreeftjes (*Callianassa subterranea*, *Upogebia deltaura*) in het voor visserij gesloten gebied, en toonde daar tevens een hogere dichtheid van de slangster *Amphiura filiformis* aan. De auteurs schrijven het verschil in resultaat toe aan de grote aantallen kleine, kortlevende soorten en de relatief lage aantallen grotere, kwetsbare soorten die gewoonlijk in een boxcorer worden gevangen.

De MWTL monitoring is vooral gericht op kleinere, abundante soorten. Bij zeldzamere soorten, of grote endobenthische organismen, is de trefkans laag. Vele van de indicatorsoorten die zijn gedefinieerd binnen de KRM voor de descriptor zeebodemintegriteit zijn schelpdieren. Deze worden efficiënter bemonsterd met de schaaf. De WOT monitoring is met name gericht op schelpdieren.

Dit geldt nog meer als het gaat om vaststellen van banken. Het geringe aantal monsterpunten laat niet toe om, zelfs in geval van hoge dichtheden op de gemonsterde locaties, de grenzen van de banken te

detecteren. Daarvoor is een fijner monstergrid vereist, of detectie met andere technieken zoals multibeam.

Het gebruik van de MWTL data kan voor deze soorten tot verkeerde conclusies leiden, zoals geïllustreerd met *Chamelea striatula*. Dit is de enige indicator soort gedefinieerd binnen Descriptor 6 van de KRM waarvoor zowel MWTL data als WOT data voorhanden zijn. Op basis van de MWTL dataset werden voornamelijk niet significante trends vastgesteld, terwijl op basis van de WOT data wel significante trends naar voor kwamen.

De MWTL-data zijn dan wel goed geschikt voor de berekening van de multimetrische indices. Door het gebruik van de boxcore wordt een representatieve hap uit de aanwezige bodemfauna genomen en kan een betrouwbaar beeld van de diversiteit worden verkregen.

Verder zijn de MWTL-data zijn om een aantal andere redenen weinig geschikt gebleken voor de statistische analyses. Zo blijkt het beperkt aantal monsterpunten een knelpunt. In de trendanalyses zijn 7 habitats – verspreid over de 3 EUNIS-niveaus – niet geanalyseerd wegens een gebrek aan data. Van de 20 significante trends die zijn vastgesteld, zijn de helft ervan niet verder geanalyseerd met de regressiemodellen omdat de hoeveelheid data niet voldeden.

Voor de WOT-data geldt uiteraard ook dat slechts een beperkt aantal habitats geanalyseerd konden worden bij gebrek aan data. De monitoring is immers beperkt tot de kustzone.

2.5.3.2. Schaalniveau

De analyses in deze studie zijn gebeurd op verschillende schaalniveaus, gedefinieerd als EUNIS-niveau 3, 4 en 5. Met dit onderzoek willen we een gevoel krijgen op welk schaalniveau het bodemleven moet worden geanalyseerd om te voldoen aan de eisen van Descriptor 6 van de KRM. Uit onze analyse is het EUNIS-niveau 3 vaak te grof gebleken. Significante trends in een habitat op niveau 3 bleken zich soms enkel in een deelgebied ervan voor te doen, hetgeen bleek uit de analyses op niveau 4 en/of 5. Ook trends die niet significant bleken op niveau 3, bleken in een deelgebied ervan wel significant.

EUNIS-niveau 3 blijkt hierdoor vaak een te grove indeling van het NCP. EUNIS-niveau 4 blijkt een betere classificatie. Dit stemt, wat de kustzone betreft, overeen met de conclusies van De Mesel et al. (2010). Op basis van een clusteranalyse van de WOT-data werd in deze studie geconcludeerd dat er in het studiegebied 2 of 3 bodemdiergemeenschappen voorkwamen. De ene (*Macoma balthica* gemeenschap) was beperkt tot de Haringvlietmonding. Een tweede besloeg het grootste deel van de kustzone (*Abra alba* gemeenschap) en komt dus overeen met EUNIS level 4_2. Een derde (*Spisula solida* gemeenschap) komt in de grovere sedimenten voor: EUNIS level 4_1.

Op EUNIS-niveau 5 waren vaak onvoldoende data te beschikbaar per habitat voor een analyse. Ook zijn door manier waarop de kaarten zijn opgesteld (op basis van de benthische gemeenschappen in de MWTL-monsterpunten) een aantal karakteristieke elementen van het NCP verloren gegaan. Zo is op niveau 5 de Klaverbank niet te onderscheiden, omdat geen MWTL-monsterpunten in dit gebied gelegen zijn. Daarom is het niet aangewezen om EUNIS-niveau 5 in zijn huidige vorm te volgen voor een monitoring. Mogelijk biedt dit schaalniveau betere perspectieven als de informatie van de benthische gemeenschappen gecombineerd wordt met abiotiek. Deze kaarten zullen een scherper detailniveau hebben en beter aansluiten bij de kaarten op schaalniveau 3 en 4. Ook in deze opzet zou intensievere bemonstering noodzakelijk zijn mochten alle habitats in dezelfde mate bestudeerd moeten worden. Anderzijds kan het ook mogelijkheden bieden gericht een aantal habitats in detail te bemonsteren waarvan gekend is dat indicatoren er voorkomen.

Hoofdstuk 3: Modelleren van cumulatieve effecten van menselijk handelen op bodemdieren (CUMULEO-RAM)

3.1. Inleiding

In de jaren negentig is door het RIKZ in samenwerking met TNO, WL en Geodan het RAM model ontwikkeld waarmee een integrale afweging van de effecten van de verschillende gebruiksfuncties van de Noordzee en de Waddenzee gemaakt kan worden (Karman & Schobben, 1995; Schobben et al., 1996; Jak et al., 2000; Karman et al., 2001). RAM staat daarbij voor 'Risk Assessment for the Marine environment'.

Hoofddoelstelling van het RAM model was indertijd een semi-kwantitatieve ranking van effecten van gebruiksfuncties. Meer gedetailleerde vragen die het RAM model oorspronkelijk moest beantwoorden waren (Karman et al. 2001):

1. Wat is bij de huidige intensiteit van activiteiten binnen de gebruiksfuncties, de relatieve bijdrage van de gebruiksfuncties aan de risico's voor het mariene ecosysteem?
2. Wat is bij een in de toekomst te verwachten of aan te nemen intensiteit van activiteiten binnen de gebruiksfuncties de relatieve bijdrage van de gebruiksfuncties aan de risico's voor het mariene ecosysteem? (verwachting op basis van voorgenomen beleid danwel voorspelling op grond van scenarioberekeningen).
3. Wat is per gebruiksfunctie of activiteit binnen een gebruiksfunctie de streefwaarde waarbij de integrale beleidsdoelstelling voor het mariene ecosysteem wordt gerealiseerd?

Het model neemt aan dat directe effecten van menselijke activiteiten op reproductie en mortaliteit de belangrijkste effecten op een populatie geeft. Daarbij wordt verondersteld dat er een duidelijk verband is tussen de intensiteit van deze activiteit en het effect op overleving en reproductie.

Deze principes zijn onlangs opnieuw geïmplementeerd in een case studie van de Waddenzee (De Vries et al., 2011; De Vries et al., 2012) onder de naam CUMULEO-RAM. In deze case studie zijn onder andere de voor- en nadelen van het model beschouwd. Het model is generiek opgezet waardoor exacte populatieontwikkelingen niet zijn te bepalen; bovendien houdt het model geen rekening met habitat geschiktheid (kan een soort überhaupt wel voorkomen op een specifieke locatie?). Voordeel van de generieke aanpak is dat het geschikt is om voor een breed scala aan menselijke activiteiten het potentiële effect op een breed scala aan soorten te bepalen. Bovendien biedt de ruimtelijke aanpak wel de mogelijkheid om te vergelijken met habitatgeschiktheidskaarten.

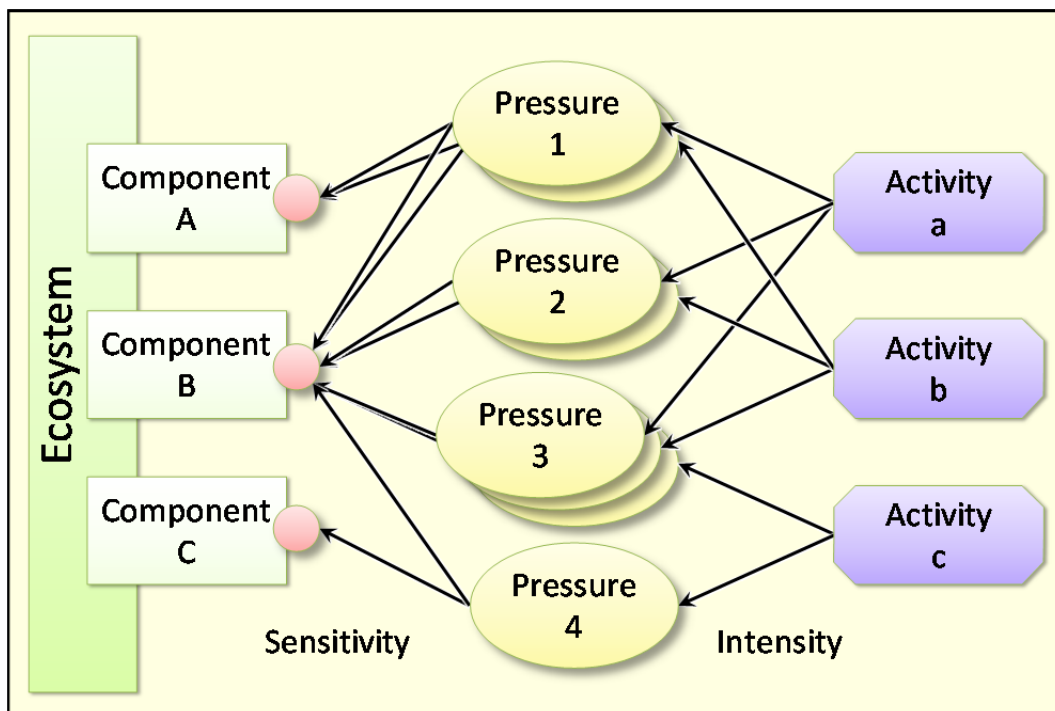
3.2. Doel

In het huidige project is voor een geselecteerd aantal gebruiksfuncties – met name verschillende vormen van bodemberoerende visserij, zandwinning en het storten van baggerstort – het potentiële effect op een geselecteerde set van ecosysteemcomponenten (soorten) worden beoordeeld, met behulp van het CUMULEO-RAM model. Dit om een beeld te krijgen wat de cumulatieve impact van de diverse gebruiksfuncties en hun bijdrage daaraan.

3.3. Methode

3.3.1. Raamwerk

Bij cumulatieve effect beoordeling kan het schema, zoals weergegeven in *Figuur 8*, worden gebruikt. Ook CUMULEO-RAM maakt gebruik van dit raamwerk. In het raamwerk worden menselijke activiteiten (bijvoorbeeld visserij) in verband gebracht drukfactoren (bijvoorbeeld bodemberoering). Het (potentiële) effect van deze drukfactoren wordt vervolgens in kaart gebracht voor verschillende ecosysteem componenten (bijvoorbeeld sleutel- of gevoelige soorten).



Figuur 8. Raamwerk voor cumulatieve effect beoordeling

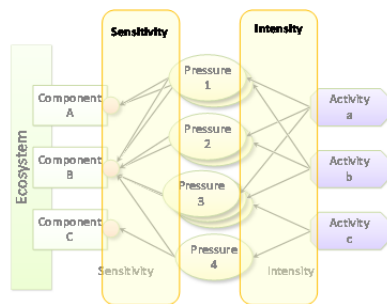
De eerste fase bij cumulatieve effect beoordeling betreft het inkaderen ("scoping") van de beoordeling. In het onderhavige project heeft deze inkadering in een vroeg stadium plaatsgevonden. Zo beperkt dit onderzoek zich tot de activiteiten bodemberoerende visserij, zandwinning en baggerstort. Als drukfactor wordt alleen bodemberoering beschouwd. Voorts is ook een aantal benthische soorten aangewezen als indicator voor het ecosysteem (zie deel 1).

3.3.2. Ruimtelijke schaal

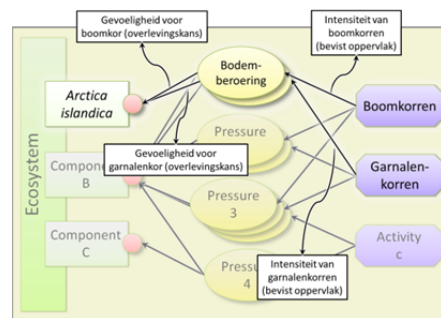
CUMULEO-RAM is in staat ruimtelijk onderscheid te maken. Hiervoor moet het te bestuderen gebied worden opgedeeld in ruimtelijke (rooster) cellen. Potentiele effecten kunnen dan per rooster cel worden berekend, waarbij het model vooralsnog aanneemt dat er geen interactie is tussen de cellen. Er is in huidig project gekozen te werken met een resolutie van 0.05 bij 0.05 graden (lon/lat).

3.3.3. Van activiteit naar drukfactor

De volgende stap in het raamwerk is de relatie tussen de activiteiten en drukfactor te kwantificeren (Figuur 9). De drukfactor "bodemberoering" wordt voor visserij (met uitzondering van bordenvisserij) uitgedrukt in een frequentie: het aantal maal dat het volledige oppervlak van een rooster cel wordt beroerd gedurende een geheel jaar. Dit wordt berekend door het bevist oppervlak in een cel te delen door het oppervlak van de cel. De methodiek voor het bepalen van de visserij-intensiteit staat beschreven in deel 1 (paragraaf 3.3).



A



B

Figuur 9A. De activiteiten worden in verband gebracht met de drukfactoren door middel van de intensiteit van de activiteit. De drukfactor wordt vervolgens in verband gebracht met een ecosysteemcomponent door middel van de gevoeligheid van dat component voor de betreffende drukfactor. B. Voorbeeld van het raamwerk zoals deze in huidig project is toegepast.

Bordenvisserij is uitgedrukt in inspanning en niet in bevestig oppervlak. Daarnaast is de directe impact van deze vorm van visserij slecht in te schatten. Er is namelijk een grote variatie in borden vistuig (afmeting en aantal borden) en de afstelling daarvan. Bovendien is het effect van de borden trawlers afhankelijk van de vaarsnelheid. Door deze onzekerheden is het momenteel niet goed mogelijk om deze vorm van visserij in het model te implementeren en zijn derhalve in huidig project buiten beschouwing gelaten bij de CUMULEO-RAM berekeningen.

De intensiteit van baggerstort is bepaald aan de hand van de gestorte massa (metrische tonnen) droge baggerspecie. Aangenomen wordt dat het gestorte materiaal neerslaat in het aangewezen gebied. De gestorte massa wordt derhalve gelijkmatig verdeeld over de gehanteerde roosterzellen die behoren tot de aangewezen gebieden. Wanneer een stortgebied met een roostercel overlapt, wordt de volledige roostercel als stortgebied aangeduid. Dit leidt tot een overschatting van de grootte van de stortgebieden (ongeveer een factor 14 voor het totale oppervlak). Voor zandwinning wordt een soortgelijke aanpak gebruikt. Ook hier is een overschatting van het beroerde gebied (ongeveer een factor 3 over het totale oppervlak). Hier is de intensiteit echter uitgedrukt in kubieke meter gewonnen materiaal.

3.3.4. Van drukfactor naar ecosysteemcomponent

3.3.4.1. Verstorings-effect-relaties

In het CUMULEO-RAM model worden drukfactoren gekoppeld aan potentiële effecten op soorten door middel van verstorings-effect-relaties. Daarbij wordt verondersteld dat alle effecten van drukfactoren zijn te herleiden tot directe effecten op overleving en reproductie van een soort. De relatie tussen de intensiteit van een drukfactor en het directe effect op overleving en/of reproductie moet dus worden vastgesteld. Het effect wordt hier uitgedrukt als de fractie tussen 0 en 1. De blootstellings-effect-relaties zijn zo opgesteld dat bij geen blootstelling (0) er ook geen effect (0) is en bij maximale blootstelling (∞) een maximaal effect (1) is.

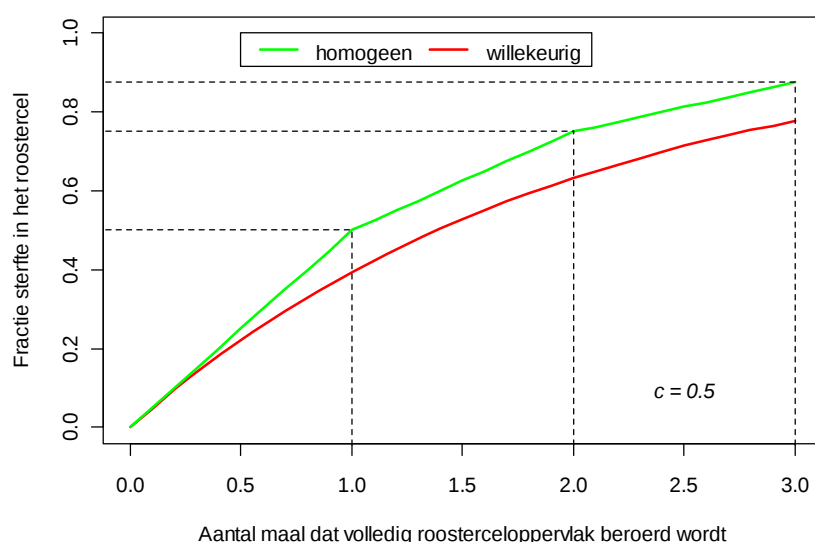
Er zijn legio functies die bovenstaande relatie kunnen beschrijven (bijv. logistische curve, lineaire relatie, etc). Voor elke drukfactor moet een passende functie worden gekozen welke toepasbaar is op alle relevante soorten. In huidige studie wordt alleen naar de drukfactor bodemberoering gekeken. Hoe sterfte als functie van bodemberoering (uitgedrukt als frequentie) moet worden uitgedrukt hangt af of de activiteit homogeen dan wel willekeurig is verdeeld over de ruimte. Stel dat het volledige oppervlak van een roostercel één maal wordt beroerd. Bij een homogene verdeelde activiteit is elk ruimtelijk punt in de cel gelijkmatig verstoord. Terwijl bij een willekeurig verdeelde activiteit, sommige punten in de cel meerdere malen verstoord zullen zijn, terwijl anderen punten in de cel onverstoord kunnen blijven. Bij een homogene verdeelde activiteit word de fractie directe sterfte gegeven door (Karman et al., 2001):

$$y = 1 - \left((1 - (x - \lfloor x \rfloor))(1 - c)^{\lfloor x \rfloor} + (x - \lfloor x \rfloor)(1 - c)^{(\lfloor x \rfloor + 1)} \right)$$

Waarbij x de frequentie van de bodemberoering is en c de fractie van individuen dat een enkele beroering niet overleeft. Bij een willekeurig proces is de verdeling van intensiteit een binominaal proces. Wanneer het aantal monsters met een binominale waarschijnlijkheid toeneemt tot oneindig, wordt een Poisson verdeling verkregen. Deze laatste verdeling wordt gebruikt om de intensiteit van de drukfactor, voor het geval van willekeurige verdeling, in een roostercel te beschrijven. De kans dat het volledige celoppervlak i maal wordt beroerd is gelijk aan de fractie van het oppervlak dat i maal wordt beroerd en wordt door de Poisson verdeling beschreven. Deze fractie wordt voor iedere i vermenigvuldigd met de bijbehorende overlevingsfractie $(1 - c)$. De sterfte bij een specifiek drukniveau (x) wordt dan verkregen door alle termen i van 0 tot en met ∞ te sommeren. In de praktijk convergeert de sommatie in minder dan 12 termen (Karman et al., 2001):

$$y = 1 - \sum_{i=0}^{i=12} \left(\left(\frac{x^i e^{-x}}{i!} \right) (1 - c)^i \right)$$

De verstorings-effect relatie voor bodemberoering is in Figuur 10 gevisualiseerd voor een activiteit met een sterfte kans van 0.5 na een eenmalige bodemberoering.



Figuur 10. Illustratie van directe sterfte (y) bij homogene en willekeurige bodemberoering, bij een sterftekans (c) van 0.5 na een beroering van 1 maal.

Voor baggerstort en zandwinning wordt een soortgelijke aanpak gevolgd. Voor deze activiteiten wordt de massa (metrische tonnen) die wordt gestort/onttrokken omgerekend naar een laagdikte (cm) per roostercel. Deze laagdikte wordt vervolgens omgerekend naar een frequentie: het aantal maal dat een laagdikte van 20 cm wordt gestort/onttrokken. De sterftekans van bentische soorten zal dan ook gekoppeld moeten zijn aan deze laagdikte.

Voor baggerstort is aangenomen dat de droge dichtheid 0.954 ton/m^3 bedraagt (Stutterheim, 2002). De gestorte laagdikte wordt berekend door de gestorte massa in een roostercel te delen door het product van de droge dichtheid en het roostercel oppervlak. De laagdikte van onttrokken zand wordt berekend door het onttrokken volume (m^3) zand in een roostercel te delen door het oppervlak (m^2) van de roostercel. De frequentie is vervolgens berekend door de laagdikte in cm te delen door 20.

3.3.4.2. Parameterisering verstorings-effect-relatie

In *Tabel 8* wordt de sterftekans (c) voor bodem beroerende visserij gegeven. De meeste waarden zijn gebaseerd op literatuur gegevens. Hierbij is gebleken dat er nagenoeg geen onderscheid te maken is tussen de sterftekans voor kleine en grote boomkor. Deze is daarom in alle gevallen gelijk verondersteld. Voor de garnalenkor zijn ook weinig literatuurgegevens bekend. Voor deze parameter is doorgaans aangehouden dat de sterftekans voor de garnalenkor 0.15 maal die voor de boomkor is, zoals voorgesteld door Rijnsdorp et al. (2006). Daar waar geen literatuurgegevens beschikbaar zijn is een eigen inschatting gemaakt. In *Tabel 8* worden de bronnen vermeld.

Tabel 8. Sterftekans (c) bij eenmalige beroering (bodem beroerende visserij), of bedekking met/onttrekking van een laag van 20 cm, voor parameterisering van de verstorings-effect-relatie. De tabel geeft c als de fractie directe sterfte na een eenmalige verstoring. De letters tussen haakjes (w of h) bij iedere activiteit geeft aan of respectievelijk de homogene of willekeurige verstorings-effect-relatie is gebruikt. Kleurcodering geeft een indicatie van betrouwbaarheid (■ = direct gebaseerd op grijze literatuur; ■ = met aannames gebaseerd op grijze literatuur; ■ = inschatting, hetzij worst case hetzij op basis van bronnen met onbekende betrouwbaarheid).

Indicator soort \ Activiteit	Grote/Kleine boomkor (w)	Garnalenkor (w)	Baggerstort (h)	Zandwinning (h)
<i>Amphiura filiformis</i>	0,1 ¹	0,01 ²	0,8 ³	0,99 ⁴
<i>Arctica islandica</i>	0,1 ⁵	0,015	0,95	0,994
<i>Callianassa</i>	0,11	0,012	0,83	0,994
<i>Chamelea striatula</i>	0,21	0,032	0,96	0,994
<i>Dosinia exoleta</i>	0,31	0,042	0,96	0,994
<i>Dosinia lupinus</i>	0,31	0,042	0,96	0,994
<i>Ensis</i>	0,11	0,012	0,96	0,994
<i>Lanice</i>	0,4 ⁷	0,062	0,83	0,994
<i>Thracia papyracea</i>	0,4 ⁸	0,062	0,96	0,994

Voor baggerstort en zandwinning worden effecten bepaald door de sterftekans (c) te schatten bij een bedekking/onttrekking van een laag van 20 cm dikte (*Tabel 8*). Directe effecten van bedekking door een sliblaag is vooral van betekenis voor minder mobiele, aan de bodem gebonden organismen. De mate waarin een organisme door een instantane bedekking met een laag sediment beïnvloed wordt hangt af van de dikte van de laag, de samenstelling van het gestorte sediment (waarschijnlijk meestal vrij slibrijk), het vermogen van bedekte organismen om door het sediment naar boven te groeien of te kruipen en de mate waarin de desbetreffende organismen bestand zijn tegen zuurstofloze omstandigheden (en een daarmee gepaard gaand hoger sulfide gehalte). Op langere termijn speelt ook

¹ Gebaseerd op Bergman & Van Santbrink (2000)

² Aangenomen dat directe sterfte als gevolg van garnalenkotters 0.15 maal dat van een boomkor is, zoals voorgesteld door Rijnsdorp et al. (2006)

³ The Marine Life Information Network (<http://www.marlin.ac.uk/species.php>) geeft aan dat deze soort zich enkele centimeters ingraaft. De verwachting is dat zij in staat zijn bij een bedekking van enkele centimeters zichzelf uit te graven. Voor een bedekking van 20 cm, waar bij huidige parameterisering van uit wordt gegaan is de overlevingskans onbekend. Verwacht wordt dat deze hoger is dan die voor de Noordkromp zoals ingeschat door Jak et al. (2000). Als worst case wordt de sterfte kans slechts iets lager ingeschat dan die voor de Noordkromp.

⁴ Overleving van benthos-soorten bij zandextractie wordt nihil geacht. Kwantitatieve gegevens zijn schaars in de literatuur. Derhalve wordt een arbitrair hoge sterfte van 0.99 verondersteld

⁵ Bron: Jak et al. (2000)

⁶ Door gebrek aan informatie is de sterftekans bij een bedekking van 20 cm sediment arbitrair ingeschat.

⁷ Gebaseerd op Depestele et al. (2012)

⁸ Eigen inschatting, worst case op basis van overige indicator soorten

de mate waarin de soort in staat is het bedekte gebied weer opnieuw te koloniseren een rol. Lange termijn aspecten als het optreden van zuurstofloosheid, hoge sulfide concentraties en rekolonisatie worden in deze studie in principe niet meegenomen, en zijn bij veldstudies moeilijk te onderscheiden.

3.3.4.3. Integratie tot één potentieel populatie effect indicator (de vervangingswaarde)

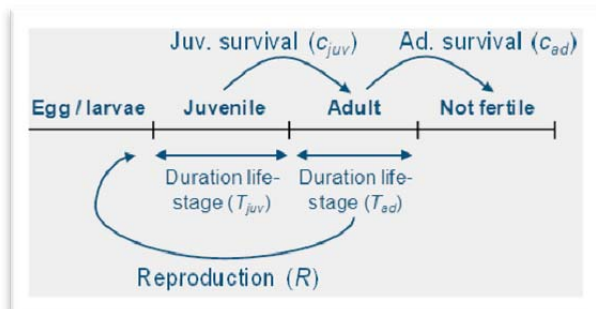
De sterfte wordt zoals hierboven is aangegeven berekend per activiteit. De totale sterfte als gevolg van alle activiteiten wordt berekend door aan te nemen dat sterfte van elke activiteit onafhankelijk is van de overige activiteiten. Voor onafhankelijke kansen kan de productregel worden toegepast, zodat geldt:

$$y_{\text{totaal}} = 1 - \prod_j (1 - y_j)$$

Waar y_{totaal} de totale directe sterfte als gevolg van alle activiteiten is, met y_j als de directe sterfte als gevolg van activiteit j .

Het effect op overleving moet nu nog worden vertaald naar een potentieel effect op de populatie van een soort. Voor dit doel wordt de vervangingswaarde ('net reproductive rate', Engels) gehanteerd, welke is gedefinieerd als: "het aantal volwassen individuen dat verwacht wordt te worden voortgebracht door een geslachtsrijp individu gedurende zijn gehele levensduur" (Schobben et al., 1996). Het wordt berekend door het totaal aantal juvenielen dat het volwassen levensstadium bereikt, gedeeld door het totaal aantal volwassenen in een populatie. Het kan worden gezien als een indicator voor populatiegroei. Wanneer de vervangingswaarde kleiner is dan 1, zal de populatie afnemen in grootte. De populatie zal groeien als de vervangingswaarde groter dan 1 is. Effecten van populatiedichtheid en migratie zijn niet meegenomen, waardoor werkelijke populatieontwikkelingen niet te voorspellen zijn met de huidige aanpak.

Levensstadia van een soort zijn gegeneraliseerd tot de volgende vier stadia: pre-juvenielen (van embryo tot juveniel), juvenielen (individueen die nog niet geslachtsrijp zijn), volwassenen (geslachtsrijpe individuen) en een onvruchtbaar (seniel) stadium. Dit laatste stadium wordt als irrelevant voor de populatie beschouwd, aangezien ze geen nakomelingen meer voortbrengen en het maar een klein deel van de populatie vertegenwoordigt. Het pre-juveniele stadium speelt vaak een belangrijke rol in populatiedynamica. Echter, natuurlijke sterfte is doorgaans hoog in dit stadium (in het bijzonder voor soorten die groot aantal eieren produceren), maar tegelijkertijd ook vaak slecht gekwantificeerd. Daarom is ervoor gekozen om de reproductie (R) uit te drukken als het aantal juvenielen (dus niet pre-juvenielen) dat een volwassen individu per jaar voortbrengt.



Figuur 11. Levensstadia zoals onderscheiden in het CUMULEO-RAM model voor het berekenen van de vervangingswaarde.

Er wordt aangenomen dat de sterfte en reproductie voor elk stadium gelijk is voor alle individuen in een populatie. Deze aanname is in principe niet juist, maar is nodig aangezien de relatie tussen overleving/reproductie en leeftijd vaak onbekend is. Wanneer predatie de belangrijkste factor in 'natuurlijke' sterfte is, dan kan de aanname wel de werkelijkheid benaderen. Echter, wanneer seniliteit de belangrijkste factor in 'natuurlijke' sterfte is, zal de sterfte toenemen met de leeftijd. Aangezien het CUMULEO-RAM als generiek instrument is opgezet voor een breed spectrum aan soorten, is deze leeftijdsverfijning niet geïmplementeerd.

Het aantal (uiteindelijk volwassen) individuen dat geproduceerd wordt door een individu dat net geslachtsrijp is, wordt bepaald door de gemiddelde levensduur van een volwassen individu, het aantal juvenielen dat een volwassen individu produceert per jaar (R) en de overleving. Dit kan als volgt worden uitgedrukt:

$$R_0 = \text{fractie juvenielen dat adulte levensstadium bereikt} \cdot \text{gemiddelde levensduur volwassene} \cdot R$$

Waar R_0 de vervangingswaarde is. De fractie van juvenielen dat het adulte levensstadium bereikt hangt af van de natuurlijke juveniele sterfte per tijdseenheid (jaar in huidige studie) ($1 - c_{juv}$) en de duur van het juveniele stadium (T_{juv} in jaren):

$$c_{juv}^{T_{juv}}$$

De gemiddelde levensverwachting van volwassen individuen wordt beschreven door de integraal van adulte overleving als functie van de tijd:

$$\int_0^{T_{ad}} c_{ad}^t$$

Waar c_{ad} de fractie is dat jaarlijks overleeft onder natuurlijke omstandigheden. T_{ad} is de maximale levensduur van het volwassen levensstadium. Door alle termen nu te combineren kan de vervangingswaarde als volgt worden berekend:

$$R_0 = c_{juv}^{T_{juv}} \cdot R \cdot \int_0^{T_{ad}} c_{ad}^t$$

Door de integraal op te lossen ontstaat nu:

$$R_0 = c_{juv}^{T_{juv}} \cdot R \cdot \left(\frac{c_{ad}^{T_{ad}} - 1}{\ln c_{ad}} \right)$$

Aangezien de adulte overleving constant is gehouden voor alle leeftijden, kan het volgens deze methode zo zijn dat individuen nog in leven zijn, ook als de maximum leeftijd is bereikt. Het wordt aangenomen dat individuen direct sterven, of onvruchtbaar worden als zij de maximum leeftijd bereiken.

De invloed van menselijke activiteiten op de vervangingswaarde kan nu als volgt worden meegenomen:

$$R_0 = \left((1 - y_{totaal}) \cdot c_{juv} \right)^{T_{juv}} \cdot R \cdot \left(\frac{((1 - y_{totaal}) \cdot c_{ad})^{T_{ad}} - 1}{\ln((1 - y_{totaal}) \cdot c_{ad})} \right)$$

Waarbij y_{totaal} de totale directe sterfte is als gevolg van de menselijke activiteiten.

3.3.4.4. Parameterisering van de vervangingswaarde

Schobben et al. (1996) hebben voor de zogenaamde AMOEBE soorten alle benodigde parameters (Reproductie (R), overleving (c_{juv} en c_{ad}) en levensduur (T_{juv} en T_{ad}) reeds verzameld. De soorten die in huidige studie zijn gekozen hebben weinig overlap met de AMOEBE soorten. Alleen de Noordkromp behoort tot de AMOEBE soorten. Alleen voor deze soort zijn direct parameters voor handen. Voor *Ensis* zijn onlangs in een case studie parameters verzameld (De Vries et al., 2011). Voor de overige soorten zijn in huidige studie parameters verzameld. De parameters zijn dusdanig gekalibreerd (zoals beschreven door Schobben et al., 1996) dat de vervangingswaarde gelijk is aan 1. Met andere woorden, er wordt vanuit gegaan dat de populatie in onverstoorte situatie stabiel is. De parameters zoals gebruikt in huidige berekeningen (inclusief bronvermelding) is gegeven in

Tabel 9 Parameters voor het berekenen van de vervangingswaarde. (■ = direct gebaseerd op grijze literatuur; ■ = met aannames gebaseerd op grijze literatuur; ■ = inschatting, hetzij worst case hetzij op basis van bronnen met onbekende betrouwbaarheid).

Soort	Parameters				
	R (#/jaar)	C_{juv} (-)	C_{ad} (-)	T_{juv} (jaar)	T_{ad} (jaar)
<i>Amphiura filiformis</i>	50.000 ⁹	0,061 ¹¹	0,061 ¹¹	3,5 ⁹	15,5 ⁹
<i>Arctica islandica</i>	4009 ¹⁰	0,379 ¹⁰	0,933 ¹⁰	11,3 ¹⁰	95,9 ¹⁰
<i>Callianassa</i>	3162 ⁹	0,002 ¹¹	0,002 ¹¹	1 ⁹	0,5 ⁹
<i>Chamelea striatula</i>	3162 ¹²	0,002 ¹¹	0,002 ¹¹	1 ¹²	9,5 ¹²
<i>Dosinia exoleta</i>	316 ¹²	0,046 ¹¹	0,046 ¹¹	1,5 ¹²	8,5 ¹²
<i>Dosinia lupinus</i>	316 ¹²	0,046 ¹¹	0,046 ¹¹	1,5 ¹²	8,5 ¹²
<i>Ensis</i>	30,93 ¹³	0,0413	0,313	113	313
<i>Lanice</i>	160.000 ¹²	6,1·10 ⁻⁵ ¹¹	6,1·10 ⁻⁵ ¹¹	112	0,512
<i>Thracia papyracea</i>	3162 ¹²	0,01211	0,01211	1,512	8,512

3.4. Resultaten

Voor de geselecteerde indicatorsoorten is per jaar (in de geselecteerde periode) de vervangingswaarde berekend per rooster cel, zodat hiervan een ruimtelijk inzicht ontstaat. In Figuur 12 en Figuur 13 is deze vervangingswaarde als voorbeeld voor een tweetal indicator soorten (respectievelijk *Arctica islandica* en *Ensis*) weergegeven; bijlage G bevat de kaarten van alle geselecteerde indicatorsoorten. De vervangingswaarde is zoals eerder genoemd gedefinieerd als: "het aantal volwassen individuen dat verwacht wordt te worden voortgebracht door een geslachtsrijp individu gedurende zijn gehele levensduur" (Schobben et al., 1996). Een waarde van 1 duidt op een stabiele populatie, terwijl lagere waarden op een krimpende populatie duiden. Daarbij wordt aangenomen dat in een onverstoord situatie een populatie stabiel is. Dit heeft tot gevolg dat bij de berekeningen, populaties alleen maar kunnen krimpen, wanneer drukfactoren worden toegevoegd. Bij de berekeningen is geen rekening gehouden met de werkelijke verspreiding van indicatorsoorten, noch met habitatgeschiktheid. Derhalve geven de kaarten alleen inzicht in waar potentiële effecten (als gevolg van de beoordeelde activiteiten) het grootst zijn. De kaarten geven dus een beeld van de ruimtelijke verspreiding van de intensiteit van de activiteiten, waarbij deze zijn gecumuleerd aan de hand van de gevoeligheid van de indicatorsoort voor de betreffende activiteiten.

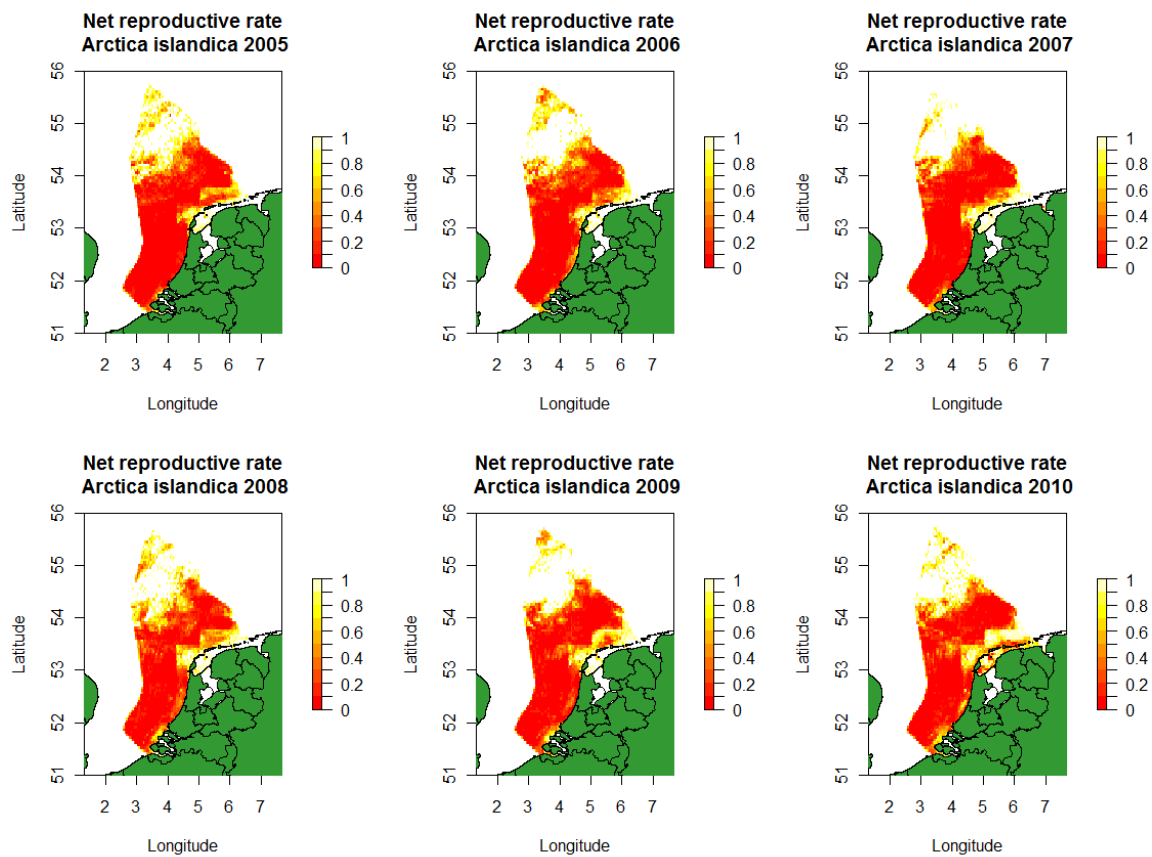
⁹ Gebaseerd op grove categorieën op: <http://www.marlin.ac.uk/biotic/browse.php>

¹⁰ Bron: Schobben et al. (1996)

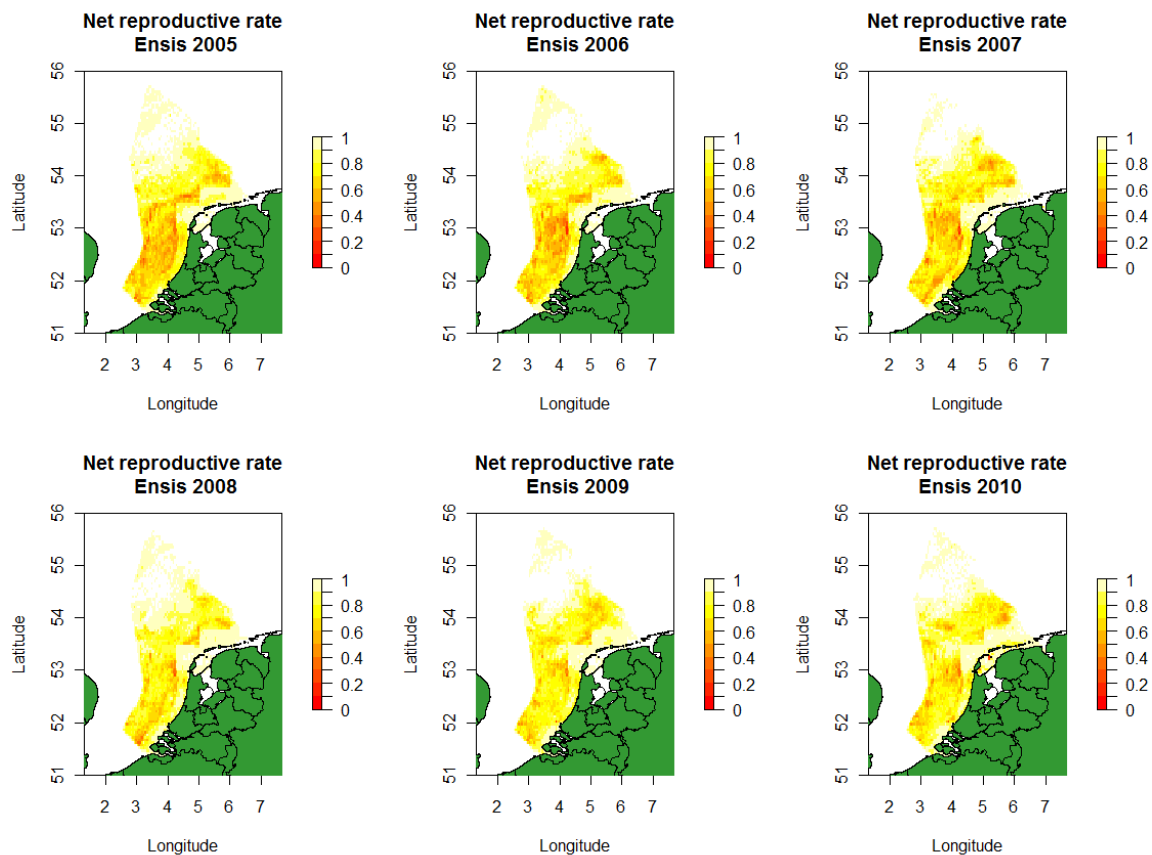
¹¹ Juveniele en adulte overleving zijn berekend vanuit de overige parameters, aannemende dat: juveniele en adulte overleving gelijk aan elkaar zijn, en de vervangingswaarde gelijk is aan 1.

¹² Gebaseerd op grove categorieën op: <http://www.genustrait handbook.org.uk/>

¹³ Bron: De Vries et al. (2012)



Figuur 12. Vervangingswaarde zoals berekend met CUMULEO-RAM voor de Noordkromp (Arctica islandica). Kaarten laten van linksboven tot rechtsonder de ruimtelijke ontwikkeling van de vervangingswaarde in de tijd zien.



Figuur 13. Vervangingswaarde zoals berekend met CUMULEO-RAM voor Ensis. Kaarten laten van linksboven tot rechtsonder de ruimtelijke ontwikkeling van de vervangingswaarde in de tijd zien.

Er is een duidelijk verschil tussen de vervangingswaarde-kaarten voor *Arctica islandica* (Figuur 12) en *Ensis* (Figuur 13), dit terwijl de intensiteit van de activiteiten voor beide gevallen uiteraard gelijk is. Het zou voor de hand liggen dat de verschillen verklaard kunnen worden door een verschil in gevoeligheid van de soorten. Echter, de directe gevoeligheid is voor beide soorten gelijk verondersteld in huidige berekeningen (zie *Tabel 8*). De verschillen worden derhalve verklaard door populatie-dynamische eigenschappen (*Tabel 9*). *Arctica islandica* is een lange levenscyclus, waardoor directe effecten op overleving ernstigere gevolgen voor de populatie heeft dan bij de *Ensis*, dat een relatief korte levenscyclus heeft.

Het potentieel effect wordt in het CUMULEO-RAM model bepaald door een combinatie van de intensiteit van een activiteit, de gevoeligheid van de soort en de levenscyclus van deze soort, hetgeen geïllustreerd wordt door bovenstaand voorbeeld, maar ook door de andere indicatorsoorten (zie bijlage G). Naast dat de ruimtelijke potentiële effecten in kaart zijn gebracht, wordt ook de kwetsbaarheid van soorten zichtbaar. Volgens het model kunnen, voor de combinatie van beoordeelde activiteiten, indicatorsoorten als volgt worden gerangschikt van lage naar hoge kwetsbaarheid: *Callianassa*, *Ensis*, *Chamelea striatula*, *Amphiura filiformis*, *Lanice*, *Dosina*, *Thracia papyracea*, *Arctica islandica*.

3.5. Discussie

3.5.1. Ruimte- en tijdsaspecten

In de huidige implementatie van het CUMULEO-RAM model is gerekend met een ruimtelijk rooster, met cellen van 0,05 bij 0,05 graden (lon/lat). De vervangingswaarde wordt per rooster cel uitgerekend, waarbij geen interactie tussen aangrenzende cellen is gemodelleerd. Als potentiële populatie effecten (zoals deze nu is uitgedrukt in de vervangingswaarde) omgerekend moeten worden naar werkelijke populatie effecten, zal onder andere rekening met migratie van soorten rekening moeten worden gehouden. Hoewel bentische soorten doorgaans redelijk sessiel zijn, geldt dit vaak niet voor hun gameten die vrij door de waterkolom kunnen bewegen.

Om potentiële populatie effecten in rooster cellen te berekenen moeten de drukfactoren (de intensiteit van de activiteiten) in hetzelfde rooster (met dezelfde resolutie) in kaart gebracht worden. Omdat activiteiten vaak niet in dezelfde resolutie in kaart gebracht zijn (in sommige gevallen is het ruimtelijke aspect van de activiteiten zelfs alleen beschrijvend) moet dit gestandaardiseerd worden. Dit kan betekenen dat er voor sommige activiteiten ruimtelijke resolutie verloren gaat, of voor andere activiteiten (zoals in huidig project voor baggerstort en zandwinning) een artificieel hoge resolutie ontstaat. Daarnaast is niet gerekend aan de werkelijke verspreiding van de baggerstort. Er is aangenomen dat alle baggerspecie gelijkmatig neerslaat in het aangewezen gebied. Uiteindelijk zal bij de keuze van een geschikte modelresolutie ook meespelen op welke geografische resolutie beleidsmatige beslissingen moeten worden genomen.

In onderhavig project is gekozen om trends over meerdere jaren te analyseren, waarbij seizoen fluctuaties (in zowel biotiek als abiotiek, inclusief menselijke activiteiten) niet worden beschouwd. De vervangingswaarde is daarom ook steeds berekend voor een periode van een jaar. De keuze van deze periode is relevant in de berekeningen met het CUMULEO-RAM model, aangezien het de resultaten (en de interpretatie ervan) beïnvloedt: in CUMULEO-RAM wordt immers geen herstel gemodelleerd en tellen effecten op overleving op. Dit kan het beste geïllustreerd worden met een voorbeeld. Stel dat op een specifieke locatie gedurende een half jaar de bodem 5 maal wordt bevist en op dezelfde locatie gedurende het hele jaar 10 maal. Als de vervangingswaarde voor het eerste halfjaar wordt berekend, dan wordt in dat geval de totale overlevingskans door 5 maal beïnvloed door bevissing, terwijl voor het gehele jaar dit 10 maal is. In dit voorbeeld zal de totale overlevingskans in het gehele jaar dus lager zijn dan gedurende het halfjaar. Hierdoor heeft de gekozen periode invloed op de absolute waarde van de vervangingswaarde. Echter, doordat voor alle indicatorsoorten dezelfde periode (van 1 jaar) wordt gehanteerd, blijft relatieve vergelijking wel mogelijk.

3.5.2. Procesaspecten

Het CUMULEO-RAM model is geschoeid op een conceptueel eenvoudig raamwerk (Figuur 8) waarbij, zoals bij elk model, het een versimpeling van de werkelijkheid is. Het is daarom van belang om op de hoogte te zijn van welke processen wel en welke niet zijn gemodelleerd, bij het interpreteren van de resultaten. Een belangrijk proces dat niet gemodelleerd wordt zijn soortsoortinteracties. Hierdoor worden indirecte effecten (bijvoorbeeld op een voedselbron) niet zichtbaar bij de huidige aanpak.

Voedselwebinteracties zouden wel moeten worden meegenomen wanneer resultaten moeten worden vertaald naar werkelijke populatie effecten. Hierbij moet wel stil worden gestaan bij het feit dat bij het toevoegen van meer realiteit aan een model, het model daarmee ook complexer wordt en daarmee mogelijk minder intuïtief. Daarbij komt dat, wanneer gestreefd wordt naar meer realiteit, het model ook zou moeten kunnen worden getoetst aan deze realiteit (validatie), wat doorgaans niet eenvoudig is in een complex systeem zoals de Noordzee. Voedselwebinteracties kunnen ook een 'positief' effect hebben op opportunistische soorten welke kunnen profiteren van het wegvallen van een concurrent.

Verder zijn sommige soorten (zoals *Lanice*) in staat biogeen substraat te vormen. Bodemberoerende visserij kan daarbij naast de soort zelf, ook gevormde structuren in de bodem beschadigen, wat indirect effecten kan hebben op andere soorten. Ook dergelijk indirecte effecten worden door CUMULEO-RAM momenteel niet bepaald.

In het CUMULEO-RAM model wordt in onverstoorde situatie de vervangingswaarde gelijk aan 1 verondersteld (stabele populatie), door het toevoegen van drukfactoren kan de vervangingswaarde alleen maar afnemen (en dus niet toenemen). Het is dus een instrument om directe impacts van activiteiten te schalen en te cumuleren, wat relatieve vergelijking van scenario's mogelijk maakt. De methode is zeer generiek opgezet, zodat deze voor een breed scala aan activiteiten en indicatorsoorten kan worden toegepast. Dit maakt het minder geschikt voor het voorspellen van werkelijke effecten op de populatie. In dergelijke gevallen is het beter af te stappen van de generieke aanpak en een specifiek (realistischer en dus ook complexer) populatie-dynamisch model te ontwikkelen voor een specifieke activiteit en indicatorsoort. In zo'n geval zou ook rekening moeten worden gehouden met bijvoorbeeld populatiedichtheid-afhankelijkheid, wat thans geen onderdeel van CUMULEO-RAM is. Effecten op overleving als gevolg van verschillende activiteiten worden in huidig model gecumuleerd door aan te nemen dat het onafhankelijke kansen betreft. Ook dit kan het beste worden geïllustreerd met een voorbeeld. Stel een oppervlak met *Arctica islandica* wordt één maal bevestigd met een boomkor. In dat geval zal ongeveer 90% van de individuen overleven (zie *Tabel 8*). Na één maal bevissen met een garnalenkor overleeft ongeveer 99% (zie *Tabel 8*). Als de twee tuigen achter elkaar worden gebruikt zal 99% van 90%, wat 89% bedraagt, overleven, indien de kansen onafhankelijk zijn. Echter als de boomkor individuen van een soort (bijvoorbeeld de grote exemplaren) treft die juist ook gevoelig zijn voor de garnalenkor, zijn de kansen niet afhankelijk en zal de totale sterfte lager zijn; een individu kan immers niet twee maal sterven. Andersom zou de boomkor ook juist individuen kunnen treffen die juist ongevoelig zijn voor de garnalenkor. Ook dan zijn de kansen niet onafhankelijk en zal de totale sterfte juist hoger zijn. Over het algemeen zijn dergelijke cofactoriale afhankelijkheden lastig te vast te stellen en te kwantificeren. Dit geldt in het bijzonder voor een groot aantal combinaties van activiteiten. Hoewel de aanname van onafhankelijke kansen een redelijke aanname is, is het niet noodzakelijk de worst case, zoals geschetst in bovenstaand voorbeeld.

In het CUMULEO-RAM model wordt een generieke levenscyclus gemodelleerd (Figuur 11). Deze levenscyclus is breed toepasbaar. Maar is niet geschikt voor alle soorten. Macroalgen laat zich door hun vegetatieve voortplanting slecht beschrijven door de voorgestelde levensstadia. De in de onderhavige studie gekozen indicatorsoorten laten zich wel vangen in de voorgestelde levensstadia. Bordenvisserij vormt bij de huidige aanpak een probleem doordat de directe effecten op overleving zeer variabel zijn. Dit komt omdat de breedte van het vistuig en daarmee ook het aantal borden maar ook de afstelling daarvan variabel is. Dit alles in combinatie met de vaarsnelheid bepaald hoe groot de impact zal zijn. Echter al deze factoren zijn niet beschikbaar in de database. Er zou gerekend kunnen worden met een gemiddelde of modaal vistuig, al is deze lastig vast te stellen. Bovendien worden uitschieters daarmee niet gedekt. Idealiter zijn alle genoemde factoren bekend, zodat hiermee rekening kan worden gehouden.

3.5.3. Parameteraspecten

Het CUMULEO-RAM model is oorspronkelijk ontwikkeld in de jaren 90 van de vorige eeuw, specifiek voor zogenaamde AMOEBE soorten, welke indertijd als indicator voor de Noordzee werden gebruikt. In onderhavige studie zijn indicator soorten gekozen waarvan slechts de *Arctica islandica* voorkomt op de lijst van AMOEBE soorten. Voor deze soort kon gebruik worden gemaakt van bestaande parameters zoals beschreven door Jak et al. (2000). Voor de overige soorten moest in huidige studie parameterwaarden worden afgeleid. Hoewel het model relatief eenvoudig van opzet is, blijken betrouwbare en nauwkeurige parameterwaarden niet beschikbaar voor de gevoeligheid (*Tabel 8*) noch de vervangingswaarde (*Tabel 9*). Met een gevoeligheidsanalyse zou kunnen worden bepaald voor welke parameters het model het gevoeligste is en dus het meest waardevol zou zijn om beter in te schatten.

Natuurlijke sterfte (C_{juv} en C_{ad}) zijn in huidige studie zo gekozen dat de vervangingswaarde in onverstoorde situatie gelijk aan 1 is, wat voor een stabele populatie staat. Dit is waarschijnlijk niet helemaal realistisch, in onverstoorde situatie is het aannemelijk dat een populatie zal groeien tot een dichtheidsafhankelijke grens is bereikt. Bovendien zijn de parameters voor de vervangingswaarde

$(R, c_{juv}, c_{ad}, T_{juv}, T_{ad})$ gebaseerd op waarnemingen in het veld, waar de omstandigheden doorgaans niet onverstoord zijn. Echter het schalen van de vervangingswaarde tot een waarde van 1, zoals in huidige studie gedaan is, maakt een relatieve vergelijking van potentiële effecten van drukfactoren eenvoudiger, maar het inschatten van werkelijke populatie effecten lastiger.

Samenvattend is het CUMULEO-RAM model een denkmodel waarin kennis van de biologie van een soort en zijn gevoeligheid voor drukfactoren op een generieke wijze is gevat. Door de generieke aanpak is het model een versimpeling van de werkelijkheid welke daardoor lastig te toetsen is aan deze werkelijkheid. Wel stelt het ons in staat cumulatie van effecten op een soort volgens het denkmodel door te rekenen en te interpreteren en te bediscussiëren.

Hoofdstuk 4: Algemene conclusies en aanbevelingen

4.1. Schaalniveau voor monitoring in kader van KRM

Dit onderzoek is toegespitst op 3 schaalniveaus die zijn gedefinieerd als EUNIS-niveau 3, 4 en 5. Op elk niveau is per habitat gekeken of er met beschikbare monitoringsdata een trendanalyse kan worden uitgevoerd voor de indicatoren van Descriptor 6 van de KRM, en of een trend kan worden gelinkt aan menselijk handelen. Uit de analyse is gebleken dat EUNIS-niveau 3, met de laagste ruimtelijke resolutie, vaak te grof was om trends in benthos waar te nemen. Trends werden op dat niveau als niet significant beschouwd, terwijl op een fijner niveau – EUNIS-niveau 4 of 5 – wel een significante trend werd waargenomen in bepaalde deelgebieden. EUNIS-niveau 4 lijkt een betere schaal, terwijl EUNIS niveau 5 – in zijn huidige vorm – weinig extra informatie bijbrengt. De habitats op EUNIS niveau 5 zijn gebaseerd op de gemeenschappen die zijn onderscheiden op basis van de MWTL-bemonstering. Elk monsterpunt is toegekend aan een bepaalde gemeenschap en vervolgens geïnterpoleerd waardoor gebiedsdekkende kaarten zijn verkregen. Deze kaart is enerzijds een verfijning van de kaart op niveau 4, er worden meer habitats onderscheiden, maar anderzijds zijn een aantal details verloren gegaan door de methodiek die is gebruikt om de kaarten op te stellen. Zo is de Klaverbank niet te onderscheiden op EUNIS-niveau 5. Omdat in de Klaverbank – waar een karakteristieke fauna voorkomt – geen monsters worden verzameld bij de MWTL- bemonstering, is dit gebied na interpolatie niet zichtbaar. Een verbetering van deze kaart op EUNIS niveau 5, waarbij ook de abiotiek in rekening wordt gebracht, zal beter aansluiten bij de opdeling in habitats op niveaus 3 en 4, en met het voorkomen van soorten.

Een andere aanpak die kan worden gevolgd is een gebiedsindeling op basis van habitatkansenkaarten voor elke indicatorsoort. Vervolgens kan de bemonstering worden afgestemd op de indicatorsoorten en kan de monitoring intenser worden uitgevoerd in habitats waar indicatorsoorten worden verwacht. Er kan worden onderzocht in hoeverre de kansenkaarten overeenkomen met een aangepaste gebiedsindeling op EUNIS-niveau 5, waarbij rekening wordt gehouden met bodemdiergemeenschappen en abiotiek zoals hierboven beschreven. Mogelijk kan zo alsnog een EUNIS-classificatie aan de basis liggen van een aangepaste bemonstering, waarbij een aantal habitats die voldoen aan de habitateisen van indicatorsoorten, intenser worden bemonsterd.

4.2. Evaluatie monitoringsprogramma's

In de analyse zijn twee monitoringsprogramma's meegenomen. In het kader van de KRM is vooral de MWTL-monitoring van belang, omdat deze het volledige NCP omvat. Er wordt bemonsterd met een boxcorer, waarbij een representatief deel van de (dominante) fauna wordt verkregen. Deze gegevens zijn erg waardevol voor de berekening van de multimetrische en biodiversiteitsindices, zoals gedefinieerd in Descriptor 6 van de KRM. Voor een aantal andere indicatoren binnen deze descriptor lijkt de methodiek minder geschikt. Schelpdieren en meer zeldzame organismen worden niet efficiënt bemonsterd met een boxcorer. Door de kleine bemonsterde oppervlakte is de trefkans voor deze soorten laag. Hiervoor is een schaafer beter geschikt. Ook de resolutie van de NCP bemonstering is laag: momenteel worden 100 punten bemonsterd over het gehele gebied. Een aantal habitats worden hierdoor niet of onvoldoende bemonsterd. Uit het voorbeeld van *Chamelea striatula*, de enige indicatorsoort die in beide monitoringscampagnes is bemonsterd, is gebleken dat op basis van de MWTL dataset in de kustzone geen trends zijn waargenomen, terwijl op basis van de WOT data een significante trend bleek. Het geringe aantal monsterpunten laat niet toe om, zelfs in geval van hoge dichtheden op de bemonsterde locaties, de grenzen van de schelpdierbanken te detecteren. Daarvoor is een fijner monstergrid vereist, of detectie met andere technieken zoals multibeam.

De temporele resolutie van de dataset – jaarlijkse waarnemingen – volstaat om trends in bodemdiersoorten waar te nemen. Een lagere resolutie is ongewenst, omdat natuurlijke cyclische trends niet meer in de dataset onderscheiden zouden kunnen worden en andere trends – zowel positieve als

negatieve – pas erg laat in een dataset zouden kunnen worden opgemerkt. Een kleinere set aan gegevens maakt het nog moeilijker om veranderingen in de biologie te koppelen aan de abiotiek en menselijk handelen.

4.3. Registratie menselijk handelen

Visserij

Aan de hand de VMS kan een goed beeld worden verkregen van de verspreiding van de visserij-inspanning van de Nederlandse vloot op het NCP. Door de koppeling met de vangstregistraties kan een analyse worden gemaakt van de visserij-inspanning per vistuigtype. Deze analyse geeft een behoorlijk beeld van de spreiding van de verschillende types van visserij over het NCP. In de kustzone is er echter wel een onderschatting omdat niet alle garnalenvisserij wordt geregistreerd. Verder is een nadeel van deze methode dat in Nederland geen registraties gebeuren van de buitenlandse vloot die op het NCP actief is. De procedure om deze gegevens te bekomen en te analyseren is omslachtig en daardoor niet routinematig toepasbaar. Dit leidt voornamelijk tot een onderschatting in het noordelijk deel van het NCP.

Zandwinning en baggerstorten

De zandwin- en baggerstortdata worden als totale volumes op jaarbasis per win- en stortgebied beschikbaar gemaakt. Voor effectstudies zijn deze gegevens weinig geschikt, en ook als input voor het CUMULEO-RAM is een meer gedetailleerde input wenselijk. Met de huidige informatie is er voor de modelleringen van uitgegaan dat zich een éénmalige verstoring heeft voorgedaan over het gehele win- of stortgebied. Een betere ruimtelijke en temporele registratie van de activiteiten zou voor de statistische modellen het voordeel bieden dat er beter bepaald kan worden welke monsters wel of niet door de activiteit worden verstoord en met welke frequentie. Voor het CUMULEO-RAM biedt een betere ruimtelijke registratie het voordeel dat het impactgebied natuurgetrouwer kan worden benaderd. Doordat in het CUMULEO-RAM de win- en stortgebieden worden vertaald naar een grid, wordt de oppervlakte die door de activiteiten wordt beïnvloed sterk overschat.

4.4. Evaluatie van de statistische modellen

Modellen zijn een erg nuttige tool, mits er voldoende data zijn om tot een betrouwbaar model te komen. In deze studie is gebleken dat door veel nulwaarden, en daardoor een lage variatie in de data, en een korte tijdserie er vaak weinig variatie is in de aantallen van een soort om tot een betrouwbaar model te komen. Dit probleem kan mogelijk worden ondervangen als de ruimtelijke schaal beter is afgestemd op het voorkomen van de bodemdiersoorten, zoals eerder besproken (zie 4.1.). Hierdoor kan het aantal nulwaarden worden teruggedrongen. Wel moet voldoende worden bemonsterd met een geschikt monstertuig.

4.5. Evaluatie van CUMULEO-RAM

Het CUMULEO-RAM model is een generiek model dat in staat is de drukfactoren van een groot aantal activiteiten te cumuleren en te vertalen naar een potentieel effect op een populatie. Vertaling van sommige activiteiten naar drukfactoren (zoals bijvoorbeeld bordenvisserij) behoeft nog wel de nodige aandacht, alsmede het komen tot een betrouwbare set van parameters.

Huidige opzet van het model geeft ruimtelijk inzicht van potentiële effecten van een combinatie van activiteiten. Het is niet eenvoudig een vertaling te maken naar werkelijke populatie effecten. Een interessante aanpak zou zijn om de ruimtelijke verspreiding van vervangingswaarden te vergelijken met habitatgeschiktheidskaarten/kansenkaarten. Zo kan worden vastgesteld of een drukfactor ook daadwerkelijk kan leiden tot een effect (is het betreffende gebied wel geschikt om de soort in kwestie te

herbergen). Een aandachtspunt in dat geval is wel hoe de habitatgeschiktheidskaart/kansenkaart tot stand is gekomen. Doorgaans worden dergelijke kaarten gebaseerd op abiotische factoren en het voorkomen van een soort. Het is belangrijk dat menselijke activiteiten niet zijn meegenomen als abiotische factor. Het voorkomen van een soort kan er immers ook door worden beïnvloed.

Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 57846-2009-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2012. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Milieu over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 27 maart 2013 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.

Referenties

Bergman M, Duineveld G, Lavaleye MS (2005) Long term closure of an area to fisheries at the Frisian Front (SE North Sea): effects on the bottom fauna. pp. 18. Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ).

Bergman MJN, van Santbrink JW (1994) A new benthos dredge ('triple-D') for quantitative sampling of infauna species of low abundance. Netherlands Journal of Sea Research, 33, 129-133.

Bergman MJN, van Santbrink JW (2000) Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. ICES Journal of Marine Science, vol. 57, no.5, 1321-1332.

Boon AR, Gittenberger A, van Loon WMGM (2011) Review of marine benthic indicators and metrics for the WFD and design of an optimized BEQI. Deltares rapport 1203801-000. 59 pp.

Crawley M (2007) The R-book. Wiley & Sons Ltd.

De Jong DJ (1999) Ecotopes in the Dutch Marine Tidal Waters. A proposal for a classification of ecotopes and a method to map them. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee. RIKZ-Report 99.017.21.

Deltares (2011) Delft3D-WAQ, User Manual Part of Water Quality, Version: 4.03, Revision: 15587, 320 pp.

De Mesel I, Craeymeersch J, Schellekens T, van Zweeden C, Wijsman J, Leopold M, Dijkman E, Cronin K (2010) Kansenskaarten voor schelpdieren op basis van abiotiek en hum relatie tot het voorkomen van zwarte zee-eenden. IMARES rapportC042/11.

Depestele et al. (2012) An integrated impact assessment of trammel net and beam trawl fisheries, WAKO-II rapport SD/NS/08A.

De Vries et al. (2012) Scaling human-induced pressures to population level impacts in the marine environment. Implementation of the prototype CUMULEO-RAM model WOT Werkdocument 2011/285.

Ens BJ, Craeymeersch JA, Fey FE, Heessen HJL, Smaal AC, Brinkman AG, Dekker R, van der Meer J, van Stralen MR (2007) Sublitorale natuurwaarden in de Waddenzee. Een overzicht van bestaande kennis en een beschrijving van een onderzoekopzet voor een studie naar het effect van mosselzaadvisserij en mosselkweek op sublitorale natuurwaarden. Wageningen IMARES, Rapportnummer C077/07. 117 pp.

Karman CC, Hartholt JG, Schobben JHM (2001) Modelleren van effecten van gebruik - een beschrijving van de methodiek van het RAM-GIS model. Rapport TNO-MEP-R, TNO, Den Helder.

Kröncke I, Bergfeld C (2001) Synthesis and new conception of North Sea research (SYCON). Working Group 10: Review of the current knowledge on North Sea benthos. Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung. Reihe Z: Interdisziplinäre Zentrumsberichte. Zentrum für Meeres- und Klimaforschung der Universität Hamburg 2001.

Lindeboom HJ, Dijkman EM, Bos OG, Meesters EH, Cremer JSM, de Raad I, van Hal R, Bosma A (2008) Ecologische Atlas Noordzee.

Meesters HWG, Ter Hofstede R, De Mesel I, Craeymeersch JA, Deerenberg C, Reijnders PJH, Brasseur SMJM, Fey F (2009) De toestand van de zoute natuur in Nederland. Vissen, benthos en zeezoogdieren. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-rapport 97. 97 pp.

Mills CM, Townsend SE, Jennings S, Eastwood PD, Houghton CA (2007) Estimating high resolution trawl fishing effort from satellite-based vessel monitoring system data. ICES Journal of Marine Science. Vol. 64, no. 2, pp. 248-255.

R Development Core Team (2011) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Rijnsdorp et al. 2006 invoegen: Rapport Inpassing Visserijactiviteiten Compensatiegebied MV2. Report No. C047/06.

Schobben HPM, Karman CC, Schobben JHM, Jak RG, Kaag NHBM (1996) Ecologische informatie over RAM-soorten - Schatting van populatiedynamische parameterwaarden. Rapport R96/210, TNO MEP, Den Helder.

SOVON Vogelonderzoek Nederland (2011) Risicoanalyse van geïntroduceerde ganzensoorten in Nederland. SOVON informatierapport 2010-06. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.

Stutterheim (2002) Het storten van baggerspecie in de Verdiepte Loswal. Verslag van de praktijkproef, een tussenstand. RIKZ rapport 2002.025.

Ten Brink BJE, Colijn F (1990). Ecologische ontwikkelingsrichtingen zoute wateren: ecologische toestandsbeschrijving en toekomstverwachting, 1985 - 2010. Nota / Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren (GWWS-90-009), pp288.

Ten Brink BJE, Hosper SH (1989) Naar toetsbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBA-benadering. H2O 22 (20), 612-617.

Tulp I, Bolle LJ, Rijnsdorp AD (2008) Signals from the shallows: In search of common patterns in long-term trends in Dutch estuarine and coastal fish. Journal of Sea Research, 60, 54-73.

Visser H (2004a) Description of the TrendSpotter software. RIVM Memo 007/2004 IMP. 64 pp.

Visser H (2004b) Estimation and detection of flexible trends. Atmospheric Environment, 38, 4135-4145.

VERANTWOORDING

Rapportnummer C119/12
Projectnummer: 4303102701

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

Akkoord: Dr. Jeroen Wijsman
Onderzoeker

Handtekening:



Datum: 19 oktober 2012

Akkoord: Birgit Dauwe
Afdelingshoofd Delta

Handtekening:



Datum: 19 oktober 2012