

Zeebodemintegriteit en visserij op het Friese Front en de Centrale Oestergronden

Beschikbare kennis en 1^e uitwerkingen

D.M.E. Slijkerman, O.G. Bos, J.T. van der Wal, J.E. Tamis &
P. de Vries

Rapport C078/13



IMARES Wageningen UR

Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies

Opdrachtgever:

Ministerie van EZ
Postbus 20401
2500 EK Den Haag

BO-11-011.02-005

Publicatiedatum:

10 mei 2013

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).

Dit onderzoek is uitgevoerd binnen het kader van
het EZ-programma Beleidsondersteunend
Onderzoek (BO)

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

© 2013 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-V12.2

Inhoudsopgave

Samenvatting.....	6
1 Inleiding.....	9
1.1 Projectdoelstellingen	10
1.2 Uitgangspunten	10
1.3 Kennisvragen	10
1.4 Leeswijzer	11
1.5 Afkortingen en begrippen.....	11
2 Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM).....	12
2.1 Inleiding.....	12
2.2 Nederlandse uitwerking KRM	12
2.3 Benthische doelen, beleidsopgaven en indicatoren	13
3 Ruimtelijke beschermingsmaatregelen op het NCP.....	15
3.1 Bestaande en aanvullende maatregelen	15
3.1.1 Natura 2000	15
3.1.2 VIBEG	15
3.1.3 FIMPAS.....	15
3.1.4 Bodembeschermingsgebied Voordelta.....	15
3.1.5 Maatregelen in het kader van OSPAR aanbevelingen.....	15
3.2 Aanvullend te beschermen gebieden.....	16
3.2.1 Ecologische gronden	16
3.2.2 Economische voorwaarden.....	17
4 Benthos Friese Front en Centrale Oestergronden	19
4.1 Friese Front en Centrale Oestergronden	19
4.2 Kennisbasis	21
4.2.1 Historische datasets op NCP schaal	21
4.2.2 Survey van de Centrale Oestergronden.....	21
4.2.3 Macrobenthos: BIOMON/MWTL monitoring	21
4.2.4 Macrobenthos: Schaaf (Triple-D) gegevens	22
4.2.5 Macrobenthos in vissurveys (BTS)	22
4.2.6 Overige kennis bodemfauna.....	22
4.2.7 Regime shift	23
4.3 Ontbrekende kennis en onzekerheden	27
5 Visserij en ander menselijke gebruik.....	28
5.1 _Introductie	28
5.2 Bodemversturende activiteiten.....	29
5.2.1 Oppervlakedelfstofwinning (zandwinning)	29
5.2.2 Offshore mijnbouw (Olie- en gaswinningsinstallaties).....	30
5.2.3 Kabels en leidingen	31
5.2.4 Windenergie	32

5.3	Visserijdruk	32
5.3.1	Bepaling visserijdruk met VMS data	32
5.3.2	Beschrijving visserijvormen	33
5.3.3	Totale visserij Nederlandse Noordzee	35
5.3.4	Visserij op Friese Front en Centrale Oestergronden.....	39
5.3.5	Economische waarde van de vangsten.....	43
5.4	Effecten van visserij.....	45
5.4.1	Directe en indirecte effecten	45
5.4.2	Effecten binnen het Friese Front en de Centrale Oestergronden.....	46
5.4.3	Verschil in effecten op diverse bodemsamenstellingen	47
5.4.4	Verschil in effecten tussen typen visserij.....	49
5.5	Samenvatting en conclusies	52
5.5.1	Intensiteit en effecten per gebruiksvorm.....	52
5.5.2	Gevolgen van maatregelen voor de visserij	52
6	Modellering van ruimtelijke impact en maatregelen.....	54
6.1	Impact model: CUMULEO-RAM	54
6.1.1	Inleiding op CUMULEO-RAM	54
6.1.2	Resultaten gevoeligheidsanalyse.....	58
6.1.3	Discussie en aanbeveling.....	59
6.1.4	Aanvullende benodigde kennis/data	60
6.2	Zoneringsmodel: Marxan	63
6.2.1	Inleiding op Marxan.....	63
6.2.2	Pilotbeschrijving.....	64
6.2.3	Belangrijke observaties en aannames bij het inregelen van MARXAN.	67
6.2.4	Zonering "beste oplossingen"	69
6.2.5	Discussie en aanbeveling Marxan.....	72
6.3	Habitatgeschiktheidsanalyse.....	74
6.3.1	Methode	75
6.3.2	Resultaten.....	75
6.3.3	Conclusie en aanbevelingen	76
6.4	North Sea functional benthic model	77
6.4.1	Scenario mogelijkheden	77
6.4.2	Uitwerking Friese Front en Centrale Oestergronden	78
7	Rol van kennis.....	79
7.1	Kennislacunes bij de beoordeling van visserijmaatregelen.....	79
7.2	PB Boomkorvisserij	80
7.3	Interactie tussen wetenschappers en stakeholders.....	81
8	Discussie en conclusies.....	82
8.1	Conclusies benthos kennis	82
8.2	Conclusies bodemberoerende activiteiten en effecten.....	82
8.3	Inzetbaarheid van modelstudies.....	83
8.4	Voorstellen voor ruimtelijke beschermingsmaatregelen	84
	Referenties	85
	Dankwoord	89

Kwaliteitsborging	89
Verantwoording	90
Bijlage A. Relevante teksten uit KRM en Nederlandse Mariene strategie	91
Bijlage B. OSPAR indicatoren	95
Bijlage C. Visserij-inspanning 2005-2011.....	97

Samenvatting

De implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Mariene strategie (KRM) is in Nederland in volle gang. Onderdeel van de implementatie is het definiëren van ruimtelijke beschermingsmaatregelen. In de Mariene Strategie is onder meer de volgende beleidsopgave gesteld: *"In aanvulling op de implementatie van de VHR, en op de generieke inzet voor verduurzaming van de visserij, wordt bescherming geboden aan het bodemecosysteem in de gebieden het Friese Front en de Centrale Oestergronden. Deze worden aangemerkt als zoekgebieden voor ruimtelijke beschermingsmaatregelen.*

Hierbij worden in de Mariene Strategie als randvoorwaarden meegegeven:

- de ambitie om 10 tot 15 procent van het Nederlandse deel van de Noordzee (NCP) te vrijwaren van bodemberoering¹
- het tot een minimum beperken van de last voor de visserijsector.

In relatie tot de beleidsopgave is in het kader van het beleidsondersteunend onderzoeksprogramma van het ministerie van EL&I (thans EZ) een onderzoeksproject uitbesteed aan IMARES met kenmerk "BO-11-011.04-005". De doelstellingen van dit project waren als volgt:

- Kennis te bundelen over het Friese Front en de Centrale Oestergronden, in relatie tot doelen en indicatoren voor de descriptor "Zeebodem integriteit" uit de Mariene Strategie.
- Een 1e voorstel te doen voor één of twee bodembeschermingsgebieden binnen het Friese Front en/of de Centrale Oestergronden, waarbij rekening wordt gehouden met visserijbelang.

In voorliggende studie is de beschikbare kennis in verschillende onderwerpen gebundeld en per hoofdstuk behandeld: een overzicht van gesloten gebieden (H3), kennis van benthos van het Friese Front en de Centrale Oestergronden (H4), bodemberoerende activiteiten in het Friese Front en de Centrale Oestergronden en impact (H5), presentatie van geschikte methoden ten behoeve van de zoneringsopgave en pilotresultaten (H6) en de rol van kennis in soortgelijke zoneringsvraagstukken (H7).

Overzicht beschermde gebieden

Om 10-15% van het NCP te vrijwaren van noemenswaardige bodemberoering worden al visserijmaatregelen gerealiseerd binnen Natura 2000-gebieden. Echter, de bestaande maatregelen VHR/N2000, Vibeg en FIMPAS) zijn nog niet voldoende om de ambitie van 10-15% te realiseren. Een optelsom van de bestaande en geplande maatregelen laat zien dat in 2016 maximaal 8.46% van het NCP gevrijwaard zal zijn van bodemberoering. Er zal dus nog 1.54% (90,753 ha) tot 6.54% (385,024 ha) extra bodembescherming nodig zijn om de politieke ambitie van 10-15 % te behalen. Het Friese Front en de Centrale Oestergronden zijn in dit verband bestemd als zoekgebieden.

Kennis van benthos van het Friese Front en de Centrale Oestergronden

In het Friese Front en de Centrale Oestergronden kent de bodemgemeenschap een relatief hoge biodiversiteit: zowel soortenrijkdom, dichtheid en biomassa zijn er hoog. Ook komen er relatief veel kwetsbare langlevende soorten voor. Er is veel kennis over benthos aanwezig, vooral op basis van de BIOMON/MWTL monitoring, maar de ruimtelijke resolutie van de bemonsteringen is vrij beperkt. Het westelijk deel van het Friese Front herbergt delen van meerdere clusters van benthos. Een zonering binnen het Friese Front lijkt daarom wel mogelijk. De Centrale Oestergronden lijken vrij homogeen te zijn wat soortensamenstelling betreft.

¹ Doelstelling zoals in de Mariene Strategie op pagina 102 opgenomen, maar elders in de tekst van de Mariene Strategie ook iets anders geformuleerd (p11 en p85)

Mogelijk komt meer informatie beschikbaar vanuit de NIOZ dataset van de schaaftdata van benthos. In 2012 heeft het NIOZ met een triple D schaaft een grootschalige bemonstering van het Friese Front gedaan en schaaftdata verzameld. Deze data komen in 2013 beschikbaar via een ander door het ministerie van EL&I (thans EZ) uitbesteed project aan het NIOZ. Het lijkt er vooralsnog op dat zonering in de Centrale Oestergronden op basis van ecologisch onderscheid niet aan de orde is (vanwege ontbreken opmerkelijke ecologische verschillen binnen het gebied), maar aanvullende data kan deze bevinding nuanceren.

Bodemberoerende activiteiten en impact

Visserij, met name boomkorvisserij, is de meest intensieve gebruiksvorm binnen de twee zoekgebieden. Bordenvisserij en twinrigvisserij komen respectievelijk veel minder en nauwelijks voor. Overige activiteiten zoals offshore mijnbouw en kabels en leidingen vinden wel plaats, maar zeer lokaal en van zeer geringe omvang.

De visserijintensiteit op de Centrale Oestergronden is veel lager dan gemiddeld op het NCP en in het Friese Front. De Centrale Oestergronden is dan ook van veel kleiner economisch belang voor de visserijsector dan het Friese Front.

Bij dezelfde visserijintensiteit heeft boomkorvisserij ten opzichte van bordenvisserij en twinrigvisserij de grootste impact vanwege het type tuig (zwaarder vistuig en daarmee diepere penetratie van de bodem). Bordenvisserij heeft door de uitvoeringsvorm een relatief kleinere impact op het bodemsysteem in termen van bijvangst aan benthos en schade aan megafauna. Twinrigvisserij heeft een vergelijkbare impact op het ecosysteem als bordenvisserij.

Omvang en impact van alle visserij samennemend, kan worden geconcludeerd dat boomkorvisserij relatieve grote (Centrale Oestergronden) tot zeer grote (Friese Front) effecten heeft, bordenvisserij beperkte effecten heeft, en twinrigvisserij geringe effecten heeft.

De directe effecten van bodemberoerende visserij zijn sterfte, verandering in de beschikbaarheid van voedsel en verandering in habitat condities van het benthos. Dit kan uiteindelijk resulteren in effecten op abundantie, diversiteit, totale biomassa en secundaire productie. Visserij heeft minder effect in gebieden met een hoge natuurlijke dynamiek dan in gebieden met een lage dynamiek. De invloed van het sedimenttype blijkt daarbij ondergeschikt te zijn.

De effectiviteitsbepaling van bodembescherming wordt bepaald door enerzijds het wegvallen van het directe effect van de bodemberoerende visserij met impact op langlevende schelpdieren als de Noordkromp. Anderzijds is de vestiging van benthos, waaronder de Noordkromp, waarschijnlijk niet altijd binnen het gebied zelf gelegen. De voorspelbaarheid van de effecten van sluiting van het gebied voor bodemberoerende visserij is daarmee complex.

Nadere kwantificering van de effecten is niet mogelijk op basis van de huidige databeschikbaarheid. Dit ligt met name in het ontbreken van specifieke ecologische impact relaties van de verschillende visserijvormen en in het ontbreken van nadere informatie van visserijen in transitie en de verspreiding van deze visserij. Voor de beschrijving van visserij wordt gebruik gemaakt van VMS gegevens. Bekende kritische aspecten van het gebruik van VMS data zijn de 2-uursinterval interpretatie, en de omrekening van "geviste" tijd o.b.v. de snelheid.

Geschikte methoden ten behoeve van de zoneringsopgave en pilotresultaten zonering

De volgende modellen zijn verkend en ingezet voor vraagstellingen bij deze studie:

- Wat is de impact van visserij op ecologie → CUMULEO-RAM
- Wat is de optimale zonering van beschermde gebieden in relatie tot de opbrengst van visserij → Marxan

- Is het gebied geschikt voor potentiële ontwikkeling van kenmerkende soorten? --> Habitatgeschiktheidsanalyse
- Hoe zullen typische soortgemeenschappen zich bij verschillende visserij-scenario's in theorie ontwikkelen: North Sea functional benthic model

Voor CUMULEO-RAM is een verkenning uitgevoerd op de gevoeligheid van parameters en scenario uitkomsten. Voor Marxan is de parameterisatie uitgewerkt en is een pilot gedraaid om te verkennen hoe bruikbaar dit model is voor zonerings op de Noordzee. Ten behoeve van habitatgeschiktheid is gewerkt met habitatwensen van kenmerkende soorten. Het functional benthic model is in dit rapport alleen toegelicht, maar nog niet uitgewerkt in relatie tot het vraagstuk.

Met name de pilot studies met Marxan resulteren in een aantal kaarten met daarin opties voor zonerings. Hierbij dient expliciet te worden gesteld dat de opgenomen criteria in vervolgstudie met stakeholders nader worden gedefinieerd. In de pilotstudie met Marxan zijn beide waarden, visserij en ecologie, op ruimtelijke schaal gewogen. Marxan geeft in de pilotstudie als optimale oplossing een meer of minder groot areaal op de Centrale Oestergronden, waarbij de noordwestelijke zone van dit gebied een optimale balans heeft tussen ecologische waarde en economische kosten. De omvang van het areaal is afhankelijk van de ecologische kenmerken. Het Friese Front, of delen ervan, wordt niet geselecteerd in de gegeven oplossingen in Marxan. Dit heeft voornamelijk te maken met het (grote) verschil in visserij opbrengsten tussen beide gebieden. De verschillen in ecologische waarden tussen beide gebieden compenseert niet voor het verschil in visserij-opbrengsten. Indien andere natuurwaarden worden opgenomen in Marxan (waarbij de waarde van het Friese Front kenmerkender wordt, bv door het toekennen van "fronten"), zal de zonerings anders uitpakken. Aanvullende scenario's zullen dit moeten illustreren, maar maakten geen deel uit van deze studie.

Resultaten van verschillende scenario's zijn gepresenteerd, en dienen vooral als pilot resultaten te worden beschouwd. Ten behoeve van de methoden is het wenselijk om aanvullende ecologische data (bv schaafdata) op te nemen, en in samenspraak met stakeholders criteria en scenario's te definiëren. De methoden zijn in onderliggende studie niet gecombineerd, maar dat zou aanvullend begrip opleveren van diverse maatregelscenario's en de effectiviteit ervan op de bijhorende ecologische doelstellingen.

Rol van kennis

In andere zoneringsprocessen zijn soortgelijke onderzoeken gedaan. De bevindingen van deze studies met betrekking tot data en informatie beschikbaarheid en de rol van kennis in het zoneringsproces zijn in hoofdstuk 7 kort aangehaald. Het blijkt in het algemeen, dat bij zoneringsvraagstukken altijd een gebrek aan kennis of onzekerheid bestaat over de verspreiding en intensiteit van diverse visserijvormen (voornamelijk gelegen in de registratie), het ontbreken van onbeviste referentiegebieden, en het ontbreken van impactstudies op de populatieontwikkeling van soorten. Ondanks deze kennisleemtes en onzekerheden, worden echter wel altijd maatregelen getroffen, waarbij verondersteld wordt dat de effectiviteit van maatregelen pas op langere termijn kan worden vastgesteld.

De rol en acceptatie van kennis is afhankelijk van het beschikbaar maken van ecologische data. Daarnaast is goede toelichting van de mogelijkheden en beperkingen van de data nodig. Het moet transparant zijn welke en wiens data toegepast worden, en met welke aannames er wat er met de data gebeurt ten tijde van het beleidsproces.

1 Inleiding

De implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Mariene strategie (KRM) is in Nederland en andere Europese kuststaten in volle gang. In 2012, heeft elke kuststaat, inclusief Nederland, een aantal documenten bij de Europese Commissie moeten inleveren waarin staat beschreven wat de huidige toestand van de zee is (Initiële Beoordeling; Prins et al. 2011a), hoe de gewenste toestand eruit ziet (Beschrijving Goede Milieutoestand, Prins et al. 2011b) en welke doelen en indicatoren zullen worden gebruikt om de voortgang te meten (Doelen en Indicatoren, Boon et al. 2011). Deze documenten zijn samengevat in de 'Mariene Strategie voor het Nederlandse deel van de Noordzee 2012-2020, Deel 1' (I&M & EL&I 2012) (hierna: Mariene Strategie), die in oktober 2012 is goedgekeurd door de ministerraad. In 2014 moet een monitoringsprogramma zijn opgesteld en in 2015 moet de Nederlandse overheid een programma van maatregelen hebben vastgesteld, om vanaf 2016 te kunnen werken aan het bereiken van de Goede Milieutoestand in 2020.

Onderdeel van de KRM zijn ruimtelijke beschermingsmaatregelen (zie artikel 13.4 van de KRM). Het bestaande Natura 2000-netwerk, samengesteld uit Habitatrichtlijngebieden en Vogelrichtlijngebieden, is onderdeel hiervan, maar dekt niet het hele spectrum aan ecosystemen. Zo wordt het bijzondere bodemecosysteem van het diepe slibrijke noordelijke deel van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) nog niet beschermd. In het Friese Front en de Centrale Oestergronden, twee gebieden met dit habitatype, kent de bodemgemeenschap (benthos) een relatief hoge biodiversiteit: zowel soortenrijkdom, dichtheid en biomassa zijn er hoog. Ook komen er relatief veel kwetsbare langlevende soorten voor (Bos et al. 2011).

KRM descriptor 6 'Bodemintegriteit' is specifiek gericht op het voorkomen van onevenredige aantasting van het bodemecosysteem (zie Bijlage A). Vooral kwetsbare habitats, zoals de diepe slibrijke delen van het NCP, zijn gevoelig voor bodemberoerende activiteiten. In de Mariene Strategie (Min I&M en EL&I, 2012) zijn daarom het Friese Front en de Oestergronden genoemd als zoekgebieden voor ruimtelijke beschermingsmaatregelen om kwetsbaar benthos te beschermen.

Het is de vraag welke deel van het Friese Front en de Oestergronden het meest geschikt zijn om beschermingsmaatregelen op te richten. Ook is het de vraag welke type maatregelen het meest effectief zullen zijn. Hierbij moet rekening gehouden worden met twee randvoorwaarden: 1) de ambitie om 10 à 15% van het Nederlandse deel van de Noordzee (deels) te vrijwaren van bodemberoering (inclusief delen van de reeds aangewezen Habitatrichtlijn-gebieden Doggersbank, Klaverbank, Noordzeekustzone en Vlakte van de Raan) en 2) het tot een minimum beperken van de last voor de visserijsector.

Bescherming van deze gebieden zal bijdragen aan het herstel en behoud van biodiversiteit (KRM descriptor 1), onderdelen van het voedselweb (KRM descriptor 4) en zeebodintegriteit (KRM descriptor 6). Deze elementen kunnen invloed hebben op visbestanden (element 3).

In dit rapport richten we ons op de vraag welke gebieden het meest geschikt zijn voor bescherming. De vraag welke maatregelen daadwerkelijk getroffen kunnen worden, wordt onder meer via stakeholder workshops en visserijmaatregelen gerelateerd onderzoek beantwoord en vormt geen onderdeel van dit rapport.

1.1 Projectdoelstellingen

- Het eerste doel van dit project is om kennis te bundelen over het Friese Front en de Oestergronden, in relatie tot doelen en indicatoren voor de descriptor 'Zeebodem integriteit' uit de Mariene Strategie.
- Het tweede doel is om een voorstel te doen voor bodembeschermingsgebieden binnen het Friese Front en/of de Centrale Oestergronden, waarbij rekening wordt gehouden met visserijdruk.

1.2 Uitgangspunten

- De doelen en indicatoren uit de Mariene Strategie (I&M & EL&I 2012) zijn leidend, en niet die uit het Commissiebesluit (EU 2010).
- Nederland wil 10-15% van het NCP vrijwaren van bodemberoerende visserij per 2016 (conform de Nederlandse mariene strategie deel I).
- Een gedeelte van deze visserijmaatregelen wordt gerealiseerd binnen het Natura 2000-netwerk, de rest via bodembeschermingsmaatregelen op het Friese Front en de Oestergronden (Min EL&I, pers.com).
- Het tot een minimum beperken van de last van deze maatregelen voor de visserijsector (conform de Nederlandse mariene strategie deel I).
- Het voorzorgsbeginsel en het beginsel van preventief handelen zijn van toepassing bij doen van voorstellen voor te beschermen gebieden (conform de KRM, overweging (27)).
- Andere KRM rapporten vormen het uitgangspunt voor deze studie.
- Offshore windparken zijn geen onderdeel van beschermde gebieden.

1.3 Kennisvragen

De volgende kennisvragen zijn in dit onderzoek uitgewerkt.

Doelen en indicatoren KRM

1. Wat zijn de Nederlandse doelen en indicatoren voor de descriptor 'zeebodemintegriteit' die van toepassing zijn op het bodemecosysteem van het Friese Front en de Oestergronden?
2. Zijn de indicatoren voldoende uitgewerkt of zijn aanvullingen nodig?

Soorten en habitats

3. Zijn de indicatoren meetbaar voor het Friese Front en de Oestergronden en is bestaande monitoring voldoende?
4. Hoe zijn de voorgestelde KRM indicatorsoorten en -habitattypes ruimtelijk verdeeld binnen het Friese Front en de Oestergronden?
5. Wat is het meest geschikte gebied voor bescherming?
6. Welke kennis in relatie tot KRM indicatoren en doelen ontbreekt?

Bodemberoerende activiteiten, met name visserij

7. Welke bodemberoerende activiteiten, met name visserij, zijn aanwezig op het Friese Front en de centrale Oestergronden?
8. Welke effecten hebben de verschillende activiteiten, en met name de verschillende typen visserij?
9. Welke kennis over visserijdruk ontbreekt?

Modellen

10. Welke modellen zijn geschikt om de locaties te bepalen voor beschermde gebieden en om effecten van bescherming door te rekenen?
11. Welke gebieden zijn volgens deze modellen het geschiktst om beschermd te worden?
12. Welke beperkingen hebben modelstudies?

Voorstellen voor ruimtelijke beschermingsmaatregelen

13. Welke ruimtelijke beschermingsmaatregelen zouden het best genomen kunnen worden, gebaseerd op de antwoorden op bovenstaande vragen?
14. Zijn de doelen te vervullen door het nemen van ruimtelijke maatregelen in het Friese Front en de Oestergronden?

Rol van kennis

15. Wat is de rol van kennis bij het vaststellen van ruimtelijke beschermingsmaatregelen?

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 beschrijven we de achtergrond van dit project, en geven toelichting op de Kader Richtlijn Marien. In Hoofdstuk 3 wordt een overzicht gegeven van de informatie over ruimtelijke beschermingsmaatregelen op het NCP, uiteengezet in bestaande uitwerkingen en toekomstige ambities. Daarna geven we in Hoofdstuk 4 een overzicht van relevante kennis over het ecosysteem van het Friese Front en de Centrale Oestergronden. Ook geven we aan welke kennis nog ontbreekt. In Hoofdstuk 5 volgt een overzicht van de kennis over bodemberoerende activiteiten, met name over visserijdruk, in beide gebieden en visserijeffecten op het ecosysteem. In Hoofdstuk 6 beschrijven we welke modellen gebruikt kunnen worden als ondersteuning om tot een keuze voor ruimtelijke beschermingsmaatregelen te komen, en worden 1^e pilot resultaten gepresenteerd. In hoofdstuk 7 bediscussiëren we onder meer de rol van kennis bij het vaststellen van ruimtelijke beschermingsmaatregelen. In Hoofdstuk 8 geven we concluderende samenvattingen met opties voor vervolgstudie en doen we een voorstel voor bodembeschermingsgebieden binnen het Friese Front en de Centrale Oestergronden.

1.5 Afkortingen en begrippen

VHR	Vogel- en Habitatrichtlijn
VR	Vogelrichtlijn
HR	Habitatrichtlijn
KRM	Kaderrichtlijn Marien
GMT	Goede Milieutoestand
CBD	Convention of Biological Diversity
NCP	Nederlands Continentaal Plat
N2000	Natura 2000
OSPAR ICG COBAM	Oslo Paris Convention Intersessional Correspondence Group www.ospar.org on Biodiversity Assessment and Monitoring
Mariene Strategie	'Mariene Strategie voor het Nederlandse deel van de Noordzee 2012-2020, Deel 1': Beleidsdocument waarin de implementatie van de KRM staat beschreven
MSFD	Marine Strategy Framework Directive (=KRM)
GES	Good Environmental Status (=GMT)
OTB	Otter trawl (borden visserij)
PTB	Paired trawl (twinrig visserij)
TBB	Beam trawl (boomkor visserij)

2 Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM)

2.1 Inleiding

De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) trad in 2008 in werking (EU 2008) en richt zich op duurzaam gebruik van de Europese zeeën en behoud van mariene ecosystemen. De KRM is nadrukkelijk bedoeld als milieupijler van het bredere maritieme beleid van de EU.

Het uiteindelijke doel van de KRM is het bereiken of behouden van een "goede milieutoestand van het mariene milieu" (GMT) in het jaar 2020 en daarna. Elke Europese kuststaat is verplicht hiervoor een mariene strategie te ontwikkelen, gebaseerd op het bereiken van de Goede Milieutoestand (GMT) voor 11 kwalitatief beschrijvende elementen, ook wel descriptoren genoemd. Deze descriptoren omvatten onder andere aspecten als biodiversiteit, voedselweb, visbestanden, bodemintegriteit, vervuiling en onderwatergeluid.

Als voorbereiding op het programma van maatregelen (deadline juli 2015) hebben lidstaten in 2012 een mariene strategie moeten overhandigen aan de EC met de volgende onderdelen: (1) de initiële beoordeling van de huidige milieutoestand inclusief effecten van menselijke activiteiten, (2) een beschrijving van de GMT en (3) een beschrijving van doelen en indicatoren waarmee kan worden vastgesteld of de GMT bereikt is. Om de milieutoestand vast te stellen heeft de Europese Commissie in 2010 een besluit gepubliceerd waarin de criteria en methodologische standaarden worden beschreven. Deze criteria helpen de lidstaten om specifiekere doelen en indicatoren te stellen voor de bovengenoemde 11 descriptoren (EU 2010).

Twee descriptoren zijn met name van belang voor dit rapport. Descriptor 1 stelt: 'De biologische diversiteit wordt behouden. De kwaliteit en het voorkomen van habitats en de verspreiding en dichtheid van soorten zijn in overeenstemming met de heersende fysiografische, geografische en klimatologische omstandigheden.' De KRM vraagt verder specifiek om het voorkomen van onevenredige aantasting van het bodemecosysteem onder descriptor 6: "Integriteit van de zeebodem is zodanig dat de structuur en de functies van de ecosystemen gewaarborgd zijn en dat met name bentische ecosystemen niet onevenredig worden aangetast."

Een belangrijke bijdrage aan het bereiken van de GMT wordt gevormd door ruimtelijke beschermingsmaatregelen zoals beschreven in artikel 13.4 en bijlage VI van de KRM (EU 2008). In artikel 13.4 wordt aangegeven dat "opgestelde programma's van maatregelen ruimtelijke beschermingsmaatregelen dienen te bevatten, die bijdragen aan samenhangende en representatieve netwerken van beschermde mariene gebieden, waarbij de diversiteit van de samenstellende ecosystemen adequaat is gedekt, zoals speciale beschermingszones in de zin van de Habitatrichtlijn, speciale beschermingszones in de zin van de Vogelrichtlijn en beschermde mariene gebieden...". Natura 2000-gebieden vormen een onderdeel van de ruimtelijke beschermingsmaatregelen, maar andere vormen van ruimtelijke bescherming kunnen ook worden genomen indien nodig.

2.2 Nederlandse uitwerking KRM

Iedere kuststaat moet een eigen Mariene Strategie opstellen, waarin staat wat de huidige situatie is (initiële beoordeling), hoe de GMT eruit ziet en welke doelen en indicatoren worden vastgesteld om de GMT te bereiken. De Nederlandse Mariene Strategie (I&M & EL&I 2012) is in oktober 2012 goedgekeurd door de Ministerraad en is gebaseerd op de volgende achtergronddocumenten:

- Achtergronddocument 1: Initiële beoordeling (Prins et al. 2011a)

- Achtergronddocument 2: Beschrijving GMT (Prins et al. 2011b)
- Achtergronddocument 3: Doelen en indicatoren (Boon et al. 2011)

In de Mariene Strategie zijn de descriptorren over biodiversiteit (descriptor 1), voedselweb (descriptor 4) en zeebodintegriteit (descriptor 6) samengenomen tot de descriptor 'mariene ecosysteem'. De GMT, criteria, doelen en indicatoren voor de descriptor 'Mariene Ecosysteem' staan in Box 1, Box 2 en Box 3 van bijlage A.

2.3 Benthische doelen, beleidsopgaven en indicatoren

De volgende milieudoelen uit de Mariene Strategie hebben betrekking op het benthische mariene ecosysteem en op bodembeschermde maatregelen:

- *Hoofddoel*: het tussendoel voor 2020 is de trend van verslechtering van het mariene ecosysteem als gevolg van schade aan bodemhabitat en aan de biodiversiteit om te buigen naar een ontwikkeling in de richting van herstel.
- *Subdoel 1a*: benthos: verbetering van de omvang, conditie en verspreiding van populaties langlevende en/of kwetsbare (voor fysieke beroering gevoelige) benthos-soorten (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2, 1.3, 1.6 en 6.2).
- *Subdoel 3k*: Voor de speciale habitattypes die onder de Habitatrichtlijn beschermd zijn, gelden de landelijke doelstellingen van de Habitatrichtlijn (Commissiebesluit, criteria 1.4, 1.5 en 1.6).
- *Subdoel 3l*: Aanvullend hierop verbetering van de kwaliteit van de diepere slibrijke delen en diepere niet-dynamische zandbodems op het Nederlandse deel van de Noordzee (Commissiebesluit, criterium 1.6). De kwaliteit van habitats heeft betrekking op de fysieke structuur, ecologische functie en de diversiteit en structuur van de geassocieerde soortgemeenschappen.
- *Subdoel 3m*: Van de bodem van het Nederlands deel van de Noordzee wordt 10 tot 15 procent niet noemenswaardig beroerd door menselijke activiteiten (Commissiebesluit, criteria 1.6 en 6.1).

Om dit te realiseren zijn de volgende beleidsopgaven geformuleerd:

- Herziening Gemeenschappelijk Visserijbeleid (...).
- Aanvullende bodembescherming. In aanvulling op de implementatie van de VHR, en op de generieke inzet voor verduurzaming van de visserij, wordt bescherming geboden aan het bodemecosysteem in de gebieden het Friese Front en de Centrale Oestergronden. Deze worden aangemerkt als zoekgebieden voor ruimtelijke beschermingsmaatregelen. In 2015 vallen besluiten over de begrenzing van de gebieden binnen deze zoekgebieden, waar ruimtelijke beschermingsmaatregelen worden getroffen. Die besluiten betreffen ook de aard van de te treffen maatregelen. Hierbij worden als randvoorwaarden meegegeven:
 - de ambitie om 10 tot 15 procent van het Nederlandse deel van de Noordzee te vrijwaren van bodemberoering (inclusief delen van de al aangewezen habitatrichtlijngebieden Doggersbank, Klaverbank, Noordzeekustzone en Vlake van de Raan) en
 - het tot een minimum beperken van de last voor de visserijsector.
- Verder zal bij deze bepaling rekening worden gehouden met de verschillen in natuurwaarde van de gebieden en met overwegingen van efficiency en handhaving (zoals het concentreren in de ruimte van de opgave van VHR en KRM). Voor deze punten wordt door het Ministerie van IenM een proces ingericht waarvoor ook de visserijsector en natuurorganisaties worden uitgenodigd. De maatregelen worden in GVB-kader gerealiseerd, maar zo nodig wordt ook gekeken naar eventuele andere gebruiksfuncties dan de visserij.

Over indicatoren is het volgende vastgesteld:

Zoveel mogelijk wordt gebruikgemaakt van indicatoren uit OSPAR en ICES in relatie tot GVB en VHR. Het voordeel daarvan is dat er ervaring is met het gebruik van deze indicatoren bij integrale beoordelingen en dat zij veelal zijn afgestemd met omliggende landen en dat rekening wordt gehouden met andere richtlijnen en zeeverdragen. De huidige monitoringinspanningen zijn op de ICES- en OSPAR- indicatoren afgestemd. De inzet is gericht op harmonisering van de verschillende al in gebruik zijnde en voorgestelde beoordelingssystematieken.

Benthos

Geaggregeerde indicatoren voor verspreiding, voorkomen en conditie van representanten van langlevende en voor bodemberoering gevoelige benthossoorten en biogene structuren (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2, 1.3, 1.6 en 6.2). Indicatoren nog te ontwikkelen. Er is geen OSPAR-indicator die hiermee overeenkomt. Het OSPAR/COBAM-advies noemt drie hieraan te relateren indicatoren: „samenstelling typerende soorten“, „dichtheid van organismen die biogene structuren vormen“ en „grootteverdeling van schelpdieren en andere gevoelige/indicatorsoorten in de soortengemeenschap“. Er is in OSPAR-kader een beperkte mate van overeenstemming over de geschiktheid van deze indicatoren.

Habitats

- Zeebodemareaal dat niet wordt verstoord (Commissiebesluit, criteria 1.6 en 6.1).

Nog te ontwikkelen indicator. Het OSPAR/COBAM-advies noemt een vergelijkbare indicator: Area of habitat damage. Er is in OSPAR een grote mate van overeenstemming over zo'n indicator.

- Indices voor de samenstelling van bodemleefgemeenschappen (Commissiebesluit, criterium 1.6), bijvoorbeeld de KRW-indicator BEQI-2208.

Het OSPAR/COBAM-advies noemt een vergelijkbare indicator: „Multimetrische indices om de relatieve omvang van benthische soorten of soortgroepen te kwantificeren“. Er is in OSPAR een grote mate van overeenstemming over dergelijke indicator.

- Indicatoren voor de kwaliteit van de verschillende habitats op EUNIS-niveau 3 (Commissiebesluit, criterium 1.6). Indicatoren nog te ontwikkelen. Vergelijkbare OSPAR-indicator als bij BEQI-2 (zie onder 15).

Binnen OSPAR heeft de 'COBAM Expert Group – Benthic Habitats' inmiddels een opzet gemaakt voor een gemeenschappelijke set indicatoren, gebaseerd op indicatoren die door de verschillende contracterende partijen zijn aangedragen. We verwachten dat OSPAR deze indicatoren in de komende tijd verder zal uitwerken en aan de contracterende partijen zal voorleggen. In bijlage B zijn de voorgestelde OSPAR indicatoren opgenomen.

Nederland heeft, kortom, als ambitie om 10-15% van de bodem van het NCP te vrijwaren van bodemberoering en wil de hiertoe benodigde extra bodembescherming (bovenop VHR/Natura 2000) realiseren in het Friese Front en de Centrale Oestergronden. Dit om de trend van verslechtering van het mariene ecosysteem als gevolg van schade aan bodemhabitat en aan de biodiversiteit om te buigen naar een ontwikkeling in de richting van herstel. De precieze indicatoren die gebruikt kunnen worden om het herstel te meten zijn nog niet uitgekristalliseerd.

3 Ruimtelijke beschermingsmaatregelen op het NCP

Om 10-15% van de bodem het NCP te vrijwaren van bodemberoering door menselijke activiteiten (Box 4, bijlage A) zijn ruimtelijke beschermingsmaatregelen nodig die vooral gevonden worden in visserijmaatregelen. Sluiting binnen de 12-mijlszone wordt nationaal geregeld, omdat deze zone binnen de Nederlandse jurisdictie valt. Sluiting van gebieden in de EEZ wordt via het Europese Gemeenschappelijk Visserijbeleid geregeld. Hieronder volgt een overzicht van bestaande maatregelen en van aanvullende maatregelen die nodig zijn om de ambitie, zoals neergelegd in de Mariene Strategie, te realiseren.

3.1 Bestaande en aanvullende maatregelen

3.1.1 Natura 2000

Om de diversiteit van de Nederlandse Noordzee habitats te beschermen is de afgelopen jaren het Natura 2000-netwerk ingericht. Het bestaat uit de Noordzeekustzone, het Friese Front, de Doggersbank, de Klaverbank, de Vlake van de Raan en de Voordelta. Van deze Natura 2000-gebieden zijn alleen de Voordelta en de Noordzeekustzone aangewezen, de andere gebieden zijn aangemeld (situatie augustus 2012). Visserijmaatregelen binnen Natura 2000-gebieden zijn uitgewerkt in het VIBEG akkoord en in het FIMPAS project.

3.1.2 VIBEG

Het VIBEG akkoord (VIBEG 2011) heeft betrekking op de Natura 2000 gebieden Noordzeekustzone (Figuur 1) en de Vlake van de Raan, beide binnen de 12-mijlszone. In het VIBEG akkoord is overeengekomen dat er een zonering van visserijactiviteiten gaat plaatsvinden (Tabel 2), waarbij in een aantal zones niet met bodemberoerende vistuigen mag worden gevist. Deze transitie vindt geleidelijk plaats en eindigt in 2016. In dit rapport gaan we daarom uit van de gesloten gebieden per 2016.

3.1.3 FIMPAS

Binnen het FIMPAS (Fisheries Measures in Protected Areas) project, geleid door ICES, wordt met stakeholders gezocht naar gebieden op de Doggersbank en op de Klaverbank die voor visserij gesloten kunnen worden. Dit project loopt van 2008-2012. Er zijn nog geen definitieve begrenzingen bekend, maar het Ministerie van EL&I heeft wel een aantal scenario's voorhanden (EL&I, Hans Nieuwenhuis, pers. com.).

3.1.4 Bodembeschermingsgebied Voordelta

Het Bodembeschermingsgebied Voordelta ligt binnen de 12-mijls zone en is ingesteld als compensatie voor het natuurverlies als het gevolg van de aanleg van de Tweede Maasvlakte (LNV 2008). Het gebied is gesloten voor boomkorvisserij met schepen > 260pK (191 kW) sinds 2008.

3.1.5 Maatregelen in het kader van OSPAR aanbevelingen

De afgelopen jaren heeft OSPAR een aantal aanbevelingen gedaan voor verdere bescherming van het mariene milieu. OSPAR heeft een paar jaar geleden een lijst van te beschermen bedreigde en afnemende ("threatened and declining species) diersoorten en habitats aangenomen. Hierop staan schelpdieren,

vissen, vogels, schildpadden, de bruinvis, maar habitats als zeegras en mosselbedden², en 'sea-pen and burrowing megafauna communities'. IMARES heeft in 2012 in opdracht van I&M/RWS een rapport opgesteld waarin voor elke soort en habitat van die lijst informatie is verzameld over verspreiding, trends en bestaande beschermingsmaatregelen (Bos et al. 2012). In Nederland ligt het zwaartepunt van de verspreiding van dit habitatype (sea-pen and burrowing megafauna communities) op het Friese Front, de Centrale Oestergronden en de Klaverbank. Het zijn vooral die locaties waar gravende kreeftjes worden aangetroffen (Bos et al. 2012). Nederland buigt zich daarom momenteel (onder studievoorbehoud) in OSPAR verband over de vraag welke van de hierboven genoemde OSPAR aanbevelingen over de soortenbescherming op de Noordzee het kan/wil overnemen voor het NCP. De verwachting is dat dit rond de zomer van 2013 tot een uitkomst zal leiden (pers. comm. M. Poppe).

3.2 Aanvullend te beschermen gebieden

Zoals gezegd zijn de Friese Front en Centrale Oestergronden zoekgebieden voor aanvullende ruimtelijke (bodem) beschermingsmaatregelen. In Tabel 1 staat een overzicht opgenomen van de diverse oppervlaktes van de betreffende gebieden, waaronder de EEZ en territoriale Noordzee, oppervlak van huidige en toekomstige Natura 2000 gebieden, inclusief oppervlak gesloten gebied per Natura 2000-gebied (verwachte situatie van 2016), en nog te beschermen oppervlak bij een ambitieniveau van 10-15% gesloten oppervlak voor wekkerkettingen. Zoals staat weergegeven in deze tabel is er afhankelijk van het ambitie niveau nog aanvullend op het NCP nog aanvullend te beschermen aandeel van 1.54% tot 6.54% (respectievelijk 90,753 ha - 385,024 ha).

Bij het zoekproces naar welk deel/delen van deze gebieden in aanmerking zullen komen, komen zowel economische als ecologische afwegingen in beeld.

3.2.1 Ecologische gronden

Op welke ecologische gronden de daarvoor te beschermen gebieden geselecteerd kunnen worden is een belangrijke vraag. Het lijkt van ecologisch oogpunt een logische aanpak uit te gaan van gebieden met een hoge biodiversiteit: hoe meer relevante soorten aanwezig zijn, hoe beter. Ook lijkt het logisch in dat kader om een gradiënt van habitattypen te prefereren boven een enkel habitatype, omdat daarmee meer soorten zullen worden beschermd. Een andere vraag is hoe groot het gebied minimaal moet zijn en of meerdere verschillende gebieden effectiever zijn dan een groot gebied. De Mariene Strategie (Min I&M en EL&I, 2012) zegt dat er twee zoekgebieden zijn: Friese Front en Centrale Oestergronden. We gaan er daarom van uit dat er maximaal twee beschermd gebieden komen en minimaal een, omdat dit het beheer vergemakkelijkt.

In het algemeen zorgt het instellen van een beschermd gebied, onafhankelijk van de grootte en met een paar uitzonderingen, voor toename van dichtheden, biomassa, individuele grootte en diversiteit in alle functionele groepen (Halpern 2003). In de Noordzee is dit effect aangetoond in een vergelijking van bodemfauna in een visserijvrije zone en een beviste zone rondom een booreiland in de buurt van het Friese Front (Duineveld et al. 2007).

Wel is geduld nodig: het kan decennia duren voordat een duidelijk verschil tussen beviste en onbeviste gebieden zichtbaar wordt. Bovendien: Om als langlevende soort daadwerkelijk lang te kunnen leven, is uitsluiting van visserij voor langere tijd (of altijd) noodzakelijk. In de geest van de doelstelling

² Bron: www.stichtingdenoordzee.nl

"langlevendheid" en kwetsbaarheid kan de effectiviteit van eventuele tijdelijkheid van de bescherming teniet wordt gedaan als er nadien alsnog bodemberoerende activiteit plaatsvindt.

3.2.2 Economische voorwaarden

Een economische voorwaarde is in de Mariene Strategie reeds gesteld: het tot een minimum beperken van de last voor de visserijsector. Dit betekent dat er een weging zal plaatsvinden tussen de ecologische waarde en de economische waarde.

Tabel 1. A. Oppervlak van EEZ en territoriale Noordzee, B. oppervlak van huidige en toekomstige Natura 2000 gebieden, inclusief oppervlak gesloten gebied per Natura 2000-gebied (verwachte situatie van 2016), C. nog te beschermen oppervlak bij een ambitieniveau van 10-15% gesloten oppervlak voor wekkerkettingen (bron: Ministerie EL&I, H. Nieuwenhuis).

Gebied	Oppervlak (ha)	Oppervlak (% gehele NL Noordzee)	Gesloten per 2016 (% van Noordzee)	Gesloten per 2016 (% van Natura 2000-gebied)	Opmerking EL&I
A. Oppervlak					
Noordzee - EEZ	4,997,836	84.92%	4.14%		
Noordzee - territoriaal	887,580	15.08%	4.32%		
TOTAAL	5,885,416	100.00%	8.46%		

B1. NATURA 2000 - territoriaal					
Voordelta	92,271	1.57%	1.57%	100%	zonder wekkerkettingen
Vlakte van de Raan	17,521	0.30%	0.30%	100%	zonder wekkerkettingen
Noordzeekustzone	144,475	2.45%	2.45%	100%	zonder wekkerkettingen
TOTAAL	254,267	4.32%	4.32%		

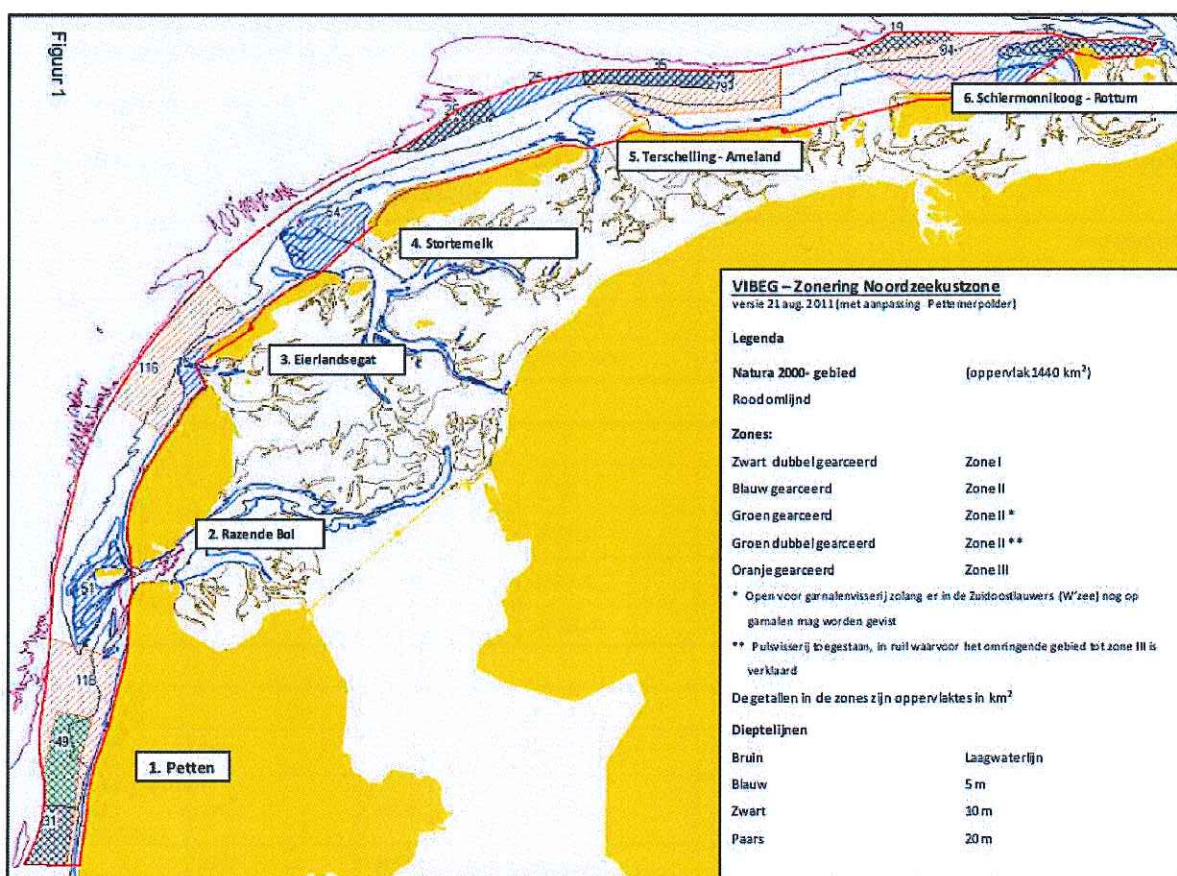
B2. NATURA 2000 - EEZ					
Doggersbank	464,987	7.90%	2.77%	35%	scenario 35% gesloten
Klaverbank	124,026	2.11%	1.37%	65%	scenario: nieuwe begrenzing, hoefijzer gesloten
Friese Front & Oestergronden	288,259	4.90%	0.00%	0%	
TOTAAL	877,272	14.91%	4.14%		

NATURA 2000 TOTAAL (B1+B2)	1,131,539	19.23%	8.46%		
-----------------------------------	------------------	---------------	--------------	--	--

C. Nog te beschermen	Oppervlak (ha)	Opp. t.o.v. gehele Noordzee			
Ambitie 10%	90753	1.54%			
Ambitie 15%	385024	6.54%			

Tabel 2. Overzicht van zoneringsgebieden in de Noordzeekustzone en Vlakte van de Raan volgens het VIBEG akkoord (VIBEG 2011). Zie ook Figuur 1.

Zone	Regime
Zone I	Gesloten voor alle visserij
Zone II	Gesloten voor bodemberoerende visserij
Zone III	Visserij met innovatieve technieken
Zone IV	Open voor alle visserijvormen
Zone V	Onderzoek naar visserijeffecten



Figuur 1. Zonerings van de Noordzeekustzone volgens het VIBEG akkoord (VIBEG 2011).

4 Benthos Friese Front en Centrale Oestergronden

4.1 Friese Front en Centrale Oestergronden

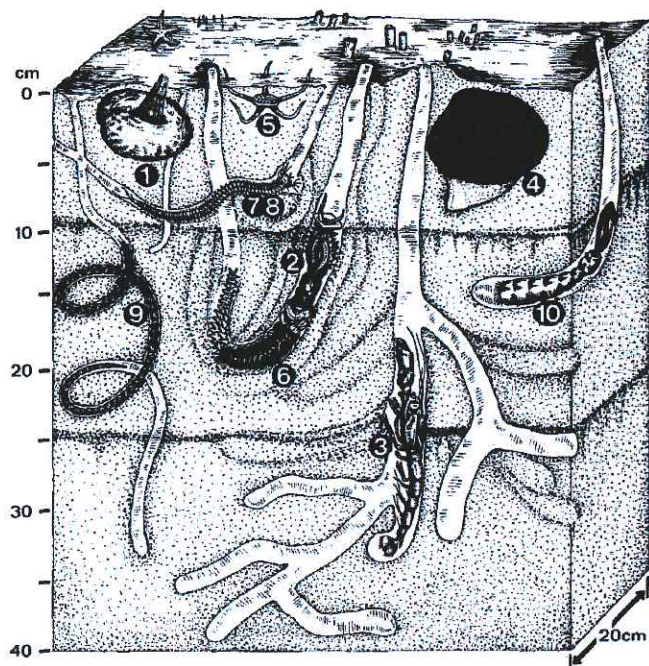
Het Friese Front en de Centrale Oestergronden zijn in de Mariene Strategie (Min I&M en EL&I, 2012) als zoekgebied aangewezen voor bodembeschermingsmaatregelen omdat in deze gebieden de biodiversiteit van het benthos relatief hoog is (Bos et al. 2011). Met name de combinatie van soortenrijkdom en -dichtheid, het voorkomen van kwetsbare, zeldzame en bedreigde soorten (zoals langlevende schelpdieren), de totale biomassa, de soortenverspreiding en de evenwichtige samenstelling van de bodemgemeenschap is van belang.

Het Friese Front ligt op de overgang van het ondiepe zuidelijke deel (25 m) en de diepere Oestergronden (50 m). Hier komt de stroomsnelheid onder een kritische waarde, wat resulteert in een verhoogde afzetting van modder (deeltjes <63 micrometer) en organische koolstof op de zeebodem. Het hydrografische front ligt boven het bodemfront en is het resultaat van een oostwaartse jet stroom parallel aan het front en stromingen die in de zomer ontstaan op de scheidslijn tussen de noordelijke gestratificeerde waterlagen de zuidelijke gemengde waterkolom en die zorgen voor aanvoer van kouder water en nutriënten uit de diepere waterlagen naar de oppervlakte (de Nooijer et al. 2008, Lindeboom et al. 2008b).

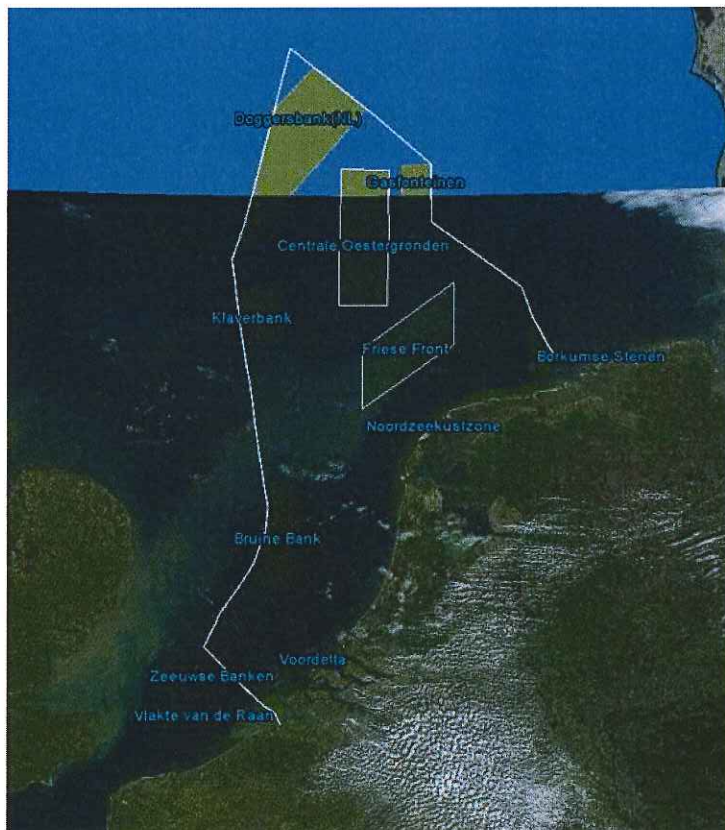
De biologisch rijke bodemzone van het Friese Front ligt grofweg tussen de 30 en 40 meter dieptelijn. Het getijdenfront zorgt voor plaatselijke verhoging van de primaire productie, die de motor vormt achter de biologische rijkdom van het gebied. Ten zuiden en ten noorden van het Friese Front is de bodem zandiger dan centraal in het front. Het bodemfront is voor het eerst beschreven door Creutzberg die tussen 1979 en 1985 een serie surveys op de Noordzee uitvoerde om de bodemfauna in kaart te brengen (Creutzberg 1985, 1986) waarin opviel dat de bodemfauna gezoneerd voorkwam. Naast een aantal schelpdieren die hoge dichtheden bereiken, zijn karakteristieke soorten van dit gebied de draadarmige slangster (*Amphiura filiformes*) en een aantal gravende kreeftjes (*Callianassa subterranea* en *Upogebia deltaura*). Een uitgebreide omschrijving van het gebied staat in (Witbaard 2009).

De meest gebruikte datasets om de bodemfauna van het Friese Front te beschrijven zijn de MTWL/BIOMON data van RWS (macrofauna > 1mm) en de schaafdata van het NIOZ (macrofauna > 7 mm). In paragraaf 4.2 staan deze datasets beschreven. Het macrobenthos (BIOMON data) op het Friese Front lijkt aan de westkant uit meerdere clusters te bestaan (Figuur 8). Er zijn nog geen vergelijkbare analyses van de NIOZ schaafdata beschikbaar die iets zeggen over een ruimtelijke verspreiding van biodiversiteit binnen het gebied.

Het gebied de Centrale Oestergronden ligt ten noorden van het Friese Front (zie figuur 3 voor ligging van de gebieden) en ontleent zijn naam aan de oesterbanken die hier tot het begin van de 20e eeuw voorkwamen (Olsen 1883 (Olsen 1883)). Het gebied vormt een diepe kom tussen het Friese Front en de Doggersbank (Witbaard 2009). Analyse van de MWTL/BIOMON data van de Centrale Oestergronden laten een vrij eenvormige benthosgemeenschap zien ((Lindeboom et al. 2008b)). In het gebied komt weinig sedimentatie en erosie voor (De Wilde PAWJ et al. 1984)



Figuur 2. Dominante macrofauna in modderig sediment bij station 5 in de Centrale Oestergronden (De Wilde et al. 1984)



Figuur 3. Sediment uit de Theems stroomt de Noordzee in, over het Friese Front. Foto: 19 april 2011 (<http://www.eosnap.com/image-of-the-day/sediments-from-river-thames-uk-extending-into-north-sea-april-19th-2011/>).

4.2 Kennisbasis

Dat de biodiversiteit hoog is in dit gedeelte van de Nederlandse Noordzee is in een aantal rapporten aangetoond op basis van verschillende datasets. Hieronder volgt een overzicht per dataset of onderwerp.

4.2.1 Historische datasets op NCP schaal

Een vergelijking van benthosdata uit het begin van de 20^e eeuw (1902-1912) met data uit 1986 (ICES benthossurvey) is gemaakt door Rumohr & Kujawski (2000). De ruimtelijke schaal is het NCP. In Figuur 4 is de aan/afwezigheid per soort per soortgroep weergegeven. Opvallend is dat vooral schelpdiersoorten in veel minder stations worden waargenomen dan vroeger, terwijl afvaleters (scavengers) en predatorsoorten (crustacea, gastropoden en zeesterren) vaker voorkwamen.

4.2.2 Survey van de Centrale Oestergronden

De Wilde et al. (1984) hebben de structuur en energiebehoefte van de Centrale Oestergronden bestudeerd. Met een Boxcore (Reineck boxcorer, 600 cm²) zijn gedurende 3 cruises 20 stations bemonsterd met de RV 'Tyro'. Per station zijn 4 boxcore monsters genomen voor de macrofauna. In totaal zijn 107 boxes geanalyseerd (6,5 m²).

4.2.3 Macrobenthos: BIOMON/MWTL monitoring

Macrobenthos groter dan 1mm wordt jaarlijks (en sinds 2011 eens per drie jaar) bemonsterd in het BIOMON programma (onderdeel van het MTWL). In de bemonstering wordt met behulp van een boxcorer een bodemhap genomen met een oppervlak van 0.078 m² en een minimale diepte van 15 cm. Daarbij worden alle benthossoorten groter dan 1 mm verzameld en later geanalyseerd in het laboratorium.

Eind jaren '90 heeft Lavaleye (2000) op basis van deze data laten zien dat het Friese Front en de Oestergronden twee gebieden zijn met bijzondere macrofauna, op basis van soortenrijkdom (=Hill0), Shannon-Wiener index, Simpson's index, biomassa, dichtheden, aanwezigheid van zeldzame soorten, sedimenttypes en ongestoordheid van het gebied (Figuur 5). Lavaleye en Witbaard hebben in het rapport van Bos et al. (2011) opnieuw een analyse van de biodiversiteit van macrobenthos gedaan, waarbij biomassa, dichtheid, soortenrijkdom, evenness, zeldzame soorten en kwetsbare soorten in kaart zijn gebracht. Van veel benthossoorten zijn verspreidingskaarten opgenomen in de Ecologische Atlas Noordzee (Lindeboom et al. 2008a). Ruimtelijke en temporele patronen van diversiteit op basis van BIOMON data zijn beschreven in het rapport van Craeymeersch et al. (2008). Hierin wordt onder meer geconcludeerd dat boxcore data minder geschikt zijn om effecten van visserij mee aan te tonen dan bemonsteringen met de schaaf, waarmee grotere infauna- en epifaunasoorten kunnen worden gemonitord.

(De Mesel et al. 2012) hebben de temporele en ruimtelijke verspreidingspatronen van benthos op het NCP onderzocht, en de variatie in relatie gebracht met patronen in menselijk handelen. Zij concludeerden dat de MWTL dataset weinig geschikt is als input voor de statistische modellen. 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 mate en 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 van De Mesel et al. (2012) 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. De Mesel et al (2012) hebben trends in een aantal benthossoorten bepaald op basis van onder andere MWTL data. Op basis hiervan blijkt de Noordkromp een dalende trend te hebben in de Centrale Oestergronden (habitat types E3_0 en E4_8, wat overeenkomst met diepe slibrijke habitats en diep, fijn zandige habitats). Verder vermeldt De Mesel et al 2012 in het noordelijk deel van het NCP een negatieve trend van de Shannon-Wiener index in diepe slibrijke habitats en diepe zandrijke habitats die kenmerkend zijn op de Centrale Oestergronden.

4.2.4 Macrobenthos: Schaaf (Triple-D) gegevens

Het NIOZ heeft in de Centrale Oestergronden en het Friese Front met de Triple-D dredge monsters genomen. Dit apparaat schaaft een strook sediment van circa 100 meter lang, 20 cm breed en 20 cm hoog af, waarbij het sediment over een zeef van 7 mm wordt gezeefd. De survey is opgezet om data over langlevende schelpdiersoorten te verkrijgen, maar alle taxa worden gedetermineerd, inclusief een aantal bodemvis soorten. De survey bestrijkt het hele NCP met meer dan 360 bemonsteringen. Gaten zullen de komende jaren worden gevuld. De schaaf is niet geschikt voor kleine soorten, maar juist wel voor langlevende grotere soorten, zoals schelpdieren. De soorten worden aan boord gedetermineerd. Op basis van Triple-D schaafdata van het NIOZ hebben Lavaleye en Witbaard in het rapport van Bos et al. (2011) opnieuw een analyse van de biodiversiteit van benthos gedaan, waarbij naar biomassa, dichtheid, soortenrijkdom, evenness, zeldzame soorten en kwetsbare soorten in kaart zijn gebracht. Het NIOZ heeft in 2012 wederom een omvangrijke bemonstering gedaan door op het Friese Front. De resultaten hiervan komen ter beschikking van dit onderzoeksproject, waardoor hopelijk de kennisleemte in de ruimtelijke resolutie opgevuld kan worden.

4.2.5 Macrobenthos in vissurveys (BTS)

In jaarlijkse visserijsurveys, uitgevoerd door IMARES wordt benthos als bijvangst gevangen en gemeten. Deze data zijn minder geschikt om uitspraken te doen over de relatief kleine schaal van het Friese Front en de Oestergronden dan de bovengenoemde surveys, omdat de ruimtelijke resolutie heel grof is, met slechts enkele monsterpunten per gebied. Een aantal verspreidingskaarten van soorten zijn opgenomen in de Ecologische Atlas Noordzee (Lindeboom et al. 2008a). Een overzicht van biodiversiteit op basis van deze data is opgenomen in het rapport van Bos et al. (2011). Het rapport laat zien dat de hoogste soortenrijkdom werd gevonden in het noordelijke deel van het NCP, inclusief het Friese Front en de Centrale Oestergronden.

4.2.6 Overige kennis bodemfauna

Naast bovengenoemde benthosstudies zijn er ook studies naar andere onderdelen van het bodemecosysteem uitgevoerd. Zo reflecteren benthische foraminiferen (eencelligen met een kalkskelet) op het Friese Front de hydrodynamische omgeving (gemixed/front/ gestratificeerd) (de Nooijer et al. 2008).

Ook het hyperbenthos -benthos dat op of dicht bij de bodem leeft zoals amfipoden en zeepissebedden (isopoden) en vroege stadia van andere soorten- is verrijkt in het Friese Front. Dichtheden, biomassa en diversiteit van de holohyperbenthische fractie (soorten die grootste deel van de tijd hyperbenthos zijn) waren hoger in het Friese Front dan erbuiten en hoger in augustus dan in april. Bij het merohyperbenthos (slechts een deel van hun leven als hyperbenthos) was dit patroon minder duidelijk. Hyperbenthos wordt bemonsterd met een 1-mm maaswijdte net op 0-1 m boven de zeebodem (Dewicke et al. 2002). Tijdens twee bemonsteringen in 1994 en 1996 zijn 111 soorten gevangen, vooral kreeftachtigen.

4.2.7 Regime shift

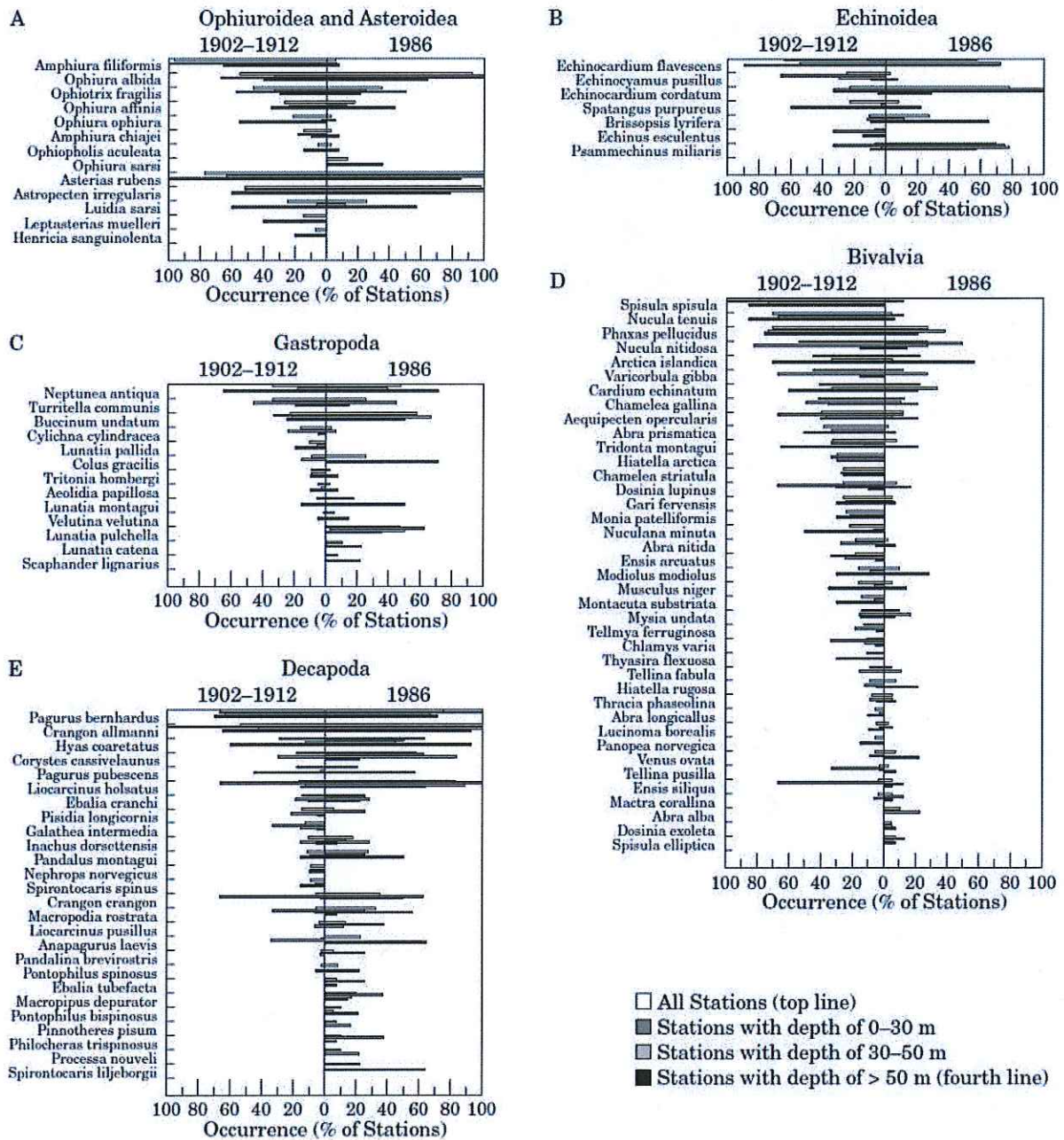
In het begin van de jaren '90 heeft er een regime shift in de Noordzee plaatsgevonden (Beaugrand 2004, Weijerman et al. 2005). Het Friese Front ging toen over van een door *Amphiura filiformis* (draadarmige slangster) naar een door *Callianassa subterranea* (gangenstelsel makend kreeftje) gedomineerde bodemgemeenschap (Van Nes et al. 2007). Amaro et al. (2003) hebben bestudeerd of de groeilijnen in de schelp van *Mya truncata* (afgeknotte strandgaper) gebruikt konden worden om te onderzoeken of een afgenomen voedseltoevoer de oorzaak was voor de regime shift. Er bleek geen direct verband te zijn.

Tabel 3. Overzicht kenmerken datasets.

Dataset	Type	Ruimtelijke resolutie	Temporele resolutie	Geschikt?
ICES benthos survey 1986	Boxcore	Internationale Noordzee	Eenmalig	Geschikt voor ruimtelijk beeld Noordzee benthos
MWTL/BIOMON	Boxcore 0.074m ² ; 1 mm zeef	NCP ; 100 monsters	Jaarlijks/driejaarlijks (vanaf 2011?)	Geschikt voor trends. Visserij effecten moeilijk te beoordelen.
NIOZ Driple-D	Schaaf; 100m x 20cm x 20cm; 7 mm zeef	NCP ; >360 monsters	Eenmalig	Geschikt voor ruimtelijke verspreiding langlevende soorten. De survey is opgezet om data over langlevende schelpdiersoorten te verkrijgen, maar alle taxa worden gedetermineerd, inclusief een aantal bodemvissoorten. Gaten zullen de komende jaren worden gevuld.
Visserijsurveys	Boomkor 8 meter x circa 2 zeemijl	Internationale Noordzee; 2 trekken per ICES rechthoek (0.5 breedtegraad x 1 lengtegraad)	In jaarlijkse visserijsurveys, uitgevoerd door IMARES wordt benthos als bijvangst gevangen en gemeten	Geschikt voor grof beeld verspreiding benthos

Tabel 4. Biodiversiteitsindicatoren voor benthos gebruikt in Lavaleye (2000) en Bos et al. (2011).

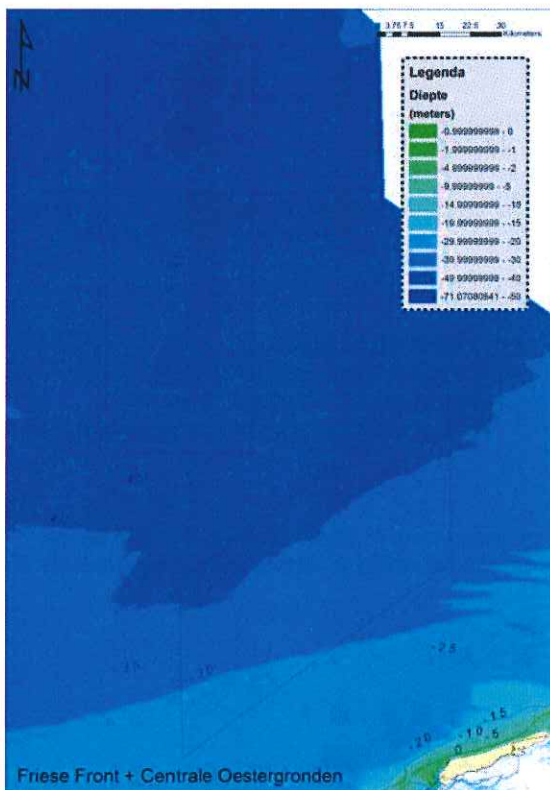
	Macrobenthos Lavaleye (2000)	Megabenthos Data NIOZ in Bos et al (2011)	Macrobenthos Data BIOMON in Bos et al (2011)
Biomassa	X	X	X
Dichtheid	X	X	X
Soortenrijkdom (Hill0)	X	X	X
Evenness (Shannon-Wiener)	X	X	X
Simpson	X	X	X
Zeldzame soorten	X	X	X
Abiotiek (sediment type)	X		
Ongestoordheid gebied	X		
Langlevendheid (als proxy voor kwetsbaarheid)			X



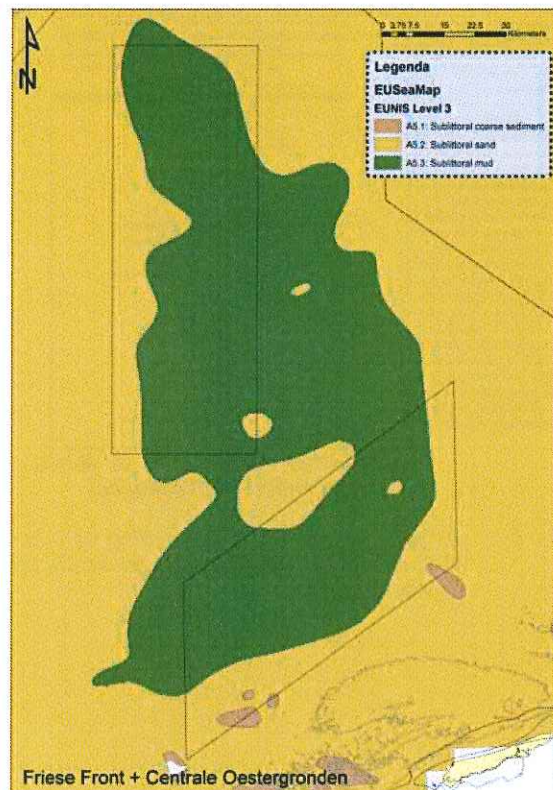
Figuur 4. Vergelijking van de samenstelling van de benthos gemeenschap in 1902-1912 en in 1986 op het NPC. Vooral de verspreiding van aantal schelpdiersoorten (bivalvia) is sterk afgenomen (Rumohr & Kujawski 2000).



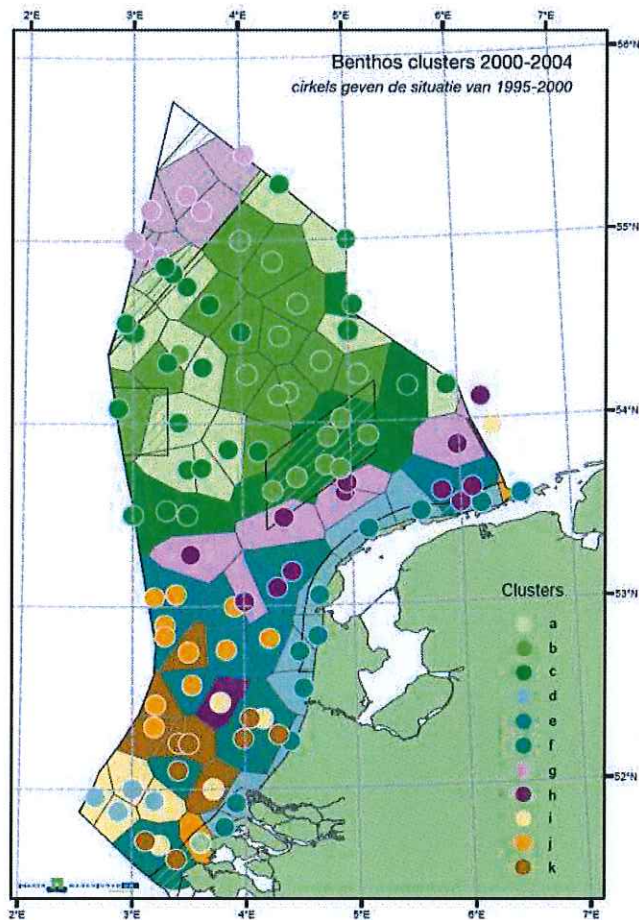
Figuur 5. Biodiversiteit van het macrobenthos (Lavaley 2000), geprojecteerd op een Google Earth kaart met bijzondere gebieden.



Figuur 6. Dieptekaart met het Friese Front (onderste vierhoek) en de Oestergronden (bovenste rechthoek). Kaart: IMARES.



Figuur 7. Verspreiding van slib binnen het Friese Front (onderste vierhoek) en de Oestergronden (bovenste rechthoek), op basis van EUNIS level 3. Kaart: IMARES.



Figuur 8. Benthos clusters 2000-2004 op basis van BIOMON/MWTL data. De kleuren geven aan in hoeverre de soorten van de benthosgemeenschap overeen komen. Cirkels geven hetzelfde aan, maar dan voor de periode 1995-2000. Uitleg over de methode staat in de Ecologische Atlas Noordzee (Lindeboom et al. 2008a).

4.3 Ontbrekende kennis en onzekerheden

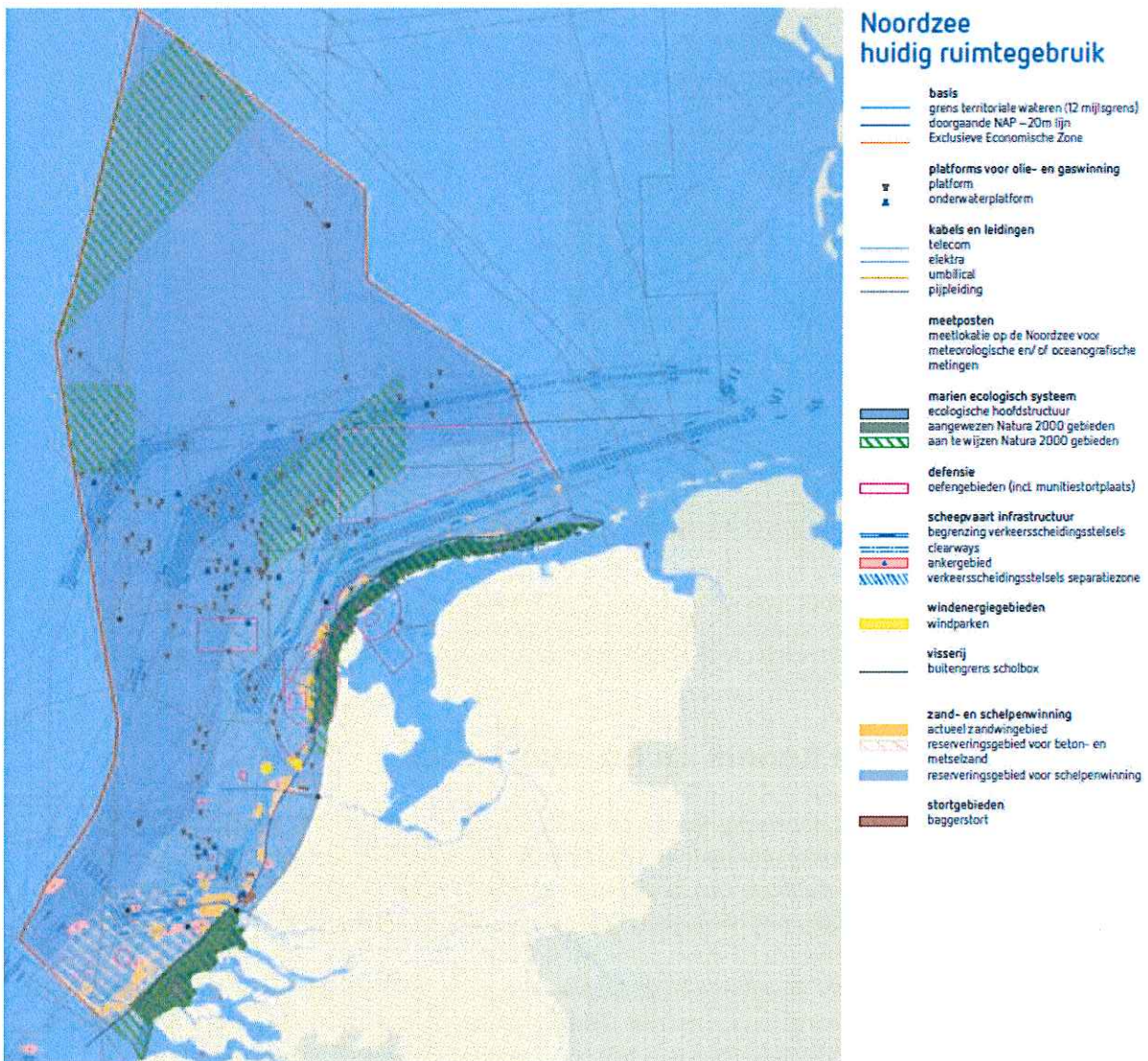
Er is veel kennis over benthos aanwezig, vooral op basis van de BIOMON/MWTL monitoring, maar de ruimtelijke resolutie van de bemonsteringen is vrij beperkt. Het westelijk deel van het Friese Front herbergt delen van meerdere clusters. Een zonering binnen het Friese Front lijkt daarom wel mogelijk. De Centrale Oestergronden lijken vrij homogeen te zijn wat soortensamenstelling betreft (BIOMON/MTWL).

In de loop van 2013 komt meer informatie beschikbaar binnen de NIOZ dataset van de schaaftdata. Het lijkt er voorsnog op dat zonering in de Centrale Oestergronden op basis van ecologisch onderscheid niet aan de orde is, maar aanvullende data van het NIOZ kunnen deze bevinding nuanceren.

5 Visserij en ander menselijke gebruik

5.1 Introductie

Dit hoofdstuk beschrijft het gebruik binnen het Friese Front en de Centrale Oestergronden dat invloed heeft op de zeebodem. Het NCP kent een groot aantal gebruiksfuncties: oppervlaktedelfstoffenwinning; offshore mijnbouw; windenergie; scheepvaart; visserij; defensie; toerisme en recreatie; en kabels en leidingen (Figuur 9).



Figuur 9. Huidig ruimtegebruik van de Noordzee (Nationaal Waterplan 2009-2015, (IenM 2009)).

De gebruiksfunctie met de grootste invloed op de zeebodem is visserij (Tabel 5). De visserijdruk in de gebieden en de effecten daarvan op de zeebodem zijn in respectievelijk paragraaf 5.3 en 5.4 beschreven. Een aantal gebruiksfuncties veroorzaken geen tot verwaarloosbare verstoring van de zeebodem (scheepvaart, defensie, toerisme en recreatie) en zijn daarom niet in dit hoofdstuk opgenomen. Het gebruik en de (mogelijke) effecten van de overige gebruiksfuncties zijn in de paragraaf hieronder beschreven (paragraaf 5.2).

Tabel 5 De relatieve impact (in een relatieve index waarde) van verschillende activiteiten op benthos (Lindeboom 2005).

Activiteit	Relatieve impact (Lindeboom 2005)
Visserij	12240-20800
Zandwinning	160-172
Kabels en leidingen	<1
Olie en gas	<0.14
Scheepvaart	<<1
Militaire activiteiten	<<1
Grindwinning	0

5.2 Bodemversturende activiteiten

5.2.1 Oppervlakedelfstofwinning (zandwinning)

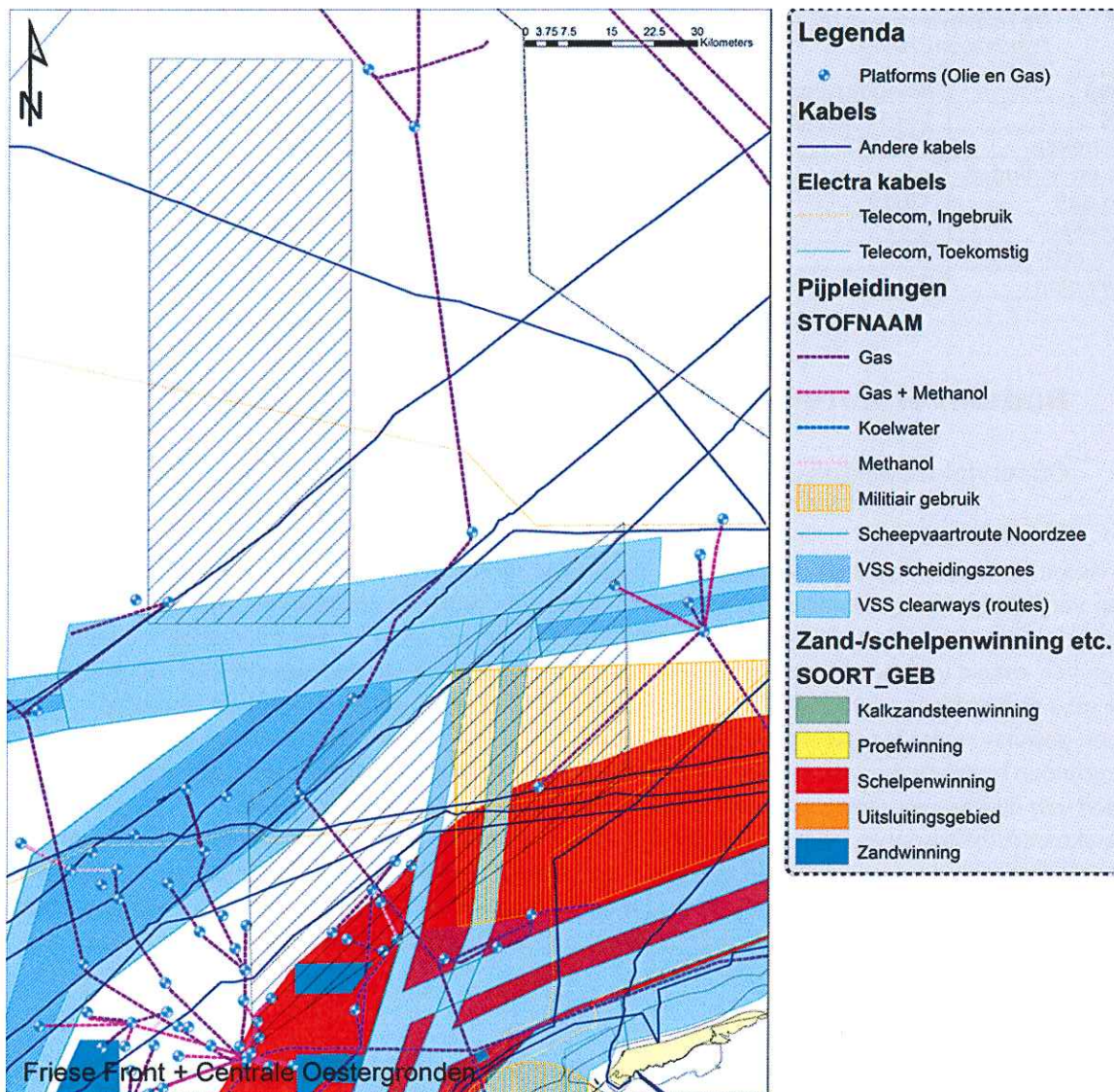
5.2.1.1 Overzicht gebruik

Op de Noordzee mogen oppervlakedelfstoffen, zoals zand, grind en schelpen, worden gewonnen. De winning van schelpen mag uitsluitend plaatsvinden binnen de gebieden die daarvoor zijn aangegeven. Momenteel wordt er hoofdzakelijk zand gewonnen. Het winnen van zand is vergunningsplichtig en is, afgezien van enkele uitzonderingen, alleen toegestaan zeewaarts van de doorgaande NAP -20 meter lijn. Verder mag er niet binnen 500 meter afstand tot offshore platforms, windmolenparken, kabels en leidingen gewonnen worden (Noordzee 2004). Dit betekent dat er in het Friese Front en de Centrale Oestergronden in principe oppervlakedelfstofwinning plaats kan vinden. Echter, de diepe slibrijke gebieden van de Centrale Oestergronden en het Friese Front zijn niet geschikt voor oppervlakedelfstoffenwinning. Alleen het zuidelijke deel van het Friese Front valt binnen de grenzen van een aangewezen schelpenwingsgebied en een klein deel is aangewezen als zandwingsgebied, zie Figuur 10. De vergunde gebieden op het NCP zijn veel groter dan het oppervlak waarin de werkelijke winning plaats vindt (<10% (Prins et al. 2009)). In de praktijk komt oppervlakedelfstofwinning ook in het Friese Front niet voor, zie Figuur 9.

5.2.1.2 Effecten van gebruik

Het winnen van oppervlakedelfstoffen van de zeebodem heeft effecten op de vorm van de zeebodem en op het zeeleven (Ministerie van V&W 2004). Het kan leiden tot lokale aantasting van het bodemleven, dat zich vooral in de bovenste 30 cm van de zeebodem bevindt. Er kan een verandering van de samenstelling van de bodem ontstaan, waardoor herstel van het bodemleven bemoeilijkt wordt. Meestal herstelt het bodemleven zich binnen 6 jaar na de ontgroning (Ministerie van V&W 2004). De mate van effect wordt onder andere bepaald door het oppervlak van ontgroning en de diepte van ontgroning. Bij diepe winning (> 2m) spelen effecten als verandering van zandtransport en samenstelling van de zeebodem meer een rol.

Aangezien er geen actieve oppervlakedelfstoffenwinning binnen de gebieden plaatsvindt zijn effecten van deze activiteit echter niet relevant.



Figuur 10 Een deel van het NCP waarbij het Friese Front en Centrale Oestergronden zijn aangegeven, inclusief het gebruik (kaart IMARES).

5.2.2 Offshore mijnbouw (Olie- en gaswinningsinstallaties)

5.2.2.1 Overzicht gebruik

Olie- en gasreserves op het Nederlands deel van het Continentaal Plat (NCP) liggen gemiddeld op een diepte van 2 tot 4 km. Afhankelijk van het gebied kan er gas en/of olie worden gevonden (NOGEP 2001).

In Figuur 10 staan de Natura 2000 gebieden en de platformlocaties in de Noordzee aangegeven. Aan de hand van dit overzicht is nagegaan of er platforms in de betreffende gebieden aanwezig zijn. Volgens de situatie per 1 januari 2009 (TNO 2009) wordt er momenteel geen olie gewonnen binnen de Natura 2000-gebieden. Gaswinning vindt plaats in beide gebieden maar vooral in en nabij het Friese Front bevinden zich veel gasproductieplatforms, namelijk 14 platforms. In de Centrale Oestergronden bevindt zich slechts 1 platform.

Naast bestaande platforms voor de productie van olie en/of gas kunnen er ook exploratieactiviteiten (seismisch onderzoek) en booractiviteiten plaatsvinden binnen de gebieden.

5.2.2.2 Effecten van gebruik

Door het plaatsen van faciliteiten op de zeebodem is een deel van het oppervlak niet meer beschikbaar voor het oorspronkelijk biologisch gebruik en wordt (een deel van) de aldaar aanwezige biota vernietigd. De 'voetafdruk' van het platform (plaats van de poten) is een verlies aan oppervlak, maar dit is minimaal. Uitgaande van een verlies aan oppervlak van 250 m² per platform is het aandeel ruimtebeslag t.o.v. het habitat berekend, zie Tabel 6.

Tabel 6 Oppervlakverlies per gebied

Natura 2000-gebied	Oppervlak gebied (ha)	Aantal platforms	Ruimtebeslag platforms (ha)	Aandeel ruimtebeslag t.o.v. gebied
Centrale Oostergonden	345.300	1	0,025	0,000007%
Friese Front	288.084	14	0,350	0,0001%

Verwacht wordt dat na het verwijderen van de faciliteiten, de omringende bentische organismen snel het gebied zullen herkoloniseren. Binnen een zone van 500 m rondom de platforms zijn overige activiteiten uit veiligheidsoverwegingen uitgesloten. Door het wegvallen van visserij kan hierdoor een refugium ontstaan. Daarnaast vormen de palen van de platforms hard substraat waarop zich soorten kunnen vestigen die hard substraat nodig hebben in een of meerder levensfasen (bijv. kwallen). Hard substraat is relatief schaars in de Noordzee. Het overgrote deel van de bodem bestaat uit zacht substraat, met name zand en slib.

Het boren van putten verstoort het substraat door het plaatsen van de buizen, door het boren en door eventueel vrijkomende cement en spacers. Boven in de put is de diameter ongeveer 90 cm. Een overschot aan cement dat op de zeebodem terecht komt, zou een klein oppervlak (één tot enkele vierkante meters) van de zeebodem kunnen bedekken en de aanwezige biota verstikken. Het hierdoor beïnvloedde oppervlak bevindt zich nabij de lozingspunt (Tamis et al. 2011).

Sinds 1993 is het verboden oliehoudend boorgruis te lozen. Boorspoeling en -gruis op waterbasis mag in principe wel geloosd worden. Berekeningen van de depositie van boorspoeling- en gruis geven aan dat de maximale depositie (laagdikte van 10 tot 30 mm) dicht bij het lozingspunt verwacht kan worden. Het oppervlak waar een depositie van meer dan 1 mm verwacht kan worden is minder dan 1 ha (Tamis et al. 2011).

5.2.3 Kabels en leidingen

5.2.3.1 Overzicht gebruik

Voor het transport van olie en/of gas worden veelal pijpleidingen geïnstalleerd. Indien haalbaar worden pijpleidingen aangesloten op bestaande infrastructuur om naar de wal te worden getransporteerd. De pijpleidingen worden op de zeebodem gelegd en vaak door middel van trenchen op 1 tot 1,5 meter diepte gebracht. Pijpleidingen worden meestal door 2 tot 3 vaartuigen gelegd (Tamis et al. 2011).

Ook kabels dienen onder een laag sediment te liggen, maar door bodemerosie komen deze wel eens vrij te liggen. Mede daarvoor vindt onderhoud plaats, deels ad hoc en deels uit voorzorg. Onderhoud van kabels en leidingen is reeds vergund in de Wbr-aanvraag voor de aanleg, het behouden en het verwijderen. Op het NCP vinden per jaar ongeveer 10 reparaties plaats (Slijkerman et al. 2008). Bij een reparatie wordt de kabel gelift, en aan boord van het schip herstelt. Met behulp van zand of steenstort wordt de kabel vervolgens weer op diepte gebracht.

Er bevinden zich 5 kabeltracés die het Friese Front doorkruisen en een aantal gasleidingen die aan de gasproductieplatforms zijn verbonden, zie Figuur 10. Door de Centrale Oestergronden lopen 3 kabels en een beperkt tracé aan leidingen naar het productieplatform in de zuidwestelijke hoek van het gebied.

5.2.3.2 *Effecten van gebruik*

Over het geheel genomen is de impact van kabels en leidingen tijdens de aanleg lokaal en marginaal negatief. Tijdens de aanlegfase en tijdens de eventuele verwijdering is er vertroebeling en wordt de bodemfauna van het tracé beïnvloed (Lindeboom et al. 2005). Het plaatsen van pijpleidingen veroorzaakt een verstoring van het sediment van ca. 10 m aan weerszijden van de leiding (Tamis et al. 2011). Na plaatsing herstelt de zeebodem zich snel. De effecten van de aanleg van kabels zullen vergelijkbaar zijn. Tijdens het gebruik van electriciteits- en telekommobiliteitskabels worden er echter electriciteits- en magnetische velden opgewekt. De precieze impact hiervan is onduidelijk (Lindeboom et al. 2005).

5.2.4 Windenergie

5.2.4.1 *Overzicht gebruik*

De eerste windturbineparken op de Noordzee zijn gebouwd in het Offshore Windpark Egmond aan Zee Windpark (8 mijl uit de kust bij Egmond) en het Prinses Amalia Windpark buiten de 12-mijlszone (voorheen genaamd Q7). Ze hebben een vermogen van respectievelijk 100 en 120 MW en een oppervlak van respectievelijk 26,8 en 16,6 km², inclusief een veiligheidszone van 500 meter rondom (www.noordzeeloket.nl). Deze parken worden ook wel de "ronde 1-parken" genoemd. Daarnaast zijn vergunningen verstrekt voor de bouw van nieuwe windparken, de zogenaamde "ronde 2-parken". In het Nationaal Waterplan 2009-2015 (NWP) zijn specifieke gebieden aangewezen waar windturbineparken, de "ronde 3-parken", op geclusterde wijze kunnen worden gebouwd. Geen van de bestaande of geplande parken bevinden zich in Het Friese Front of de Centrale Oestergronden.

5.2.4.2 *Effecten van gebruik*

Zoals eerder beschreven bij de effecten van offshore mijnbouw, is door het plaatsen van faciliteiten op de zeebodem een deel van het oppervlak niet meer beschikbaar voor het oorspronkelijk biologisch gebruik en wordt (een deel van) de aldaar aanwezige biota vernietigd. Binnen een zone van 500 m rondom de parken zijn overige activiteiten uit veiligheidsoverwegingen uitgesloten. Door het wegvallen van visserij kan hierdoor een refugium ontstaan. Daarnaast vormen de windmolens en de (eventuele) steenstort ter voorkoming van erosie, hard substraat waarop zich soorten kunnen vestigen. Aangezien er geen windmolenparken binnen de gebieden staan en deze daarvoor ook niet zijn aangewezen, zijn effecten van deze activiteit niet relevant.

5.3 Visserijdruk

5.3.1 Bepaling visserijdruk met VMS data

De visserijinspanning op het Friese Front en de Centrale Oestergronden is bepaald op basis van VMS data van de Nederlandse vloot. De buitenlandse vloot is niet in de analyse opgenomen, omdat deze data niet volledig beschikbaar zijn.

De VMS (Vessel Monitoring System) data bestaan uit 'pings' die elke twee uur worden uitgezonden en de posities van het visserschip doorgeven via de satelliet. Voor de periode 2005-2011 zijn 3,8 miljoen pings beschikbaar. Hiervan kon 70% geassocieerd worden met een vistuig en met een activiteit (vissen/niet vissen). Om te bepalen of een schip wel of niet aan het vissen was, werden drempelwaarden gebruikt, waarbij een hoge snelheid duidt op stomen, en een lage snelheid duidt op vissen. De drempelwaarden die zijn gebruikt om vast te stellen of een schip viste waren tussen de 1.5 en 8 knopen

voor TBB (boomkor) en tussen de 1.5 en 6.5 knopen voor OTB (otter trawl of bordenvisserij) en PTB (paired trawl of twinrigvisserij).

5.3.2 Beschrijving visserijvormen

Op de Noordzee is onderscheid te maken tussen de volgende (Nederlandse) vormen van visserij (Wiersinga et al. 2011):

- Boomkorvisserij met wekkerkettingen of kettingmatten (inclusief innovaties als de SumWing en Pulskor). Deze visserij is gericht op platvissen als schol en tong en vindt voornamelijk plaats in de zuidelijke Noordzee.
- Bordenvisserij (in het Engels 'otter trawl'; inclusief twinrig) op platvis, rondvis, of Noorse kreeft. De bordenvisserij vindt hoofdzakelijk plaats in de centrale Noordzee en in de kustzone.
- Flyshootvisserij op schol of ongequoteerde soorten als mul, poon en inktvis.
- Garnalenvisserij met de boomkor. Bij deze boomkorvariant worden geen wekkerkettingen gebruikt, maar een klossenpees die ervoor zorgt dat garnalen opschrikken. Deze visserij vindt vooral plaats in de Nederlandse kustzone en voor de Deense kust.
- Visserij met passieve vistuigen, zoals staand want en fuiken. Deze visserijen richten zich op een variatie aan soorten en wordt in de kustzone uitgevoerd.
- Visserij met hengels in de zuidelijke Noordzee, gericht op zeebaars en (in mindere mate) kabeljauw.
- Pelagische visserij in de noordelijke Noordzee door diepvriestrawlers die zich vooral richt op soorten als haring en makreel.
- Schelpdiervisserij op mosselzaad, oesters, *Spisula* en mesheften. Deze visserijen vinden plaats in de kustzone.

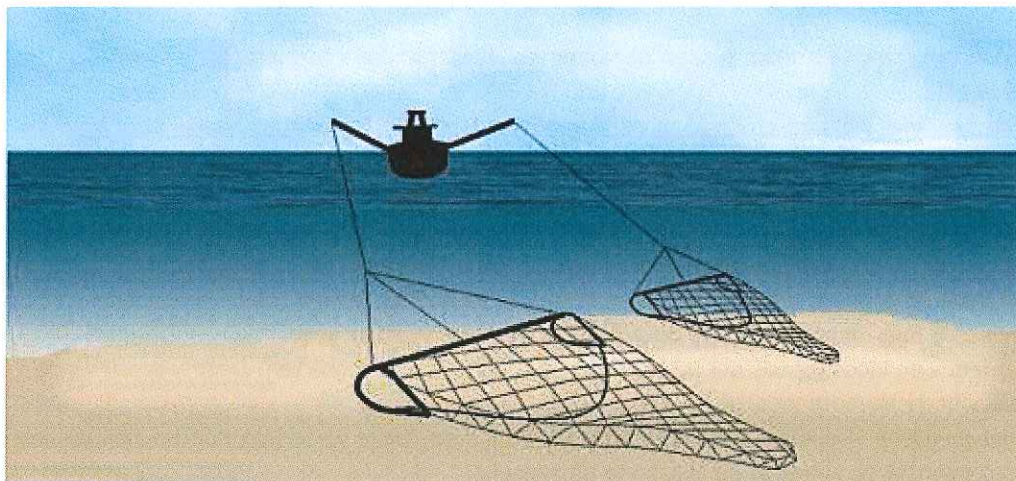
Met oog op het doel van dit onderzoek zijn alleen de bodemberoerende visserijvormen, die plaats (kunnen) vinden in het Friese Front en/of de Centrale Oestergronden, relevant. Pelagische visserij, visserij met passieve vistuigen en visserij met hengel zijn niet of nauwelijks bodemberoerend. Garnalenvisserij en schelpdiervisserij vinden plaats in de kustzone. Flyshootvisserij komt niet tot nauwelijks voor in het Friese Front en de Centrale Oestergronden. Alleen de boomkorvisserij en de bordenvisserij (inclusief twinrig) worden daarom in dit onderzoek meegenomen. Zoals hierboven in paragraaf 5.3.1 aangegeven, kan op basis van de VMS data duidelijk onderscheid gemaakt worden tussen deze 3 typen visserij: boomkorvisserij, bordenvisserij en twinrigvisserij.

5.3.2.1 Boomkorvisserij

De boomkorvisserij is de meest voorkomende vorm van visserij in de zuidelijke Noordzee en is voornamelijk op tong en schol gericht. De andere commercieel belangrijke soorten zijn tarbot, griet, schar, kabeljauw en wijting. De boomkorvisserij is een actieve visserij waarbij twee sleepnetten, die zich aan beide kanten van het schip bevinden, over de bodem getrokken worden (*Figuur 11*). Boomkorkotters hebben een groot motorvermogen nodig om de netten over de bodem te trekken. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen "Eurokotters" (met een motorvermogen van 260-300 pk en 2 korren van elk maximaal 4,5 m breed) en "Grote kotters" (met een motorvermogen van 300 pk tot maximaal 2000 pk³ en 2 korren van elk maximaal 12 m breed). Door middel van een vaste constructie wordt de vangopening van het vistuig in stand gehouden. Deze constructie bestaat uit een lange stalen pijp (de boom) die aan beide kanten door stalen sloffen ondersteund wordt en daarmee op enige afstand van de zeebodem gehouden wordt. Aan de netten zijn kettingen bevestigd, ook wel wekkerkettingen genoemd, die tot op een diepte van 2-6 cm in de zeebodem doordringen, waardoor vissen uit de bodem worden

³ Er is nog een aantal schepen met een motorvermogen van meer dan 2000 pk, maar deze zijn zeldzaam. Er mogen geen schepen meer bij komen van meer dan 2000 pk.

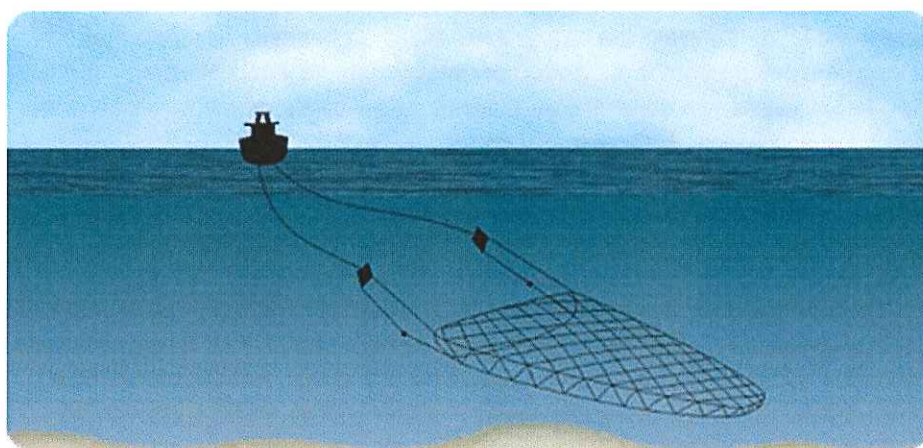
opgejaagd en in het net terecht komen (Creutzberg et al. 1987). De diepte waarmee het vistuig de bodem penetreert is sterk afhankelijk van het aantal PK's van de scheepsmotor en daarmee samenhangende aantal en gewicht van de wekkerkettingen (Deerenberg & Heinis 2011).



Figuur 11 Schematische tekening boomkorvisserij (bron: www.Ecomare.nl)

5.3.2.2 Ottertrawl- of bordenvisserij

Bordenvisserij is gericht op platvis, rondvis, of Noorse kreeft. Bij de bordenvisserij wordt gebruik gemaakt van netten waarbij aan de zijkanten scheerborden zijn bevestigd (Figuur 12). Wanneer het net door het water getrokken wordt, scherpen de borden naar buiten en wordt het net horizontaal geopend. In het midden bevindt zich een klompgewicht dat het net op de bodem houdt. Voor deze vorm van visserij blijken geen hoge snelheden nodig te zijn (Jongbloed et al. 2011). Het effect van de otterborden is naast de scherpende werking waardoor het net zich opent ook het creëren van een "stofwolk" van bodemmateriaal om de vis voor de centrale opening van het net te geleiden (Slijkerman et al. 2009).



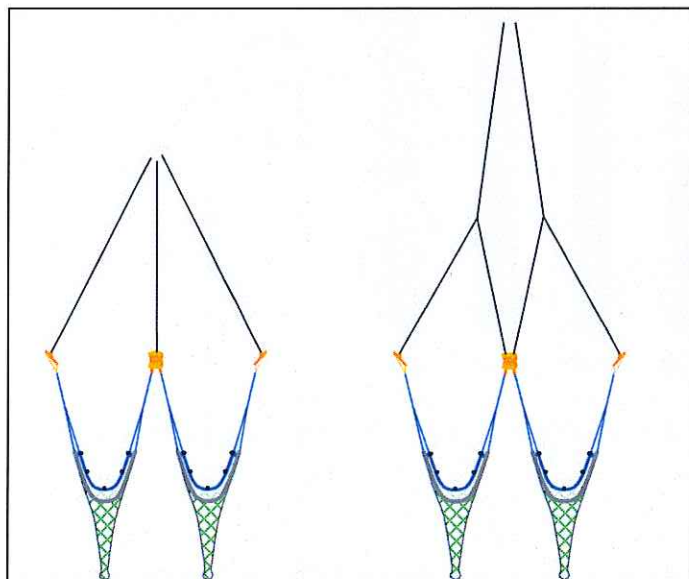
Figuur 12 Schematische tekening bordenvisserij (bron: www.Ecomare.nl).

5.3.2.3 Twinrigvisserij

Twinrigvisserij maakt, net als bordenvisserij, gebruik van scheerborden. In 1996 is twinrigvisserij in Nederland langzaam opgekomen en dit wordt inmiddels al veel toegepast (Jongbloed et al. 2011). In de twin- of multirigvisserij trekt een schip twee (twinrig, zie Figuur 13) of meer netten (multirig) voort. Ofschoon de boomkorvisserij tot dezelfde categorie (multirig trawling) behoort, vormt twinriggen een uitzondering op deze variant. Bij twinriggen zijn de beide trawl netten tijdens het vissen aan elkaar

verbonden. Slechts aan de buitenzijde van de dubbelgevormde netconstructie bevinden zich scheerborden.

Twinrigvisserij is een actieve vorm van vissen waarbij de snelheid waarmee de netten voortgesleept worden aanzienlijk lager ligt dan bij de traditionele boomkorvisserij met zware tuigen. Met deze methode is minder voortstuwingsvermogen nodig en wordt gemiddeld veel minder brandstof verbruikt. Er wordt binnen deze visserij op schol, schar, wijting, kabeljauw, tarbot en Noorse kreeft gevist (Jongbloed et al. 2011).



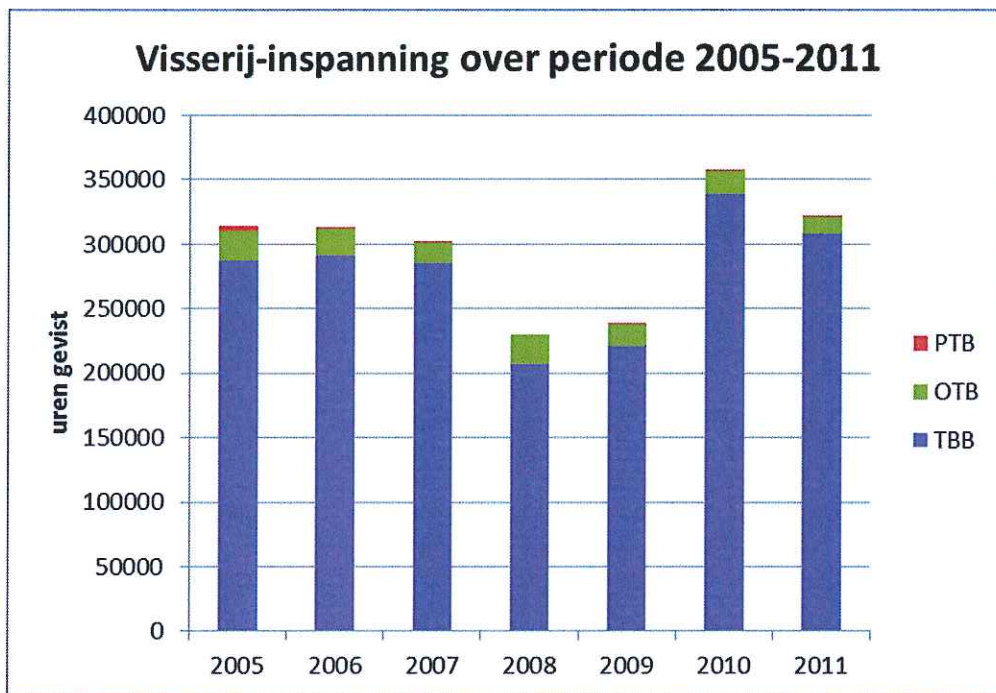
Figuur 13 Twinrig uitvoeringen met een drie lijnensysteem (links) en een twee lijnensysteem (rechts) (Slijkerman et al. 2009).

5.3.3 Totale visserij Nederlandse Noordzee

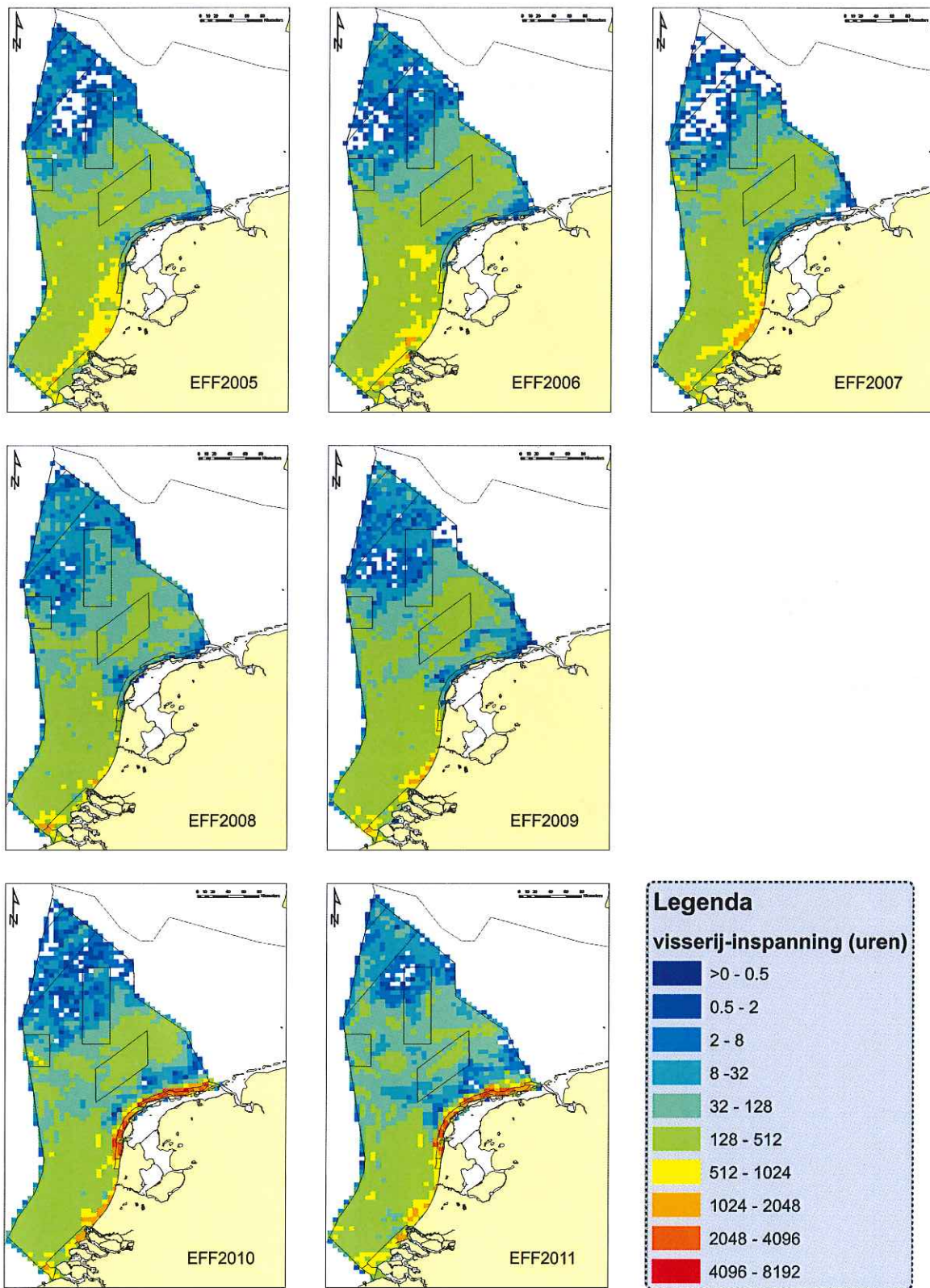
In Figuur 14 is de gesommeerde (OTB+ PTB+TBB) visserij-inspanning op het NCP in de jaren 2005-2011 opgenomen. De afzonderlijke bijdragen van OTB, PTB en TBB zijn in weergegeven Bijlage C. Het is duidelijk dat de visserij-inspanning met name wordt bepaald door de TBB (Boomkor) visserij.

In Figuur 15 staat de ruimtelijke verdeling van deze visserijinspanning op het NCP weergegeven. De relatief hoge visserijdruk in de jaren 2010 en 2011 (Figuur 14) is voornamelijk zichtbaar nabij de kust (Figuur 15).

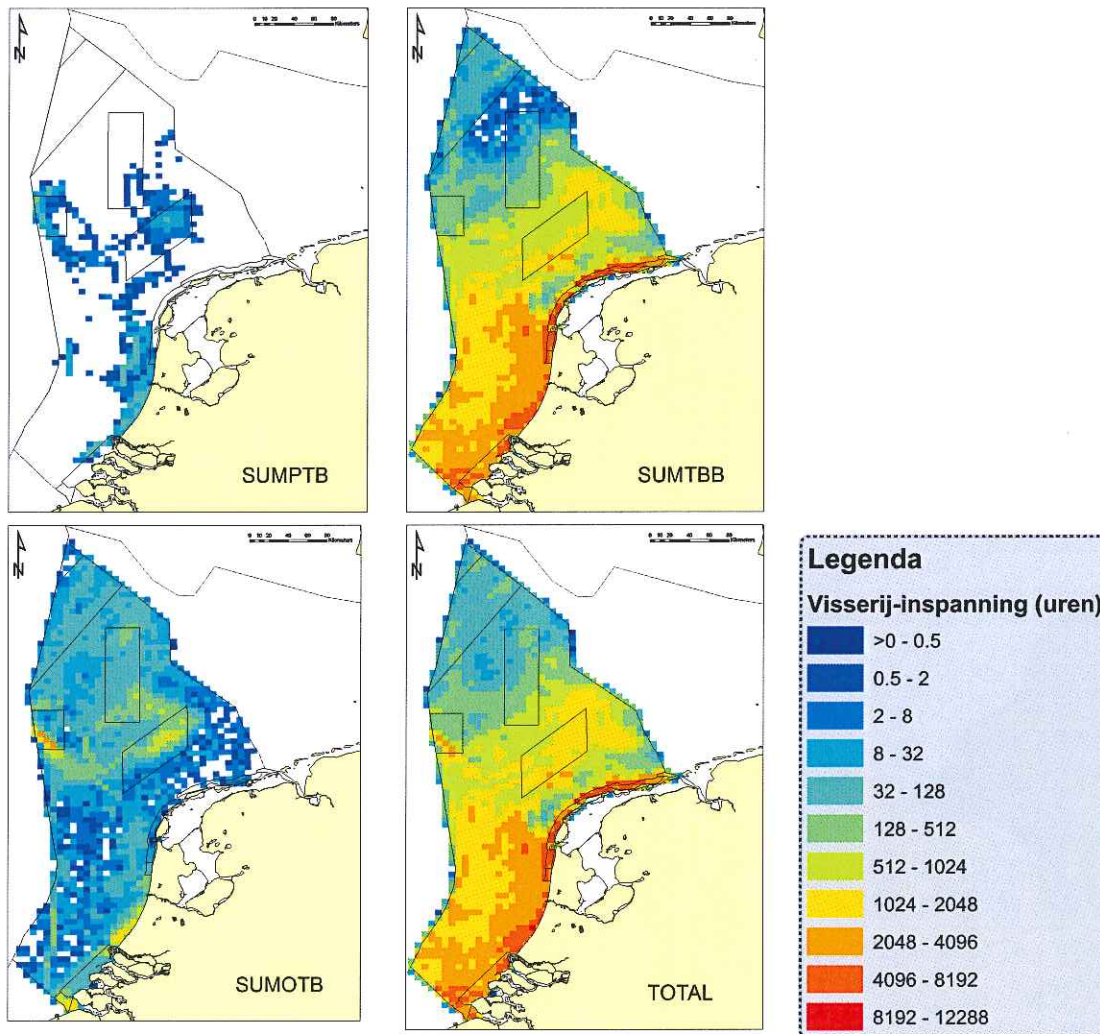
Figuur 16 geeft de afzonderlijke inspanning per visserijvorm op het NCP weer, voor de periode 2005-2011. Zowel OTB als TBB komen op vrijwel het gehele NCP voor en PTB in een beperkt deel. In het Friese Front en Centrale Oestergronden komen alle drie de visserijvormen voor, zie Figuur 15 en Figuur 16. Paragraaf 5.3.4 gaat nader in op de visserijintensiteit in deze gebieden.



Figuur 14. Visserij-inspanning op het NCP in de periode 2005-2011 voor OTB (otter trawl), PTB (paired trawl) en TBB (beam trawl).



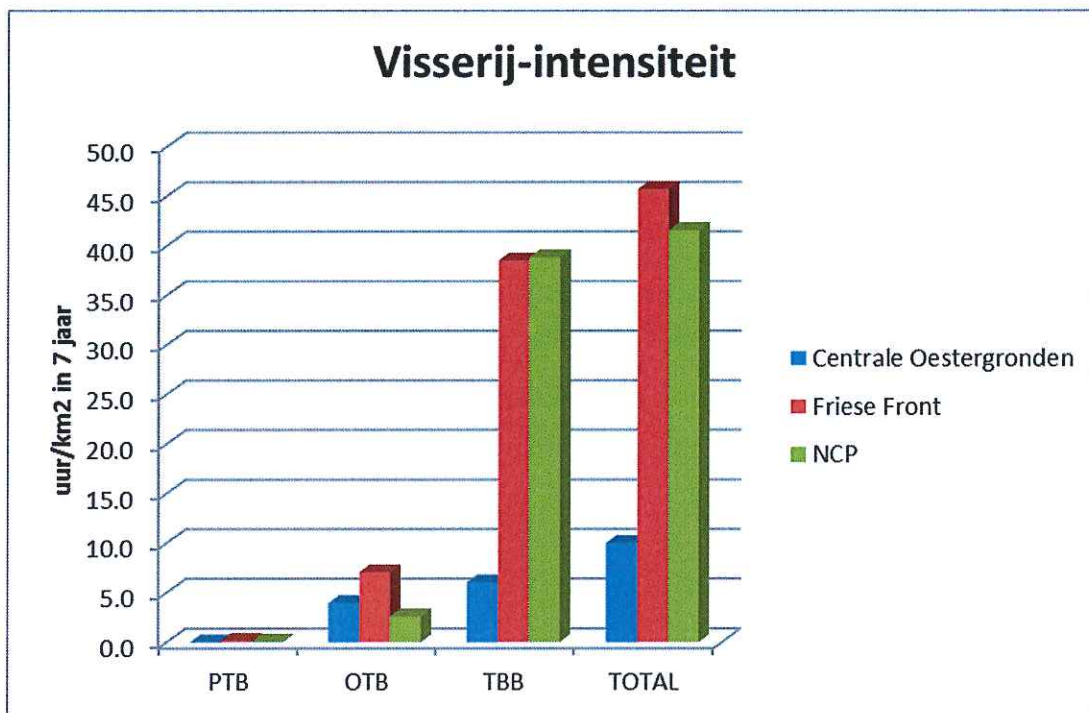
Figuur 15 Visserij-inspanning op het NCP in de periode 2005-2011: Gesommeerde inspanning per jaar voor PTB+OTB+TBB (pairtrawl + ottertrawl + beam trawl).



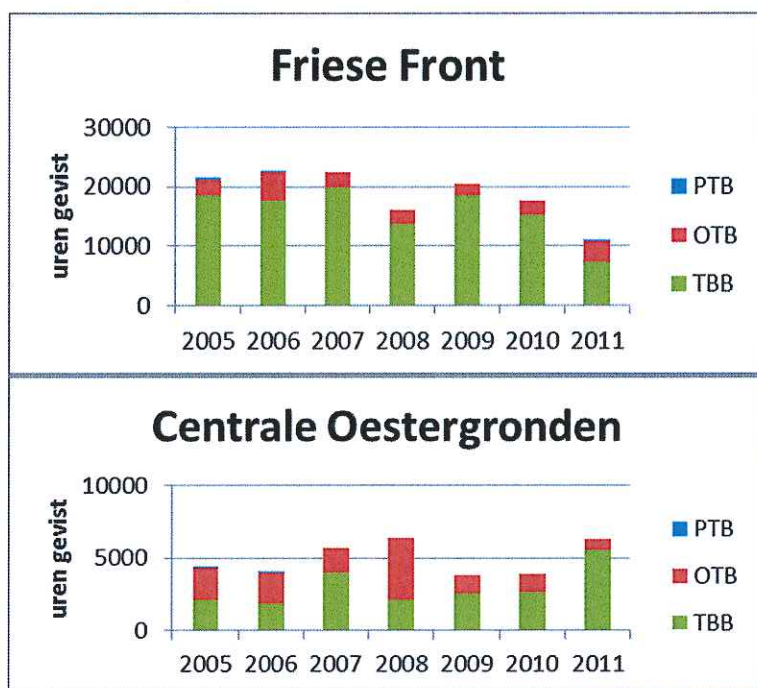
Figuur 16. Visserij-inspanning (uren per 5x5 km) op het NCP in de periode 2005-2011: inspanning voor PTB+OTB+TBB (pairtrawl + ottertrawl + beam trawl).

5.3.4 Visserij op Friese Front en Centrale Oestergronden

Zoals in de voorgaande paragraaf al genoemd, komen zowel TBB, OTB als PTB voor in het Friese Front en de Centrale Oestergronden. De mate van inspanning tussen deze visserijvormen varieert sterk, zie Figuur 17. Boomkorvisserij (TBB) is de meest intensieve visserijvorm, met name op het Friese Front. Twinrigvisserij (PTB) speelt in verhouding nauwelijks een rol. Voor bordenvisserij (OTB) is het Friese Front een relatief belangrijk gebied op het NCP, met meer dan 2.5 keer hogere visserijinspanning gedurende de jaren 2005-2011 ten opzichte van het gemiddelde op het NCP. Ook in de Centrale Oestergronden is de OTB inspanning relatief hoog ten opzichte van het gehele NCP. Voor TBB visserij is de inspanning op het Friese Front vergelijkbaar met het gemiddelde op het NCP, terwijl op de Centrale Oestergronden de inspanning duidelijk minder is. Figuur 18 is in de laatste jaren een lichte afname in de visserijintensiteit zichtbaar voor het Friese Front, wat niet geldt voor de Centrale Oestergronden.



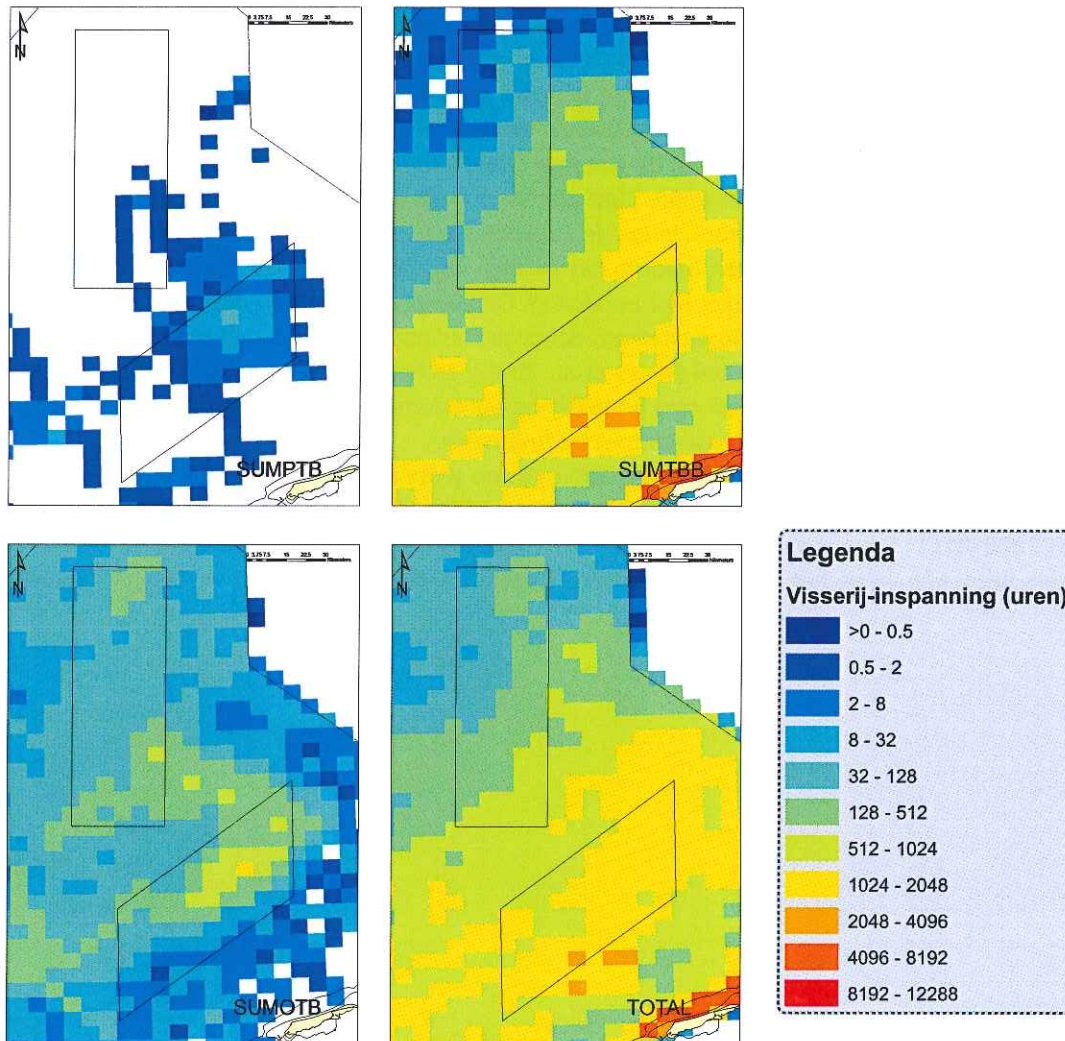
Figuur 17. Gesommeerde visserij-inspanning (uren per km², periode 2005-2011) op het Friese Front (rood) en de Oestergronden (blauw). Inspanning per vistuig (pair trawl PTB; ottertrawl OTB en beam trawl TBB) en totaal.



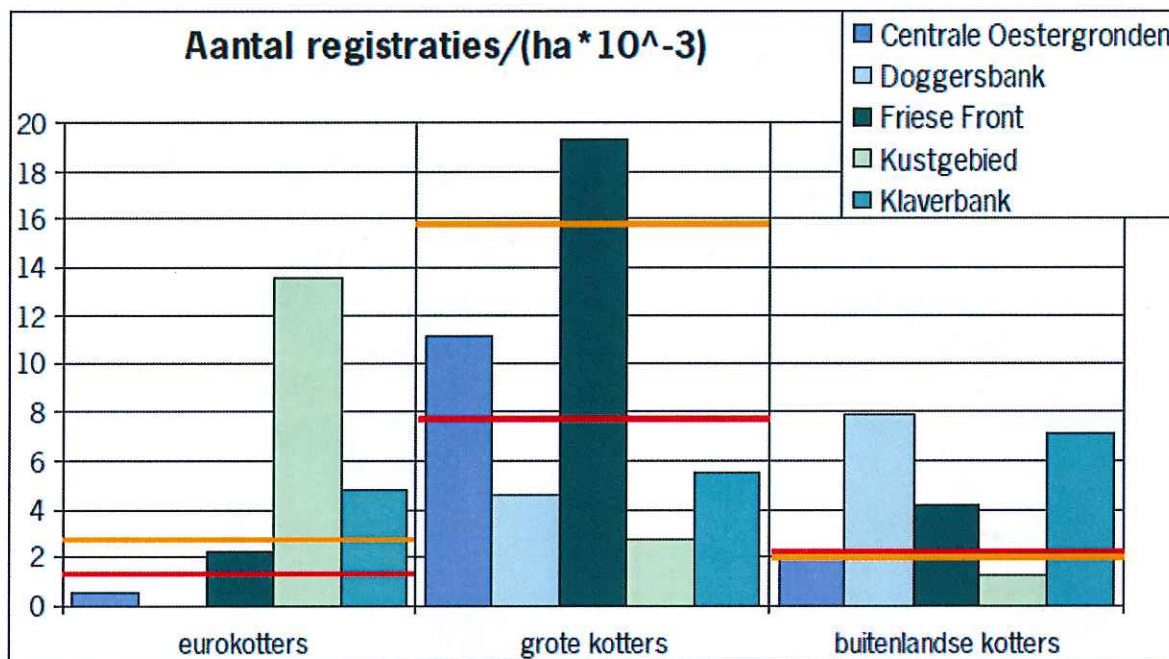
Figuur 18. Visserij-inspanning op het Friese Front (boven) en de Oestergronden (onder) in de periode 2005-2011. Inspanning per jaar voor pair trawl (PTB, blauw), ottertrawl (OTB, rood) en beam trawl (TBB, groen).

In Figuur 19 staat de ruimtelijke verdeling van de visserijinspanning in deze gebieden weergegeven. In de Centrale Oestergronden is vooral het zuidoostelijk deel van belang voor de visserij, dit geldt met name voor de PTB en TBB. PTB komt in het noordelijke deel en in het zuidwestelijke deel in het geheel niet voor. OTB komt in het zuidoosten en deels in het noordelijk deel van de Centrale Oestergronden het meest voor. Ook in voorgaande jaren (1999-2002) was de visserijintensiteit in de Centrale Oestergronden niet homogeen verspreid en lag de hoogste intensiteit in het zuidoosten (Piet et al. 2004). In het Friese Front komt PTB in de zuidwestelijke punt niet voor. TBB komt in het gehele gebied intensief voor, met de hoogste intensiteit in een strook langs de zuidelijke grens. OTB komt ook in het gehele Friese Front voor met de hoogste intensiteit meer in het midden van het gebied. De verdeling van de visserijinspanning binnen de gebieden is dus niet eenduidig. Dit hangt deels samen met het feit dat de gebieden een variatie kennen in bodemsamenstelling, aangezien er een nauw verband bestaat tussen visserijinspanning en bodem karakteristieken (Reiss et al. 2009). In het algemeen wordt bordenvisserij namelijk toegepast op wat modderiger, zachtere bodems, terwijl boomkorvisserij toegepast wordt op hardere, zandige bodems, op de hardste bodems met kettingmatten.

Op basis van data van 1999-2002 (Piet et al. 2004) blijkt dat de grote kotters op het NCP voorkeur geven aan het Friese Front en in iets mindere mate de Centrale Oestergronden, zie Figuur 20. Recente data (2008-2011) laten zien dat grote kotters de gebieden nog steeds relatief vaak bevissen. Ook Eurokotters bezoeken vaker het Friese Front dan de Centrale Oestergronden wat verder uit de kust ligt.



Figuur 19. Gesommeerde visserij-inspanning (uren per 25 km², periode 2005-2011) op het Friese Front (onderste rechthoek) en de Oestergronden (bovenste rechthoek) per vistuig (pair trawl PTB; ottertrawl OTB en beam trawl TBB) en totaal.

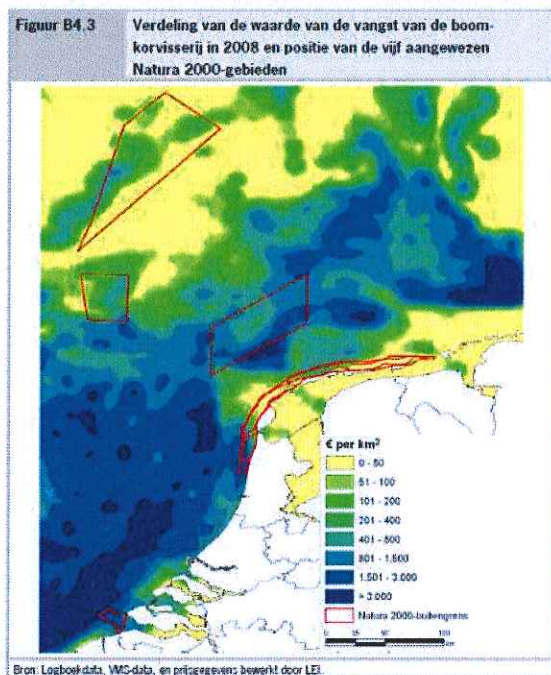


Figuur 20 Aantal registraties per hectare * 10⁻³ per kwartaal in alle gebieden met bijzonder ecologische waarden. De rode lijn geeft het gemiddeld aantal registraties in de hele zuidelijke Noordzee weer, de oranje lijn voor het NCP (Piet et al. 2004)

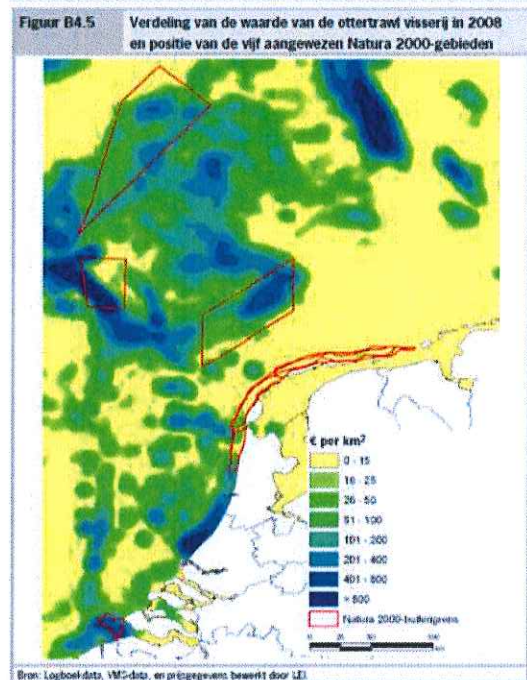
5.3.5 Economische waarde van de vangsten

De waarde van de vangst met boomkorvisserij varieert tussen de 201 en 3000 Euro per km² in het Friese Front en tussen de 0 tot 1500 Euro per km² in de Centrale Oestergronden, zie Figuur 21. Voor de bordenvisserij ligt de waarde van de vangst lager: van 0 tot 800 Euro per km² in het Friese Front en van 26 tot 800 per km² in de Centrale Oestergronden, zie Figuur 22. Het Friese Front heeft een totale vangstwaarde van ongeveer 5 miljoen Euro per jaar, waarvan ruim 4,5 miljoen Euro afkomstig is van bodemberoerende visserij (van Oostenbrugge et al. 2010). Daarmee staat het Friese Front op de tweede plaats van alle Natura 2000 gebieden, na de kustzone met een vangstwaarde van 9 miljoen Euro. Het Friese Front levert 30% van de waarde van de totale vangst van alle beschouwde Natura 2000 gebieden (Doggersbank, Klaverbank, Vlake van de Raan, Kustzone, Friese Front). Ook voor de buitenlandse vloot is het Friese Front van belang (1,5 miljoen). De vangst wordt voornamelijk binnengehaald door de grote boomkorkotters (>1500 pk) (van Oostenbrugge et al. 2010). Het gebied Centrale Oestergronden is in de analyse (van Oostenbrugge et al. 2010) niet meegenomen. Op basis van de verhouding van de visserijinspanning op de Centrale Oestergronden ten opzichte van het Friese Front, kan wel een indicatie van de vangstwaarde worden bepaald, zie Tabel 7. De waarde van de bodemberoerende visserijvangst in de Centrale Oestergronden is daarmee geschat op bijna 1 miljoen Euro per jaar.

Het totaal economische productiewaarde van de gehele visserij op het NCP betreft 113 miljoen EUR, gebaseerd op het jaar 2007 (CBS, 2011). Deze waard is ongeveer vergelijkbaar met de waarde van het jaar 2000, zijnde 111 miljoen euro. Uitgaande van de totale waarde over 2007, draagt het Friese Front voor ruim 4%, en de Centrale Oestergronden voor een kleine 1% bij aan de totale productiewaarde van het NCP.



Figuur 21 Verdeling van de waarde van de vangst van de boomkorvisserij in 2008 (van Oostenbrugge et al. 2010)



Figuur 22 Verdeling van de waarde van de vangst van de bordenvisserij in 2008 (van Oostenbrugge et al. 2010)

Tabel 7 Waarde van de aangelande vangst per vlootsegment in het Friese Front (jaarlijks gemiddelde over 2006-2008). De waarden van de vangst in de Centrale Oestergronden is geschat op basis van de verhouding van de visserijinspanning tussen de gebieden (Figuur 17). Alleen de bodemberoerende visserijvormen staan weergegeven⁴.

Type visserij	Waarde (Euro)		Verhouding visserijinspanning (%)
	Friese Front (van Oostenbrugge et al. 2010)	Centrale Oestergronden (geschat o.b.v. verhouding visserijinspanning)	Centrale Oestergronden / Friese Front (Figuur 17)
PTB	0	0	4%
OTB	606.000	340.000	56%
TBB	3.960.000	621.000	16%
Totaal	4.566.000	961.000	22%

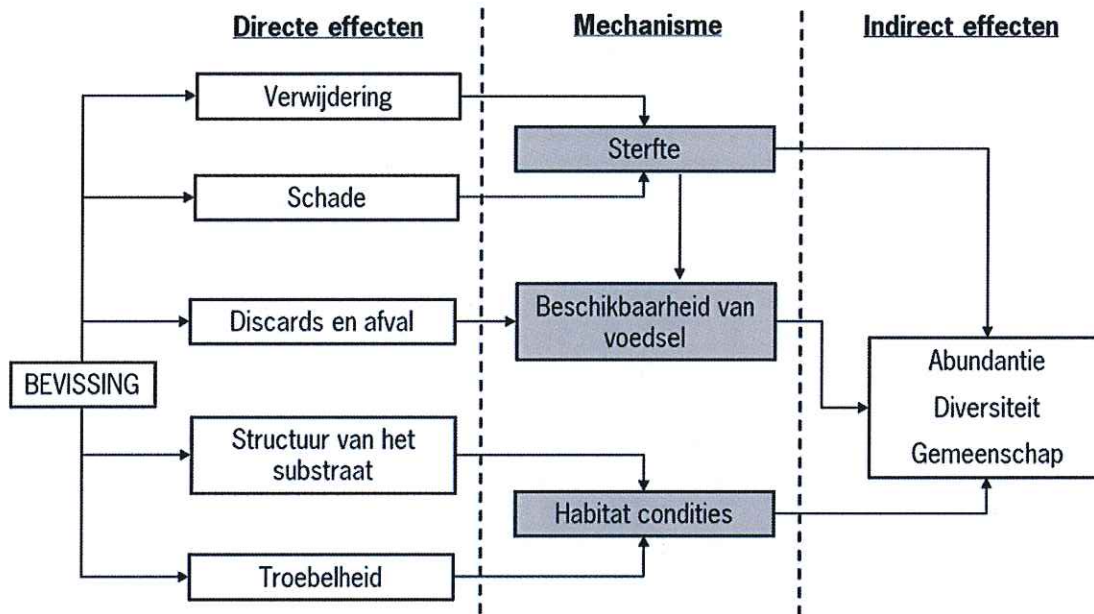
De aanlandingen uit het gebied Friese Front zijn van de boomkorvisserij 1010 duizend kilogram vis, van de ottertrawlvisserij 138 duizend kilogram vis (van Oostenbrugge et al. 2010). De twinrigvisserij heeft geen aanlandingen afkomstig uit het Friese Front. Op basis van de verhouding van de visserijinspanning tussen de Centrale Oestergronden en het Friese Front (zie Tabel 7) is de geschatte aanlanding uit het gebied Centrale Oestergronden 158 duizend kilogram vis (boomkor) en 77 duizend kilogram vis (ottertrawl). Bij elkaar opgeteld is dat 1168 duizend kilogram vis aangeland door de boomkorvisserij en 215 duizend kilogram vis aangeland door de ottertrawlvisserij.

⁴ Studie van het LEI wordt najaar 2012 herzien, nu inclusief de Centrale Oestergronden. Ten tijde van deze studie niet beschikbaar vandaar de schatting.

5.4 Effecten van visserij

5.4.1 Directe en indirecte effecten

Bodemberoering door visserij veroorzaakt verschillende directe en indirecte effecten, zie Figuur 23.



Figuur 23 Directe en indirecte effecten van bevissing op benthos (gebaseerd op (Deerenberg et al. 2010)).

De directe effecten van bodemberoerende visserij veroorzaken sterfte, verandering in de beschikbaarheid van voedsel en verandering in habitat condities van het benthos wat uiteindelijk resulteert in effecten op abundantie en diversiteit van de bodemgemeenschap (Deerenberg et al. 2010). Ook zijn er significante effecten op totale biomassa en secundaire productie aangetoond (Reiss et al. 2009). Bij een verhoging van de visserijintensiteit van 1,3 naar 18,2 keer bevist per jaar werd de infauna gereduceerd met 72% in aantal, 77% in biomassa en 40% in soortenrijkdom (Hinz et al. 2009). Voor epifauna had de verhoging van visserijintensiteit ook een reductie in aantal en soortenrijkdom tot gevolg (81% en 14%, respectievelijk), maar er was geen effect op biomassa.

De directe effecten van bodemberoerende visserij (Figuur 23) worden hieronder toegelicht:

- Verwijdering en schade
Bodemorganismen kunnen gevangen of beschadigd worden door het vistuig. Dit effect heeft met name invloed op langlevende soorten, wat leidt tot een verschuiving in de leeftijdsopbouw naar jongere dieren of zelfs tot het geheel verdwijnen van soorten die een onregelmatige of vrijwel afwezige broedval hebben. De zeer langlevende soort Noordkromp (*Arctica islandica*) werd bijvoorbeeld in de periode 1902-1912 bij 45% van de bemonsteringsstations op de zuidelijke Noordzee waargenomen terwijl dit in 1986 slechts bij ca. 20% van de stations het geval was (Rumohr & Kujawski 2000). Langs de zuidrand van het Friese Front werden aan het eind van de jaren '80 van de vorige eeuw nog redelijke aantallen noordkrompen gevonden (Lindeboom et al. 2008b). Meer recente bestandsopnamen (2006-2007) in het gebied suggereren echter dat dichtheden in het gebied sindsdien sterk afgenomen zijn (Lindeboom et al. 2008b). Ook in centrale deel van de Oestergronden lijkt de populatie op zijn retour. Deze teruggang wordt naar alle waarschijnlijkheid veroorzaakt door verhoogde mortaliteit door op het Friese Front toegenomen boomkorvisserij (Lindeboom et al. 2008b).
Ook is aangetoond dat de visserij meer invloed heeft op grote soorten in vergelijking met kleine

soorten Dit kan worden verklaard door de over het algemeen langzame herstel van grotere soorten (Hiddink et al. 2006). De studie geeft aan dat het indirecte effect van bodemberoerende visserij, een reductie in soortenrijkdom, primair wordt veroorzaakt door het verlies van soorten met een grote omvang.

- Discards en afval

Een ander effect van visserij wordt veroorzaakt door bijvangst. Bijvangst wordt overboord gezet, wat in het voordeel is van aaseters, die zwaar beviste gebieden domineren (Rumohr & Kujawski 2000). Uit een vergelijk van data uit 1902-1912 met data uit 1986 blijkt dat het voorkomen van tweekleppige soorten is afgenomen, terwijl aaseters en predatoren (zeesterren, gastropoda en crustacea) vaker werden aangetroffen in 1986. De auteurs veronderstellen dat dit verschijnsel niet alleen te wijten is aan de fysieke impact van de bodemberoerende visserij, maar ook aan de gerelateerde input van grote hoeveelheden voedsel door discards en het beschadigde benthos (Rumohr & Kujawski 2000).

- Structuur van het substraat en vertroebeling

Door het slepen met het tuig over de bodem kan de structuur van het substraat worden aangetast en treedt er vertroebeling op. Er zijn twee effecten op de structuur van het substraat te onderscheiden (Deerenberg et al. 2010):

- Het verwijderen van abiotische en biotische structuren, zoals zandribbels en biogene riffen, waardoor ook de gerelateerde biota wordt aangetast.
- Het homogeniseren van de bodemstructuur.

De structuur van het substraat is voor de hellingen naar dieper gelegen slibrijke gebieden belangrijker dan voor ondiepe zandige bodems (Jak et al. 2009).

5.4.2 Effecten binnen het Friese Front en de Centrale Oestergronden

Lindeboom et al. (2008) beschrijven een 'geploegde zeebodem' als een bodem die zwaar met de boomkor wordt bevist. Het gehele Friese Front en delen van de Centrale Oestergronden (zuidoost) bestaat uit geploegde zeebodem (Lindeboom et al. 2008b).

De effecten van bodemberoerende visserij op de bodemgemeenschap zijn onderzocht door het gesloten gebied rondom een platform binnen het Friese Front te vergelijken met een bevist gebied (Duineveld et al. 2007). In het onbeviste gebied waren hogere dichtheden van kwetsbare schelpsoorten zowel de langlevende (o.a. de Noordkromp- *A. islandica* en Bolle papierschelp- *Thracia convexa*) als de korter levende (o.a. Dunschaal- *Abra* en Gedoornde hartschelp - *Acanthocardia echinata*). Ook waren de dichtheden van diep gravende kreeftjes hoger. De gravende kreeftjes hebben een groot effect op bodemstructuur, bodemchemie, mineralisatie en op de verspreidingspatronen van andere soorten bodemdieren. De bemonstering liet verder zien dat er in het onbeviste gebied meer soorten aanwezig waren en dat er een hogere biodiversiteit was (CBS et al. 2010).

Alhoewel bekend is dat de bodemberoerende visserij effect heeft op de abundantie van *A. islandica*, zijn binnen het refugium rondom het offshore platform geen vroege stadia van kwetsbare bivalven gevonden (Duineveld et al. 2007). Het gebrek aan juveniele *A. islandica* in het gesloten gebied suggereert dat het directe effect van de bodemberoerende visserij onder juvenielen waarschijnlijk niet de voornaamste factor is in de vermindering van succesvolle vestiging. Vanwege het lange larval stadium van *A. islandica* en de stroming in en rondom het gesloten gebied, zal nieuwe aanwas van larven komen van nabije stocks. En de lage aantallen volwassen exemplaren buiten het gebied zorgen voor een lage voortplantingsnelheid en daardoor afwezigheid van juvenielen binnen het gebied. Arctica populaties komen waarschijnlijk tot stand door sporadische vestiging van larven van diverse bronnen. Dit is van belang in de discussie voor de bescherming van gebieden met als doel nieuwe vestiging van *A. islandica*.

Als de oorzaak van de sporadische vestiging niet binnen het gebied is gelegen dan zullen effecten van sluiting van het gebied moeilijk te voorspellen zijn (Duineveld et al. 2007).

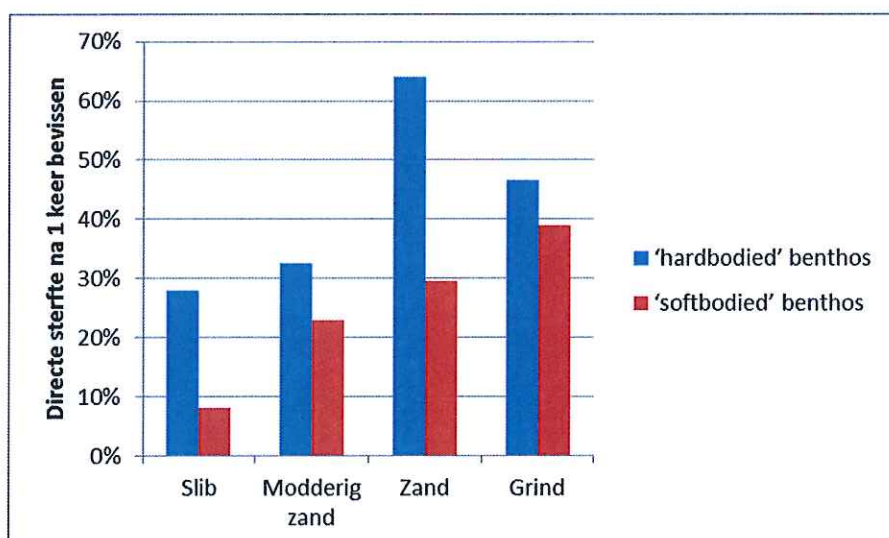
Aangezien de structuur voor de hellingen naar dieper gelegen slibrijke gebieden belangrijker is dan voor ondiepe zandige bodems (Jak et al. 2009) is het aannemelijk dat de omvang van het effect van bodemberoerende visserij voor de slibrijke, diepe delen van het Friese Front en de Centrale Oestergronden relatief groot is.

5.4.3 Verschil in effecten op diverse bodemsamenstellingen

De mate van effect op benthos door bodemberoerende visserij is gerelateerd aan de karakteristieken van het habitat (Hiddink et al. 2006). Dit geldt niet alleen voor het directe effect van een passage van vistuig. Infauna van dynamische zandige habitattypen herstelt sneller na fysieke verstoring dan infauna van habitattypen met een hoog slibgehalte en een hoge sediment depositie (Dernie et al. 2003).

De resultaten van de studie van Hiddink et al. (2006) geven aan dat visserij het minst effect heeft op natuurlijk dynamische gebieden; veel sediment transport, en hoge mate van erosie en 'schuifsterkte' (schuifweerstand van de bodem - shear stress). De relatief diepere gebieden, welke de laagste erosie snelheden hadden, waren meer aangetast door visserij. In ongestoorde ecosystemen, is er een sterke correlatie tussen het sedimenttype en de natuurlijke dynamiek. Sediment met een hoog slibgehalte komt voor op locaties met een lage dynamiek en grover sediment in gebieden met hogere natuurlijke dynamiek.

In Figuur 24 is weergegeven de directe sterfte na een eenmalige passage van een boomkor van verschillende benthische taxa op bodems van verschillende samenstelling. De benthos met een hard uitwendig skelet ('hardbodied' benthos), waaronder de kreeftachtigen, stekelhuidigen en schelpdieren, zijn in alle bodemtypen gevoeliger dan de wormen ('softbodied' benthos). In slib is het verschil het grootst. Het grootste effect van een eenmalige passage van een boomkor wordt veroorzaakt op hardbodied benthos van zandige bodems. Deze resultaten komen niet overeen met een studie van Kaiser et al. (Kaiser et al. 2006), waar de biota van met name zandbodems met een hoog slibgehalte relatief kwetsbaar was.



Figuur 24 Gemiddelde afname in abundantie ('directe sterfte') van verschillende benthische taxa op bodems van verschillende samenstelling, na één keer bevissen (op basis van een overzicht van Nolte et al. (Nolte et al. 2012)). Hardbodied benthos: crustacea, echinodermata (stekelhuidigen) en mollusca (schelpdieren); Softbodied benthos: annelida (wormen).

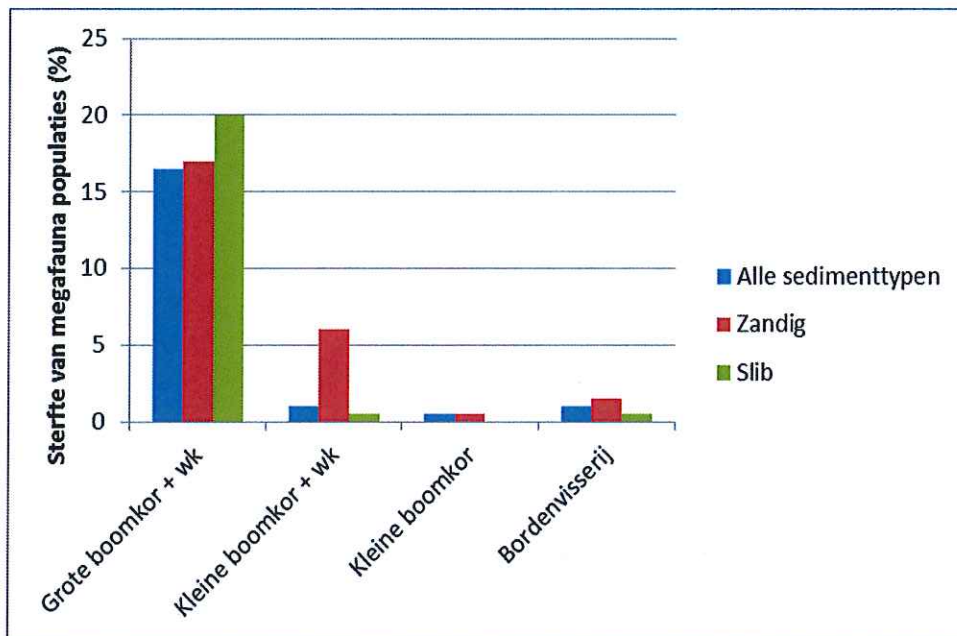
In een studie van Bergman & van Santbrink (Bergman & Van Santbrink 2000) zijn lagere sterfte percentages aangetoond in vergelijking met Figuur 24, tot maximaal 33% sterfte voor de tweekleppige *Gari fervensis* (geplooid zonnescelp) na een éénmalige passage van een 12 meter boomkor met wekkerkettingen in slibbig sediment (Tabel 8). Grote kotters gebruiken 2 korren van elk maximaal 12 meter breed en kleine kotters gebruiken 2 korren van elk maximaal 4,5 meter breed. Deze data is uitgezet in een staafdiagram, waarbij per sedimenttype en visserijvorm de mediaan van de sterfte van de soorten is genomen, zie Figuur 25. De grote boomkorkotters veroorzaken aanzienlijk meer sterfte dan de kleine boomkorkotters en de bordenvisserij. Bij de kleine kotters veroorzaakt de boomkorvisserij met wekkerkettingen op zandbodems een relatief groot effect.

Het verschil tussen het effect op de grovere sedimenttypen in vergelijking met de fijnere sedimenttypen, zoals blijkt uit Figuur 24, is niet zichtbaar in Figuur 25. Blijkbaar speelt het sedimenttype niet altijd een grote rol in de mate van effect. Hiddink (2006) toonde aan dat de invloed van het sedimenttype ondergeschikt is aan het effect van de natuurlijke dynamiek (Hiddink et al. 2006).

Tabel 8 Sterfte van megafauna populaties per visserij vorm (BT = boomkorvisserij; OT = ottertrawlvisserij; ticklers = wekkerkettingen) (Bergman & Van Santbrink 2000)

	Length (cm)	12-m BT ticklers	4-m BT ticklers	4-m BT mat	OT	All types
All sediments						
<i>Chamelea gallina</i>	<2	5	<0.5	<0.5	<0.5	5
<i>Chamelea gallina</i>	>2	22	1	<0.5	1	24
<i>Corystes cassivelaunus</i> f.	>1.5*	17	1	<0.5	<0.5	18
<i>Corystes cassivelaunus</i> m.	>1.5*	26	1		2	28
<i>Echinocardium cordatum</i>	>3	20	2	<0.5	3	24
<i>Ensis</i> spp.	>10	7	3	<0.5	1	11
<i>Mactra corallina</i>	>1	13	1	—	1	15
<i>Phaxas pelucidus</i>	>1.5	16	<0.5		1	17
Sandy sediment						
<i>Lunatia catena</i>	<1.5	27	17	—	—	39
<i>Ophiura texturata</i>	>0.5**	5	1	<0.5	1	7
<i>Spisula solida</i>	>1	17	8	<0.5	—	24
<i>Spisula subtruncata</i>	>1	12	6	<0.5	2	19
<i>Thia scutellata</i>	>0.5*	17	3	<0.5	—	19
Silty sediment						
<i>Abra alba</i>	>0.5	24	1		<0.5	25
<i>Aphrodita aculeata</i>	>7	20	<0.5		1	21
<i>Arctica islandica</i>	>8	11	<0.5		<0.5	11
<i>Astropecten irregularis</i>	>2.5	14	<0.5		0	14
<i>Corystes cassivelaunus</i> j.	<1.5*	29	1		1	30
<i>Dosinia lupinus</i>	>0.5	24	1		1	26
<i>Gari fervensis</i>	>2.5	33	<0.5		3	35
<i>Pelonaia corrugata</i>	>1	14	<0.5		<0.5	14
<i>Turritella communis</i>	>1.5	12	1		<0.5	13

—, No direct mortality estimated; blank, no overlap in effort and species distribution; *carapax width; **disc diameter.



Figuur 25 Sterfte van megafauna populaties door verschillende visserijvormen (+ wk= met wekkerkettingen) op verschillende sedimenttypen (gebaseerd op data van (Bergman & Van Santbrink 2000)).

De effecten van een verhoging van de intensiteit van de visserij is afhankelijk van de karakteristieken van het gebied (Hiddink et al. 2006). Daarbij is onderscheid te maken in:

- Verschil in de bestaande visserijintensiteit van het gebied
In een onbevist gebied had een boomkorpassage een groot effect, terwijl het verhogen van de intensiteit in een reeds intensief bevist gebied een kleiner additioneel effect had op biomassa en productie (Hiddink et al. 2006). Echter, zelfs in een intensief bevist gebied blijkt de biomassa, soortenrijkdom en productie significant af te nemen bij een toename in visserijintensiteit (Reiss et al. 2009).
- Verschil in natuurlijke dynamiek van het gebied
De biomassa van benthische gemeenschappen in habitats die bloot staan aan hoge mate van natuurlijke verstoring was minder aangetast door extra visserij dan de gemeenschappen in natuurlijk stabiele habitats (Hiddink et al. 2006).

5.4.4 Verschil in effecten tussen typen visserij

De effecten van de verschillende visserijvormen staan samengevat weergegeven in Tabel 9. Hierbij zijn de directe effecten zoals beschreven in het FIMPAS rapport (Deerenberg et al. 2010) als uitgangspunt genomen. Voor bijna alle directe effecten heeft boomkorvisserij in vergelijking met borden- en twinrigvisserij de grootste impact. Over vertroebeling door de verschillende typen vistuig is weinig bekend, zodat er geen uitspraak gedaan kan worden over de omvang van het effect. Hieruit blijkt dat het effect van bodemberoerende visserij het grootst is voor boomkorvisserij. Dit komt overeen met de resultaten van het FIMPAS project (Deerenberg et al. 2010), waarin geconcludeerd wordt dat de effecten van boomkorvisserij op zandige bodems groter zijn dan die van bordenvisserij. De effecten van bordenvisserij en twinrigvisserij zijn vergelijkbaar. In de tekst hieronder worden de effecten per type visserij nog eens nader toegelicht.

5.4.4.1 Boomkorvisserij

De boomkorvisserij met wekkerkettingen is ingericht voor het vissen op tong en schol. Omdat deze vissen vaak enigszins ingegraven op de bodem liggen, gebruikt men kettingen om ze op te jagen. Deze

kettingen schrapen over de zeebodem. Door het grote aantal kettingen (tot circa 15) dat men gebruikt, wordt het sediment tot op een diepte van 2 tot 6 cm (Lindeboom 2008) of 3 tot 8 cm (Deerenberg et al. 2010) verstoord, waarbij het effect van de verstoring vergelijkbaar is met die van ploegen van het land. Zowel de op als in de bodem zittende fauna wordt hierbij weggevangen, gedood of verspreid. In gebieden waar de boomkorvisserij regelmatig plaatsvindt, ontstaat hierdoor de habitat "geploegde zeebodem" (Lindeboom 2008).

Herstel van een bodemgemeenschap hangt sterk af van de intensiteit van de verstoring en de type bodem (Dernie et al. 2003). De resultaten van de studie van Collie et al. (Collie et al. 2000) suggereren een herstel van bodemgemeenschap van zandig sediment binnen 100 dagen. Herstel trad waarschijnlijk op door herkolonisatie vanuit aangrenzend onaangetaast gebied, in plaats van herstel door reproductie binnen het aangetast gebied. Is intensiteit van de verstoring tweemaal zo groot (in dit geval 10 cm weghalen vs 20 cm bodem weghalen), dan is het duur van het herstel ook ongeveer tweemaal zo groot. Het herstel van de relatief grote aangetaste gebieden duurde langer dan de kleinere gebieden.

Herstel van een bodemgemeenschap van slibrijk sediment zoals het Friese Front en de centrale Oestergronden duurt over het algemeen langer dan herstel van een zandige bodem (Dernie et al. 2003). De waarde van de snelheid van herstel moet gezien worden in de lengte van generaties van de organismen. 100 dagen hersteltijd kan worden gezien als een snel herstel (binnen of maximaal 1 voortplantingsseizoen voor betreffende organismen), maar dient wel op het niveau van te toetsten criteria te worden uitgezet. Van langlevende soorten kan niet worden verwacht dat deze binnen 100 dagen terug op een niveau van voor de verstoring, en geldt deze duur dan ook niet.

Boomkorvisserij veroorzaakt verandering (met name reductie) in abundantie van soorten en veranderingen in de gemeenschap. De omvang van het effect voor zandbodems is groot (Deerenberg et al. 2010). Aangezien de structuur voor de hellingen naar dieper gelegen slibrijke gebieden belangrijker is dan voor ondiepe zandige bodems, is het aannemelijk dat de omvang van het effect van boomkorvisserij voor de slibrijke, diepe delen van het Friese Front en de Centrale Oestergronden zeer groot is.

5.4.4.2 *Bordenvisserij*

Bij de borden-, of ottertrawlvisserij, wordt gebruik gemaakt van otterborden, die tot 20 cm in de bodem penetreren. Het gebruik van de borden veroorzaakt aantasting van de structuur van het substraat en vertroebeling (een "stofwolk" van bodemmateriaal) om de vis voor de centrale opening van het net te geleiden (Slijkerman et al. 2009). Bordenvisserij veroorzaakt verandering (met name reductie) in abundantie van soorten en veranderingen in de gemeenschap.

In het FIMPAS project, waar de effecten van verschillende visserijvormen met elkaar zijn vergeleken, is de omvang van het effect van ottertrawl visserij op zandbodems beoordeeld als medium (Deerenberg et al. 2010). Hinz et al (2009) refereert naar een aantal andere experimentele studies, waar aangetoond is dat bordenvisserij op bodems met een hoog slibgehalte een beperkt effect heeft op bentische gemeenschappen. Daarbij wordt echter geconcludeerd dat, hoewel de initiële impacts van het bordentuig op sediment met een hoog slibgehalte relatief gering zijn, de cumulatieve lange termijn verstoring desondanks diepgaande veranderingen in bentische gemeenschappen kan veroorzaken.

5.4.4.3 *Twinrigvisserij*

De impact van bodemberoering door de twinrigvisserij (ook wel pairedtrawl) ontstaat voornamelijk door het bodemcontact van de borden, het klompgewicht (tot 700 kg) en de kettingen, wekkers en kietelaars, van het vistuig. De grootte van het visbord is afhankelijk van het motorvermogen van het schip, en varieert van 2.5 tot 6 m² (Slijkerman et al. 2009). In zachte grond wordt heel licht gevist met een lichte rubberen pees.

In vergelijking met de boomkor worden er minder bodemberoerende kettingen gebruikt. Het effect van een twinrig vistuig ten opzichte van een boomkorvistuig voor de in de bodemlevende organismen is

daarmee beperkter maar niet afwezig (Slijkerman et al. 2009). In de twinrigvisserij worden 6 tot 60 keer minder bodemdieren gevangen en gediscard dan in de boomkorvisserij (van Keeken et al. 2004).

Tabel 9 Overzicht effecten van de verschillende visserijvormen

Direct effect	Boomkorvisserij	Bordenvisserij	Twinrigvisserij
Verwijdering	Aanlanding uit beide gebieden is geschat op 1168 duizend kilogram vis (zie paragraaf 5.3.5) (van Oostenbrugge et al. 2010) (van Oostenbrugge et al. 2010) (van Oostenbrugge et al. 2010)	Aanlanding uit beide gebieden is geschat op 215 duizend kilogram vis (zie paragraaf 5.3.5) (van Oostenbrugge et al. 2010)(van Oostenbrugge et al. 2010)(van Oostenbrugge et al. 2010)	Aanlanding uit beide gebieden is nihil (zie paragraaf 5.3.5) (van Oostenbrugge et al. 2010)(van Oostenbrugge et al. 2010)(van Oostenbrugge et al. 2010)
	71-95% bijvangst van vis en bodemfauna (Deerenberg et al. 2010)	Bijvangst bodemfauna 67-86% (Deerenberg et al. 2010)	Bijvangst van vis 47% (schol), 81% (schar), 7% (kabeljauw), 59% wijting (van Keeken et al. 2004). Bijvangst van bodemfauna door twinrigvisserij is gemiddeld 6-60 keer minder dan boomkorvisserij (van Keeken et al. 2004)
Schade	5-39% jaarlijkse sterfte van megafauna (Bergman & Van Santbrink 2000)	<0.5-3% jaarlijkse sterfte van megafauna (Bergman & Van Santbrink 2000)	0.08-6.5% jaarlijkse sterfte van megafauna ⁽¹⁾
Discards en afval	35-60% (Deerenberg et al. 2010)	28% (<1-60%) (Deerenberg et al. 2010)	6-24% ⁽²⁾
Troebelheid	Onbekend (Deerenberg et al. 2010)	Veroorzaakt vertroebeling maar omvang onbekend (Deerenberg et al. 2010)	Veroorzaakt vertroebeling maar omvang onbekend ⁽³⁾
Structuur van het substraat	Penetratiediepte van het vistuig (boom met 10-12 wekkerketting) is 3-8 cm (Deerenberg et al. 2010) over de gehele breedte van het tuig (12 m) (Bergman & Van Santbrink 2000)	Penetratiediepte van het vistuig (scheerbord) is 20 cm, maar minder breed (Deerenberg et al. 2010)	Penetratiediepte van het vistuig (scheerbord) is 20 cm ⁽³⁾

1) Op basis van 6 tot 60 keer minder dan de boomkorvisserij (van Keeken et al. 2004)

2) In de boomkorvisserij werden gemiddeld zo'n twee en half keer zoveel vissen en gemiddeld zo'n zes keer zoveel bodemdieren gediscard als in de twinrigvisserij (van Keeken et al. 2004)

3) Aangezien voor de twinrigvisserij gebruik wordt gemaakt van een vergelijkbaar vistuig met de bordenvisserij (de zogenaamde scheerborden), worden effecten vergelijkbaar geacht.

5.5 Samenvatting en conclusies

5.5.1 Intensiteit en effecten per gebruiksvorm

In deze paragraaf zijn per gebruiksvorm de intensiteit en de effecten kort samengevat.

5.5.1.1 *Oppervlakedelfstofwinning*

Deze vorm van gebruik komt in de praktijk niet voor in het Friese Front en de Centrale Oestergronden. Er zijn dus geen effecten.

5.5.1.2 *Offshore mijnbouw*

In het Friese Front staan 14 productieplatforms en in de Centrale Oestergronden staat slechts 1 platform. Effecten op de zeebodem (oppervlakverlies door de poten van het platform en verstoring door booractiviteiten) zijn zeer lokaal en gering in omvang.

5.5.1.3 *Kabels en leidingen*

Er liggen een beperkt aantal kabels en leidingen in zowel het Friese Front als de Centrale Oestergronden. Op de centrale Oestergronden is het oppervlak zeer beperkt, op het Friese front (vnl Zuid Westen) is het relatief meer dan op de Oestergronden, maar relatief laag voor NCP. Effecten door de aanleg zijn tijdelijk en lokaal en marginaal negatief van omvang.

5.5.1.4 *Windenergie*

Deze vorm van gebruik komt in de praktijk niet voor in het Friese Front en de Centrale Oestergronden. Er zijn dus geen effecten.

5.5.1.5 *Boomkorvisserij*

Boomkorvisserij is de meest intensieve visserijvorm, met name op het Friese Front. De inspanning op het Friese Front is vergelijkbaar met het gemiddelde op het NCP, terwijl op de Centrale Oestergronden de inspanning duidelijk minder is. Potentiele effecten van boomkorvisserij zijn groot ten opzichte van de andere visserijvormen. In combinatie met de intensiteit is het uiteindelijke relatieve effect groot (Centrale Oestergronden) tot zeer groot (Friese Front).

5.5.1.6 *Bordenvisserij*

Voor bordenvisserij zijn het Friese Front en de Centrale oestergronden relatief belangrijke gebieden op het NCP. Potentiele effecten van bordenvisserij zijn minder ten opzichte van de boomkorvisserij. Alhoewel de intensiteit van de bordenvisserij in deze gebieden relatief hoog is ten opzichte van de rest van het NCP, is deze nog altijd lager dan die van de boomkorvisserij. Aangezien bordenvisserij een lagere intensiteit en minder potentiele effecten heeft ten opzichte van boomkorvisserij, zijn de relatieve effecten in het Friese Front en de Centrale Oestergronden beperkt.

5.5.1.7 *Twinrigvisserij*

De intensiteit van twinrigvisserij speelt in verhouding nauwelijks een rol in het Friese Front en de Centrale Oestergronden. De potentiele effecten zijn vergelijkbaar met die van de bordenvisserij. Echter, vanwege de lage intensiteit zullen de relatieve effecten gering zijn.

5.5.2 Gevolgen van maatregelen voor de visserij

De visserijintensiteit in het Friese Front is iets hoger dan gemiddeld op het NCP en veel hoger dan op de Centrale Oestergronden. Het Friese Front draagt voor ongeveer 4% bij aan het economisch belang (obv productiewaarde NCP) voor de visserijsector. Dit percentage komt overeen met de relatieve oppervlakte van het gebied tov het NCP. Boomkorvisserij is de meest intensieve visserijvorm in het gebied en heeft een gemiddelde inspanning (in uren per km²) die ongeveer gelijk is aan het gemiddelde op het NCP.

Alhoewel de economische waarde van boomkorvisserij in het gebied dus redelijk groot is, is het gebied ten opzichte van de rest van het NCP niet speciaal van belang. Bordenvisserij, wat op het NCP veel minder voorkomt dan boomkorvisserij, heeft een veel hogere intensiteit op het Friese Front dan het gemiddelde op het NCP (meer dan 2,5 keer zoveel). Het belang van het Friese Front voor de bordenvisserij is dus relatief veel groter dan de boomkorvisserij. Twinrigvisserij komt weinig voor in het gebied. Desondanks is de intensiteit in het gebied ongeveer twee maal hoger dan gemiddeld op het NCP. Ook voor twinrigvisserij is het Friese Front dus van groot belang.

De visserijintensiteit in de Centrale Oestergronden is veel lager dan gemiddeld op het NCP en in het Friese Front. Het gebied Centrale Oestergronden is dan ook van veel kleiner economisch belang voor de visserijsector, zo'n 1% van de totale productiewaarde van het NCP, terwijl de oppervlakte van het gebied daarentegen 5% is van het NCP. Boomkorvisserij is de meest intensieve visserijvorm in het gebied. De gemiddelde inspanning (in uren per km²) is echter veel lager dan het gemiddelde op het NCP. Het gebied is voor boomkorvisserij ten opzichte van de rest van het NCP dus van relatief minder belang. Bordenvisserij, wat veel minder voorkomt dan boomkorvisserij, heeft een hogere intensiteit op het Centrale Oestergronden dan het gemiddelde op het NCP (ca. 1,5 keer zoveel). Het belang van de Centrale Oestergronden voor de bordenvisserij is dus relatief veel groter dan de boomkorvisserij. Twinrigvisserij komt weinig voor in het gebied. De intensiteit in het gebied is ook nog veel lager dan gemiddeld op het NCP. Voor twinrigvisserij is het gebied Centrale Oestergronden van weinig belang.

Een groot nadeel van de VMS-methode is dat in Nederland geen registraties plaats vinden 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, en visserij-inspanningskaarten op basis van de huidige gegevens geven waarschijnlijk op de Centrale Oestergronden en noordelijk deel van het Friese Front een onderschatting van de visserij.

Bovendien gaat deze inschatting uit van de Nederlandse visserij-inspanning, en niet van de totale (Nederlandse + buitenlandse vloot). Voor het Friese front is gerapporteerd dat over de periode 2006-2008, het gebied een visserijopbrengst voor de buitenlandse vloot had van ~1.5 miljoen Euro.

6 Modelling van ruimtelijke impact en maatregelen

In (Slijkerman et al. 2011) is een evaluatie gemaakt van operationele modellen binnen IMARES en de relatie tot KRM descriptoren. Voor de huidige vraagstelling is binnen deze set nader bekeken welke modellen toepasbaar zijn. Het gaat dan specifiek om modellen die de impact als gevolg van bodemberoerende visserij kunnen beschrijven op (elementen) van de zeebodem. Dit betekent meer specifiek de impact op benthos.

De volgende modellen kunnen worden ingezet in vraagstellingen onder deze studie:

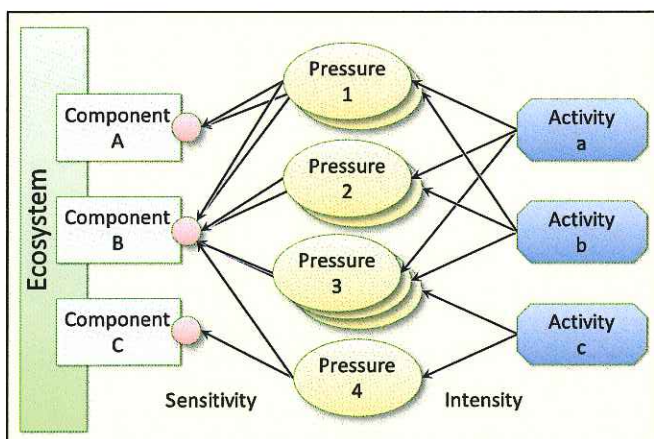
- Wat is de impact van visserij op ecologie → CUMULEO-RAM in paragraaf 6.1.
- Wat is de optimale zonerings van beschermde gebieden in relatie tot de opbrengst van visserij → Marxan in paragraaf 6.2
- Is het gebied geschikt voor potentiële ontwikkeling van kenmerkende soorten? --> Habitatgeschiktheidsanalyse (verkenning) in paragraaf 6.3
- Hoe zullen typische soortgemeenschappen zich bij verschillende visserij-scenario's in theorie ontwikkelen: North Sea functional benthic model in paragraaf 6.4

Voor CUMULEO-RAM is een verkenning uitgevoerd op de gevoeligheid van parameters, en scenario uitkomsten. Voor Marxan is de 1^e parameterisatie uitgewerkt, en is een pilot gedraaid om te verkennen hoe bruikbaar dit model is voor zonerings op de Noordzee. Ten behoeve van habitatgeschiktheid is gewerkt met habitatwensen van kenmerkende soorten. Het functional benthic model is in dit rapport alleen toegelicht, maar nog niet uitgewerkt in relatie tot het vraagstuk.

6.1 Impact model: CUMULEO-RAM

6.1.1 Inleiding op CUMULEO-RAM

Het CUMULEO-RAM model maakt gebruik van het algemene 'denkmodel' zoals weergegeven in Figuur 26. Bij deze benadering worden activiteiten (in dit geval visserij) via drukfactoren (bijvoorbeeld bodemberoering) gekoppeld aan ecosysteemcomponenten. Indicatorsoorten worden als ecosysteemcomponent beschouwd.



Figuur 26 Algemene voorstelling van de gebruikte methodiek cumulatieve effect assessment (CEA) met daarin de relatie tussen activiteiten, drukfactoren en ecosysteemcomponenten.

Uiteindelijk worden in het CUMULEO-RAM model potentiële populatie effecten berekend via directe effecten op overleving en reproductie door middel van zogenaamde blootstellings-effect relaties (bv

mortaliteit door bodemberoering). Potentiele populatie effecten worden uitgedrukt als de vervangingswaarde ('net reproductive rate', ook wel R_0 genoemd) 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). Deze wordt berekend door het totaal aantal juvenielen dat het volwassen levensstadium bereikt, gedeeld door het totaal aantal volwassenen in een populatie. De vervangingswaarde kan worden gezien als een indicator voor populatiegroei. Wanneer de vervangingswaarde kleiner is dan 1, neemt de populatie af in grootte. De populatie groeit als de vervangingswaarde groter dan 1 is en stabiel blijven indien gelijk aan 1. Effecten van populatiedichtheid en migratie zijn in de gebruikte definitie niet meegenomen, waardoor werkelijke populatieontwikkelingen niet te voorspellen zijn met de huidige aanpak. Door voor alle drukfactoren het directe effect op reproductie en overlevingskans te berekenen kan het cumulatieve effect op een generieke wijze bepaald worden. Het modeloutput dient als **potentieel effect** gezien te worden onder andere omdat geen rekening gehouden wordt met habitatgeschiktheid en het daadwerkelijk voorkomen van soorten.

De keuze van de activiteiten en ecosysteemcomponenten staat vrij, en is belangrijk als 1e onderdeel van de analyse. In deze "scoping" fase dient te worden bepaald welke ecosysteemcomponenten van belang zijn in de studie en op welke activiteiten en welke drukfactoren de analyse gericht dient te worden. In de opvolgende "assessment" fase dienen eerst de activiteiten nader beschreven te worden in termen van intensiteit. Daarnaast wordt ook de gevoeligheid van de ecosysteemcomponent voor de bijhorende drukfactoren bepaald.

Een gedetailleerde modelbeschrijving is gegeven in (Vries et al. 2011).

Benodigde data/parameters

De modelopbouw gaat uit van activiteiten die door middel van drukfactoren een bepaalde impact hebben op het ecosysteem: activiteiten → drukfactoren → ecosysteem, zie ook Figuur 26. Voor beide verbindingspijlen dienen parameters bekend te zijn om met het model te kunnen rekenen. Hiernaast zijn, om aan het ecosysteem zelf te kunnen rekenen, ook parameters nodig. Om van bodemberoerende visserij te berekenen wat de druk is (eerste pijl, intensiteit), moet vanuit de activiteit 'visserij' gerekend worden. Met behulp van de VMS dataset (*Vessel Monitoring System, de 'black box' aan boord van vissersschepen*) kan worden bepaald waar een schip vaart en met wat voor snelheid en richting. Onderscheid tussen vissen en andere bezigheden kan worden afgeleid uit de snelheid waarmee gevaren wordt. Daarnaast is de breedte van het vistuig belangrijk om te bepalen hoe groot het oppervlak is dat wordt bestreken en dus verstoord. Dergelijke stappen moeten voor iedere combinatie van activiteit (bv type visserij) en drukfactor worden doorlopen om de specifieke drukfactor per activiteit af te leiden.

Een beperking op dit moment is dat sommige typen visserij (bv pulswing/outriggers) nog niet in het model kunnen worden uitgedrukt. De VMS data zijn momenteel onvoldoende informatief over het toegepaste tuig. Deze informatie is opgeslagen in de logboekgegevens van het schip, maar nog niet altijd ontsloten in het VMS. Daarbij komt dat de toepassingen binnen een visserijtype sterk kan variëren. Bordenvisserij bijvoorbeeld vormt bij de huidige aanpak een probleem omdat de breedte van het vistuig en daarmee ook het aantal borden, maar ook de afstelling daarvan variabel is. Deze factoren zijn niet beschikbaar in de VMS-database. Er zou gerekend kunnen worden met een gemiddelde of modaal vistuig, maar deze blijkt lastig vast te stellen. Een passende afleiding of aanleveren van de benodigde informatie voor het model is hierin nog niet gevonden, en dat onderscheid naar effect van alle verschillende typen visserijtuigen nog niet haalbaar is.

In de pijl van drukfactor naar ecosysteem (gevoeligheid) kan met behulp van blootstellings-effect-relaties de impact op het ecosysteemelement weergegeven worden. Dit is in de context van deze studie de overlevingskans van een specifieke soort na een enkele keer beroerd te zijn met een specifiek vistuig. Hiernaast zijn parameters nodig die de ecosysteemcomponenten (soorten) beschrijven zoals duur van de levensstadia (juveniel, volwassen), aandeel dat bepaalde levensstadia overleeft, om daarmee het effect op de netto reproductiesnelheid te kunnen berekenen. Het beschrijven van de gevoeligheid van een drukfactor wordt vaak bemoeilijkt door het ontbreken van goede dataset, alsmede de complexiteit van het ecosysteem. Daarom wordt in de kwalitatieve en semi-kwantitatieve beschrijving van gevoeligheid gebruikt gemaakt van expert judgement, en andere methoden van scoren, ranken en beoordelingsprocedures ((Wolman 2006)). Kwantitatieve methoden maken gebruik van dosis-effect relaties ((Jak et al. 2000), (Karman et al. 2009)), zoals ook toegepast binnen CUMULEO-RAM. De relatie wordt beschreven op basis van ecosystemekennis, maar kan ook worden gebaseerd op expert judgement.

De volgende uitgangspunten worden bij de interpretatie van het model gehanteerd:

- Modellen geven een versimpeling van de werkelijkheid weer; ecosysteem complexiteit wordt in CUMULEO-RAM niet meegenomen. Dit betekent dat er geen rekening is gehouden met:
 - Populatie afhankelijke dichtheid van de soort
 - Soort interacties (voedselweb)
 - Substraatvorming (afhankelijkheid van substraat door bv soorten als Lanice). Het model geeft in dergelijke gevallen mogelijk een onderschatting van effecten op dergelijke afhankelijke soorten. Ook hier geldt dat soortinteracties een rol kunnen spelen (soorten die afhankelijk zijn van het substraat dat gevormd wordt).
 - het model houdt geen rekening met habitatgeschiktheid ('kan een soort überhaupt wel voorkomen op een specifieke locatie?')
- De modeluitkomsten zijn afhankelijk van de invoergegevens. Hoe nauwkeuriger deze zijn, des te beter geeft het model scenario uitkomsten. Parameterisatie vindt plaats op basis van literatuurgegevens. Bij het ontbreken daarvan kan dit ook op basis van expert judgement worden gedaan.
- Het model geeft vooral inzicht in relatieve verschillen tussen (nog uit te voeren) scenario's (te vertalen uit maatregelen), maar voorspelt geen absolute effecten.

Scenario mogelijkheden

Met het model kan de verandering in potentieel effect inzichtelijk gemaakt worden voor verschillende scenario's die verschillen in intensiteit\locatie van menselijke activiteiten. Intensiteit kan (fictief) toe- dan wel afnemen of de locatie waar de activiteit plaatsvindt kan variëren.

Het huidige model kan berekeningen uitvoeren voor een aantal verschillende typen visserij en indicatorsoorten. Voor het berekenen van verschillende scenario's, waarbij de intensiteit of de locatie van (menselijke) activiteiten verandert, is alleen de nieuwe informatie met betrekking tot deze intensiteit benodigd, of kan deze hypothetisch worden ingesteld (bv 50% scenario versus een 100% scenario). Als andere indicatorsoorten nodig zijn, of andere drukfactoren doorgerekend zullen moeten worden, zullen alle parameters voor deze nieuwe soorten en drukfactoren, alsmede de relatie tussen drukfactor en effect, beschreven moeten worden.

Gevoeligheid van het model (onderscheidenheid in scenario analyses)

CUMULEO-RAM kan worden toegepast in scenario-analyses, bv om het (relatieve) verschil in effect van 2 visserij-intensiteiten op benthische populaties te berekenen. De parameterisatie is de kritische fase voor de gevoeligheid en onzekerheid van het model. Het is nu niet duidelijk wat de onzekerheid bij parameterisatie betekent voor modeluitkomsten en het onderscheid tussen de modeluitkomsten. Ook de

gevoeligheid van het model is niet erg gedetailleerd bestudeerd. Een dergelijke studie kan het inzicht geven of het nuttig/zinnig is bepaalde parameters nauwkeuriger in te schatten. Ook kan inzichtelijk worden gemaakt welke soorten het meest gevoelig zijn voor effecten op directe overleving, dan wel rekrutering, maar ook hoe zeker een scenario-analyse is.

In De Mesel et al. (2012) is CUMULEO-RAM toegepast om voor een geselecteerd aantal gebruiksfuncties – met name verschillende vormen van bodemberoerende visserij, zandwinning en het storten van baggerspecie – het potentiële effect op een geselecteerde set van indicatorsoorten te beoordelen. In deze, maar ook eerdere studies, wordt het belang van een nadere gevoeligheidsanalyse onderstreept. Alvorens CUMULEO-RAM toe te passen op de zoneringsvraagstukken voor Friese Front en Centrale Oestergronden, is er in onderhavige studie voor gekozen om eerst meer grip te krijgen op de consequenties van de parameterisatie van het CUMULEO-RAM model en de daarmee samenhangende onzekerheden.

Doelstelling deze studie

In deze studie is de onzekerheid in het CUMULEO-RAM model (als gevolg van onzekerheid in parameters) en de gevoeligheid van het model voor veranderingen in de parameters nader bestudeerd.

Deze verkenning was tevens bedoeld om een beter inzicht te krijgen van de gevoeligheid van verschillende typen bodemorganismen voor effecten van menselijk handelen.

De methode en de detailresultaten van de gevoeligheidsanalyse is beschreven in een apart bijlagerapport (De Vries & Slijkerman, *in prep.*).

Er zijn verschillende simulaties uitgevoerd om de volgende aspecten te onderzoeken:

- Gevoeligheid van het model voor verschillende parameters
- Onzekerheid in parameters en hieruit volgend
 - Onzekerheid in model uitkomst
 - Onzekerheid in de gevoeligheid van parameters.

- Onzekerheid in parameters
- Voor elke parameter is een minimum (pmin), maximum (pmax) en modus (pmod, meest waarschijnlijke) waarde vastgesteld ((Schobben et al. 1996)). Hoe de parameterwaarden statistisch zijn verdeeld tussen de minimum- en maximumwaarde is doorgaans niet bekend. Daarom is in huidige studie gewerkt met een nagenoeg uniforme verdeling waarbij de spreiding van de waarden tussen het minimum en maximum het grootst is.
- Onzekerheid model uitkomst

De onzekerheid in modeluitkomst als gevolg van de onzekerheid in de parameters is bepaald met behulp van zogenaamde Monte Carlo simulaties. In deze simulatie worden 10.000 maal willekeurig en onafhankelijk van elkaar parameterwaarden getrokken uit beschreven statistische verdeling. De vervangingswaarde (R_0) wordt voor elk van de 10.000 sets van parameters berekend. De spreiding in de berekende R_0 -waarden geeft informatie over de onzekerheid van het model.

Gevoeligheid van het model voor de verschillende parameters

Voor de gevoeligheidsanalyse wordt gebruik gemaakt van een zogeheten differentiaal analyse ((Hamby 1994). Een dergelijke analyse resulteert in gevoeligheidscoëfficiënt (ϕ_i) welke een ratio is tussen de verandering in input en de verandering in output:

$$\phi_i = \frac{\% \Delta Y}{\% \Delta X_i}$$

Met andere woorden als de ratio 1 bedraagt, dan betekent dit dat als parameter X_i met 1% toeneemt, ook de model uitkomst (Y) met 1% toeneemt. Aangezien het model bestaat uit een expliciete

algebraïsche vergelijking en als aangenomen wordt dat de parameters onafhankelijk van elkaar zijn, kan de coëfficiënt exact worden opgelost.

Onzekerheid in de gevoeligheid van parameters

Ook deze gevoeligheidscoëfficiënt is onderhevig aan de onzekerheid in de onderliggende parameters. Daarom is net als voor de modeluitkomsten ook voor deze coëfficiënt de onzekerheid bepaald met behulp van een Monte Carlo simulatie.

De algemene bevindingen en gevolgen voor de toepassing van het model zijn in de volgende paragraaf beschreven.

6.1.2 Resultaten gevoeligheidsanalyse

Onzekerheid modeluitkomsten

In eerdere toepassingen van het RAM model zijn parameters zo gekalibreerd dat de vervangingswaarde (R_0) gelijk aan 1 is (met andere woorden de populatie is dan stabiel). Uit de huidige simulaties blijkt dat de gekalibreerde parameters in een aantal gevallen behoorlijk ver van de meest waarschijnlijke waarden (modi) liggen. Het voorstel voor toekomstige berekeningen is daarom ook om van de kalibratie af te zien, aangezien het model toch alleen voor relatieve impacts gebruikt kan worden. Wel zullen de Monte Carlo simulaties nodig blijven om onzekerheid bij dergelijke berekeningen inzichtelijk te maken. Hierbij is het belangrijk te realiseren dat alleen de onzekerheid voortvloeiend uit die van de parameters inzichtelijk wordt. Bij de simulatie wordt impliciet aangenomen dat het model conceptueel juist is, met andere woorden, dat er geen onzekerheid schuilt in het modelconcept an sich. Deze aanname is in een expert meeting bevestigd.

Gevoeligheid van het model voor de verschillende parameters

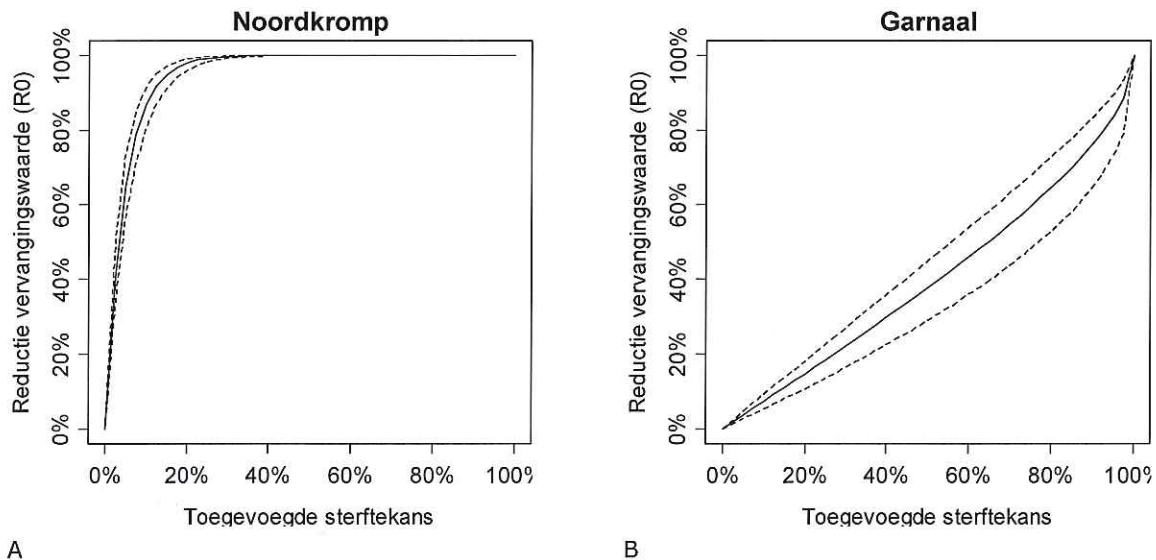
De vervangingswaarde (R_0) wordt berekend aan de hand van een vijftal parameters:

- het aantal juvenielen dat een volwassen individu produceert per jaar (R);
- de overlevingskans van een juveniel individu per jaar (C_{juv});
- de overlevingskans van een volwassen individu per jaar (C_{ad});
- de duur van het juveniele stadium in jaren (T_{juv});
- de duur van het volwassen stadium in jaren (T_{ad}).

Van elke parameter is de gevoeligheid voor de modeluitkomst bepaald, voor een set van bentos 12 soorten. Vooral de overlevingskans (C_{juv} en C_{ad}) is in de context van visserij een interessante parameter aangezien deze direct door deze activiteit wordt beïnvloed. Voor de Noordkromp en de Garnaal is dit in een voorbeeld uitgewerkt (Figuur 27). In dit figuur is te zien hoe de vervangingswaarde (R_0) reageert op het toevoegen van een sterftekans aan de natuurlijke sterfte. Stel dat voor zowel de Noordkromp als de Garnaal 10% extra directe sterfte optreedt door een visserij activiteit dan heeft dat voor de Noordkromp veel grotere gevolgen (87% reductie van R_0) dan voor de Garnaal ('slechts' 7% reductie van R_0). Andersom geldt dat vermindering van de toegevoegde sterftekans door verlaging van de visserij van bv 100% naar 25% bij de Noordkromp nauwelijks effect heeft op de R_0 , maar bij de Garnaal wel (zie Figuur 27).

In werkelijkheid is de directe sterfte als gevolg van visserij afhankelijk van verschillende factoren. Belangrijk is om te weten hoe vaak een vistuig een bepaald oppervlak bestrijkt en of dit gebied gestructureerd of willekeurig wordt bevestigd. Daarnaast is het belangrijk wat de overlevingskans is voor een individu bij het eenmalig passeren van een vistuig. Dit is afhankelijk van de soort (zit een soort bijvoorbeeld diep in de bodem of juist dicht op het oppervlak?) en van het vistuig (bijvoorbeeld zware boomkor versus garnalenkor).

Wanneer deze gegevens bekend zijn kunnen verschillende visserij scenario's met elkaar vergeleken worden (bijvoorbeeld huidige visserijintensiteit versus halvering van de intensiteit).



Figuur 27 *Relatieve reductie van de vervangingswaarde (R_0) als gevolg van 'toegevoegde' sterftetekans bovenop de natuurlijke sterftetekans voor de Noordkromp (A) en Garnaal (B). Doorgetrokken lijn laat mediaan van de Monte Carlo simulatie zien, stippellijnen de 95% zekerheidsgrenzen. Uit dit figuur blijkt dat directe effecten op overleving veel sterker uitwerken op een Noordkromppopulatie dan op een garnalenpopulatie.*

Meer in zijn algemeenheid zijn de onderstaande bevindingen gedaan omtrent modelgevoeligheid voor de parameters.

De modelgevoeligheid wordt voornamelijk bepaald door de levensduur van de juvenielen en vervolgens door de overlevingskansen van adulten en juvenielen. Echter de levensduur van de juvenielen is geen aangrijpingspunt in het model voor effecten van menselijk gebruik. De ecologische relevantie van deze parameter, en dus de gevoeligheid van het model ervoor, ligt in de combinatie van juveniele levensduur en overlevingskansen van juvenielen als gevolg van een drukfactor. Want, als je lang juveniel bent heb je als soort ook lang last van juveniele mortaliteit.

Het blijkt uit de simulaties dat op populatieniveau de Noordkromp de meest gevoelige soort (van de 12 soorten) is voor directe effecten op overleving. Hierbij wordt de relatie als hiervoor beschreven geïllustreerd: Als je lang leeft, heb je als soort lang 'last' van mortaliteit.

Het model is het minst gevoelig voor veranderingen in de duur van het adulte stadium en het aantal nakomelingen.

6.1.3 Discussie en aanbeveling

Het CUMULEO-RAM model is 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, te interpreteren en te bediscussiëren.

We veronderstellen daarom dat de inzet van CUMULEO-RAM ondersteunend kan zijn in het bepalen van de effecten op diverse populaties en het simuleren van het potentieel van een populatie als gevolg van verminderde visserijdruk. Veelal wordt er gebruik gemaakt van expert judgement in de beoordeling van scenario's. Het model kan hierin sterk ondersteunend zijn omdat het aansluit bij algemeen geaccepteerde ecologische aangrijppunten, maar objectief de relatieve verschillen tussen scenario's kan beschrijven.

Met betrekking tot de zoneringsvragen voor Centrale Oestergronden en Friese Front, kan CUMULEO-RAM uiteindelijk worden toegepast om:

- het verschil in effect op soorten als gevolg van **verschillende visserij-typen** te simuleren
- het verschil in effect op soorten als gevolg van verschillende **visserij –intensiteiten** te simuleren

Er zijn echter voor de vraagstelling over de zoneringsvragen op het Friese Front en Centrale Oestergronden nog wel een aantal beperkingen en aanvullende opmerkingen te maken in literatuurkennis/expertkennis. Dit is uitgewerkt in de volgende sectie

6.1.4 Aanvullende benodigde kennis/data

VMS data met informatie over toegepast tuig is vooralsnog beperkt tot Boomkor (TBB), Ottertrawl (OTB) en Paired trawl (PTB). Verder onderscheid binnen deze visserijtypen kan nog niet worden gemaakt. Bovendien is er de beperking dat bij sommige visserijen zoals bordentrawl (bv twinrig en paired trawl) de variëteit zodanig groot is dat er geen juiste afleiding van beïnvloed oppervlak kan worden gehanteerd. Aanvullende informatie en keuzes in de standaardisatie van deze informatie zijn bepalend voor de scenario-mogelijkheden.

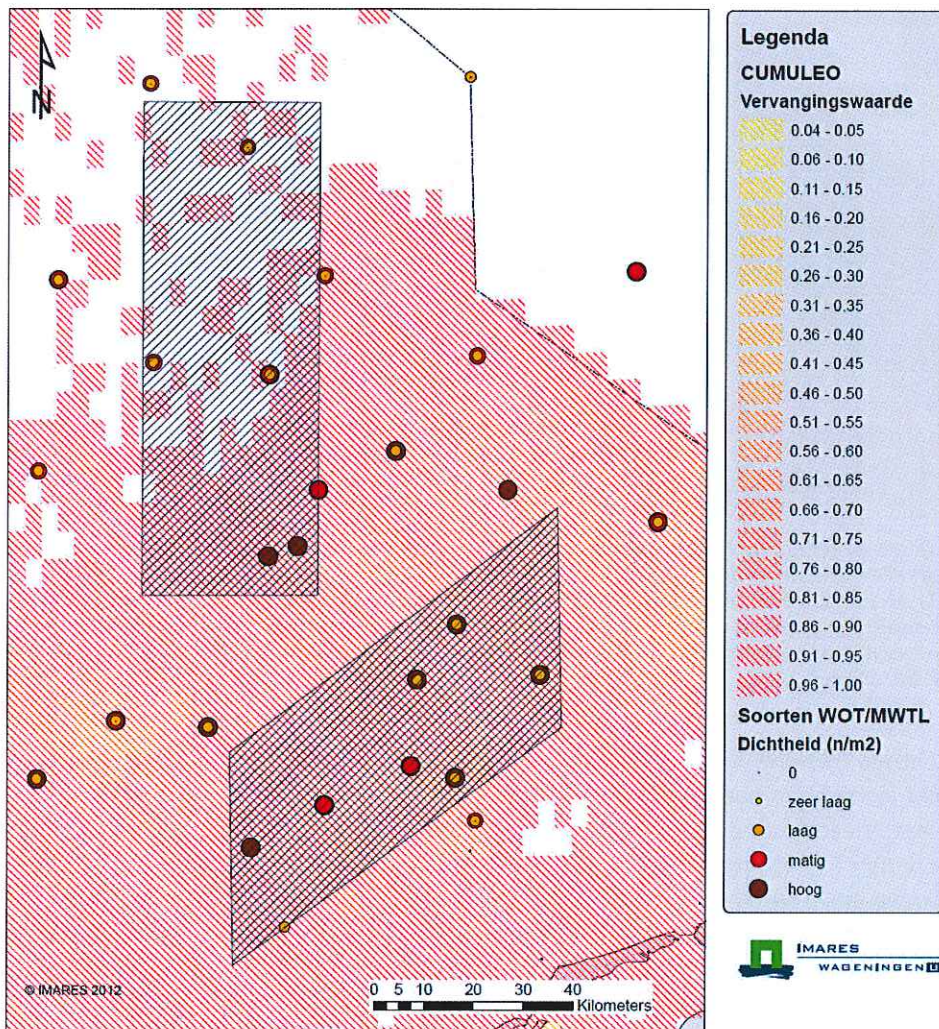
De data van activiteiten, drukfactoren en ecosysteemcomponenten dienen met dezelfde resolutie in kaart te worden gebracht. Omdat dit vaak niet het geval is bij aanvang van de berekening, dient hier een standaardisatie te worden toegepast. Dit kan betekenen dat er informatie verloren gaat, of dat er een kunstmatig hoge resolutie ontstaat. De te maken afweging is projectafhankelijk. Het is overigens niet altijd noodzakelijk om ruimtelijk expliciet te werken. In die gevallen speelt standaardisatie van de ruimtelijke resolutie dus geen rol.

Het inschatten van de directe sterftetekans als gevolg van bodemberoerende visserij is moeilijk. Met betrekking tot de gehanteerde dosis-effect relaties zou het model gesterkt worden als voor verschillende visserijtypen beter in kaart wordt gebracht wat de directe effecten (sterftetekans) op soorten zijn. Voor de sterftetekans worden de meeste waarden gebaseerd op literatuurgegevens of afgeleiden daarvan. Hierbij is gebleken, bijvoorbeeld in de studie van De Mesel et al. (2012) dat er nagenoeg geen onderscheid te maken is tussen de sterftetekans door kleine en grote boomkorvisserij. Deze wordt in de uitwerking van het model vooralsnog als gelijk verondersteld.

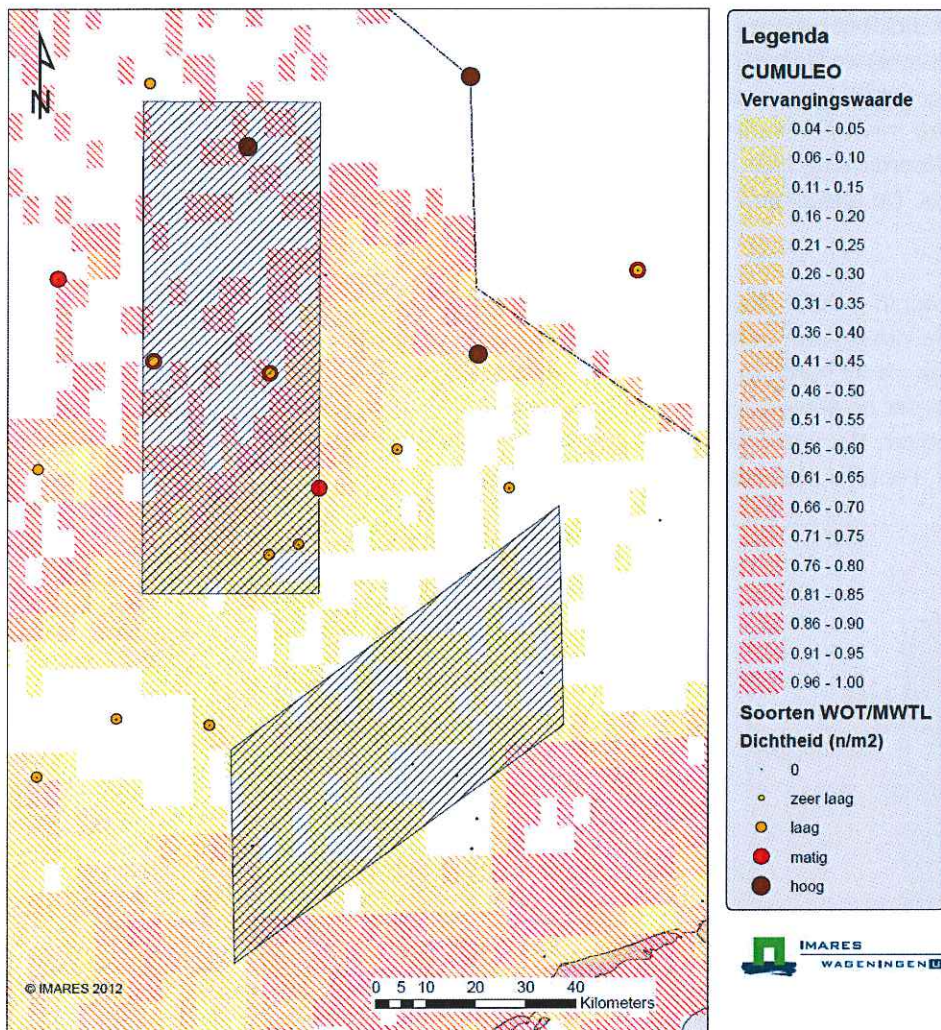
Voor andere typen visserij is het ook lastig om de sterftetekansen af te leiden. Voor de garnalenkor (voor Friese Front en Centrale Oestergronden niet relevant, maar wel als algemene visserijvorm) zijn bijvoorbeeld ook weinig literatuurgegevens met betrekking tot sterftetekansen bekend. Er wordt doorgaans aangehouden dat de sterftetekans voor de garnalenkor 0.15 maal die voor de boomkor is, zoals voorgesteld door (Rijnsdorp A.D. et al. 2006). Daar waar geen literatuurgegevens beschikbaar zijn wordt tot op heden een inschatting op basis van expert judgement gebruikt. Momenteel wordt er door IMARES in opdracht van EL&I/EZ experimenteel onderzoek gedaan naar de effecten van garnalenvisserij in de Nederlandse kustzone. Dit zou ook voor de relatief nieuwe visserijvormen als pulswing en sumwing aan de orde zijn.

Figuur 28 en Figuur 29 laten een uitsnede van een deel van de resultaten van De Mesel et al. (2012) zien. In de figuren wordt zichtbaar dat bij een gelijke visserijintensiteit (want beide kaarten zijn op gegevens uit 2010 gebaseerd) de Noordkromp meer op populatieniveau potentieel meer geschaad wordt dan de *Callianassa* (gangenstelsel makend kreeftje). Dit terwijl de directe gevoeligheid van beide soorten gelijk is ingeschat bij deze modelberekeningen. Het verschil wordt verklaard door het verschil in populatiedynamiek. De Noordkromp leeft lang en is daarmee gevoelig voor directe effecten op de jaarlijkse overlevingskans. De *Callianassa* leeft relatief kort en is daardoor juist minder gevoelig voor dit effect.

Verder lijkt de Noordkromp in minder grote dichtheden voor te komen daar waar de vervangingswaarde laag is (als gevolg van de visserijintensiteit) (Figuur 29). Of dit verband statistisch significant is, moet nog worden getoetst. Ook als dit verband significant is, hoeft er nog geen causaal verband met visserij te zijn. Het zou ook kunnen dat de gebieden waar de visserijintensiteit hoog is sowieso niet geschikt voor de Noordkromp is als habitat. Het verband tussen vervangingswaarde en *Callianassa*-dichtheden is op het oog minder duidelijk. Dit zal nader bestudeerd moeten worden .



Figuur 28 Centrale Oestergronden en Friese Front (zwarte arcering) en in het kader van het project 'Trends in indicatoren van KRM-Zeebodintegriteit' (De Mesel et al. 2012) berekende vervangingswaarden (R_0) (rood-gele arcering) voor *Callianassa* (Moddergarnaal) in het jaar 2010. Beoordeelde activiteiten in dit gebied zijn visserij met grote en kleine boomkor en garnalenkor. Cirkels geven weer de waargenomen *Callianassa* dichtheid op MWTL monsterpunten, cumulatief over elkaar geplot voor de jaren 1997 tot en met 2010.

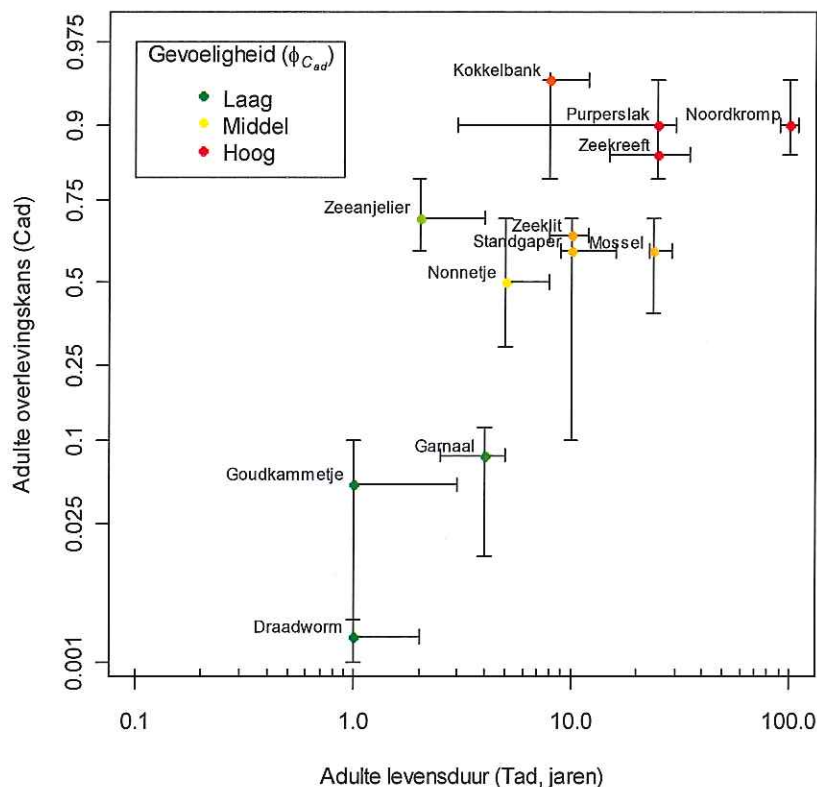


Figuur 29 Centrale Oestergronden en Friese Front (zwarte arcering) en in het kader van het project 'Trends in indicatoren van KRM-Zeebodintegriteit' (De Mesel et al. 2012) berekende vervangingswaarden (R_0) (rood-gele arcering) voor de Noordkromp in het jaar 2010. Beoordeelde activiteiten in dit gebied zijn visserij met grote en kleine boomkor en garnalenkor. Cirkels geven weer de waargenomen Noordkromp dichtheid op MWTL monsterpunten, cumulatief over elkaar geplot voor de jaren 1997 tot en met 2010.

De soortenkeuze voor Centrale Oestergronden en Friese Front zou in een volgende studie kunnen worden aangepast. Er kan gedacht worden om naast algemene Noordzeesoorten ook specifiek een aantal indicatieve soorten voor het Friese Front en de Centrale Oestergronden op te nemen. Daarbij kan er met name worden gelet of deze soorten kenmerkend zijn voor de KRM-criteria, zoals langlevendheid of hoge biomassa. Van de soorten die in De Mesel et al (2012) zijn opgenomen zijn bv de Noordkromp (*Artica islandica*) en *Callianasa* kenmerkend voor respectievelijk de Centrale Oestergronden en het Friese Front. De Noordkromp is binnen de KRM kenmerkend als langlevende soort. *Callianasa* draagt weliswaar bij aan de bodemstructuur en daarmee aan de zeebodintegriteit, maar bodemstructuurvormende organismen zijn niet specifiek opgenomen als een KRM-criterium.

Wanneer exacte parameterwaarden onbekend zijn voor een soort kan een inschatting van ranges in de parameterruimte al helpen. Figuur 30 maakt hierin het een en ander inzichtelijk. In deze figuur is de adulte levensduur uitgezet tegen de adulte overlevingskans, waarmee een deel van de parameterruimte

zichtbaar wordt. Het blijkt dat de positie in deze ruimte sterk bepalend is voor de gevoeligheid van een soort voor directe effecten op overleving. Als bekend is waar een andere soort zich ongeveer bevindt in deze ruimte, kan een inschatting worden gemaakt van de gevoeligheid van deze soort (ten opzichte van de weergegeven soorten).



Figuur 30 Adulte levensduur (T_{ad}) (exclusief juveniele fase) in jaren tegen de overlevingskans per jaar van een adult individu (C_{ad}). Beiden zijn parameter in het model om de vervangingswaarde (R_0) te berekenen. x -As is op logaritmische schaal, de y -as op normaal waarschijnlijkheidsschaal. Cirkels geven de meest waarschijnlijke parameterwaarden (modi), foutbalken geven de minimum en maximum waarden zoals vastgesteld door Schobben et al. (1996). Kleur van de cirkels geeft aan hoe gevoelig het model is voor een effect op de overlevingskans (bijvoorbeeld door visserij).

6.2 Zoneringsmodel: Marxan

6.2.1 Inleiding op Marxan

Marxan is een beslissingsondersteunende tool dat in vele discussies omtrent zoneren en conserveren van gebieden wordt gebruikt in het stakeholderproces. Marxan wordt wereldwijd toegepast als hulpmiddel, maar kent in Nederland en op de Noordzee nog geen uitwerking.

Marxan is een software programma dat ondersteuning kan bieden in het proces van aanwijzen van gebieden, waarbij rekening wordt gehouden met zowel ecologische, sociale⁵ en economische doelen en belangen. Marxan is erop gericht gebieden voor "zoning/conservering" aan te wijzen met een optimum

⁵ Sociale aspecten kunnen desgewenst worden opgenomen in een kaart- soortgelijk aan de invoer van ecologie, bv "te beschermen waarde". Anderzijds kunnen sociale belangen worden omgezet in een monetaire kaart. Een derde optie is om de sociale waarden als "no go" area mee te nemen (uitgesloten voor de berekening).

voor alle doelen. Hierbij wordt gebruikt gemaakt van geografische kaarten (data) van ecologie (bv. soorten, habitats), en kaarten met een monetaire waarde (welk gebied levert hoeveel Euro op). De Marxanberekeningen leiden tot een optimale vormgeving van een netwerk van beschermde gebieden, gegeven de beschikbare gegevens, gemaakte keuzes en randvoorwaarden.

Uit voorgaande tekst komt naar voren dat Marxan een optimalisatie uitvoert, die een zo 'goedkoop' mogelijke oplossing zoekt voor de diverse te behalen natuurbeschermingsdoelen. "Goedkoop", betekent in andere woorden, het minste verlies van opbrengt voor bv de visserijsector als gevolg van de zonering. Eén van de meest eenvoudige oplossingen om tot een kostenkaart te komen is om beschermd oppervlak (km²) als kostenpost te beschouwen. Het resultaat van Marxan beslaat dus een zo klein mogelijk totaal oppervlak, dat – indien haalbaar – alle gestelde natuurbeschermingsdoelen waar kan maken.

In de exercities met Marxan worden een aantal randvoorwaarden gehanteerd. Over de randvoorwaarden kan in het proces worden overlegd en afstemming worden bereikt tussen betrokken partijen (stakeholders). Belangrijke onderdelen waarover in dit proces gesproken dient te worden zijn, welke soorten of andere te beschermen natuurwaarden (b.v. biodiversiteits-indices, habitat-kenmerken) van belang zijn om mee te nemen in het proces. Ook is het van groot belang om een zo breed mogelijk gedragen kaart af te spreken die als -te minimaliseren-"kosten" (dus eventueel verlies bij sluiting) in de analyse wordt meegenomen. Dit is bv een kaart die de -huidige of verwachte- "opbrengsten" van het gebied weergeeft (vóór sluiting).

In dit project is een pilot van Marxan gedraaid, om erachter te komen waar tijdens het doorlopen van het model, keuzes gemaakt moeten worden, die bepalend zijn voor de uitkomsten. Door deze expliciet te maken wordt het duidelijk hoe deze keuzes uitwerken op de eindresultaten, en waar in het proces extra aandacht aan de afwegingen en onderbouwing moet worden besteed om te komen tot betrouwbare en gedragen uitkomsten.

6.2.2 Pilotbeschrijving

De pilot heeft tot doel om de kritische aspecten van Marxan te onderzoeken en te achterhalen op welke aspecten meer informatie nodig is, of keuzes voor te leggen aan de stakeholders.

In de pilot zijn de volgende aannames gedaan:

6.2.2.1 Kosten (Monetaire waarde)

De studie draait om zonering van visserij. De kosten voor het instellen van gesloten gebieden voor visserij worden hier bepaald. Kosten (monetaire) kaarten werden ten tijde van de uitvoering bijgewerkt. Daarom is gekozen om met een proxy te werken en visserijinspanning als maat voor de kosten van het natuurbeschermingsgebied te nemen. Met andere woorden; het plaatsen van een MPA kost 'ons' een hoeveelheid visserij-inspanning (en dito opbrengst) die in dat gebied niet meer plaats kan vinden.

N.B. Met betrekking tot het KRM element "zeebodemintegriteit is de impact te verwachten uit visserij met bodemberoerende gesleepte tuigen. Alleen deze technieken zijn meegenomen in de kaart van visserijinspanning. Visserij met pelagische netten (getrokken door de waterkolom) of met b.v. stand want kunnen in principe nog steeds in deze gebieden worden toegelaten, immers deze activiteiten brengen geen nadelige gevolgen voor de zeebodemintegriteit met zich mee.

De keuze voor de kaarten is tevens afhankelijk van de beschikbaarheid van data. Niet alle typen bodemberoerende visserij waarvan bekend is dat zij voorkomen in het Friese Front en Centrale Oestergronden zijn nader gespecificeerd in VMS. Voor deze pilot zijn derhalve OTB=otter trawl /bordentrawl, PTB = pair trawl, TBB = boomkor, opgenomen in de visserijinspanningskaart. Er is

gekozen om de Nederlandse visserijinspanning te baseren op de jaren 2005 – 2011, en deze te sommeren. De sommering is gekozen vanwege een ecologische relevantie. Een gesommeerde inspanningskaart doet recht aan de impact op het criterium "langlevendheid". Verliezen qua langlevendheid zoals voor de Noordkromp worden niet gecompenseerd met een verlaagde inspanning het jaar erop- dus integratie over jaren heen geeft een beter beeld, temeer omdat visserijinspanning over de jaren heen iets varieert in de ruimte. De selectie van jaren 2005-2011 is gedaan omdat dit een update geeft van de data die in FIMPAS zijn toegepast (tot en met 2008). Het startjaar 2005 is ingegeven vanuit de beschikbaarheid van data over de gehele vloot vanaf dat jaar. Het betreft ook alleen de Nederlandse inspanning omdat buitenlandse gegevens niet compleet dekkend zijn en een andere resolutie betreft⁶. De visserijkaarten zijn onderdeel van H5, en worden hier niet nader opgenomen.

6.2.2.2 Natuurwaarden.

Het onderhavige zoneringsvraagstuk baseert zich op het realiseren van KRM doelen onder het GMT-element "zeebodemintegriteit". In Bos *et al.*, 2011 zijn ecologische kaarten voor benthische "biodiversiteit" geproduceerd die voor een groot deel analoog zijn aan de criteria die voor "zeebodemintegriteit" gelden, te weten; biomassa, evenness, grote soorten en zeldzame soorten vertaald naar langlevendheid. Voor elk van de ecologische criteria zijn geografische verspreidingskaarten beschikbaar. Wij nemen voor de berekeningen in Marxan deze vier ecologische waarden die kenmerkend zijn voor zeebodemintegriteit onder de KRM.

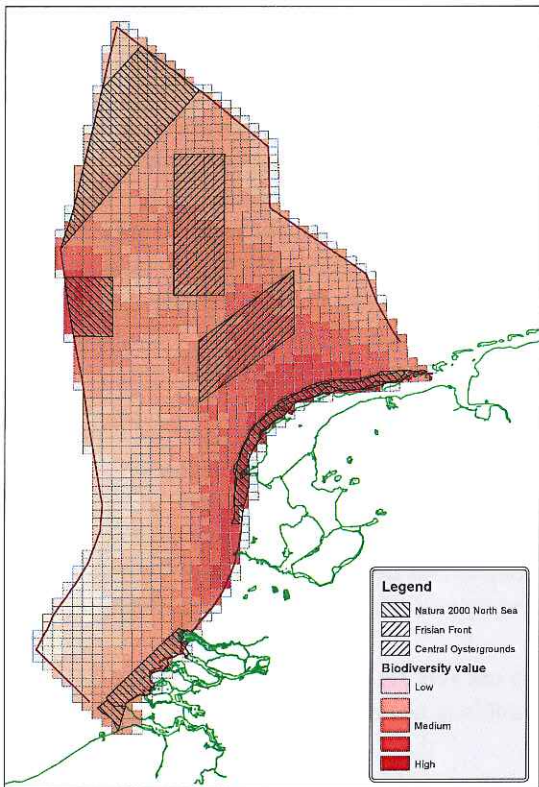
Er is voor de pilot gekozen om de een scenario te bepalen op elk van de "individuele" kaarten, alsmede een scenario waarin alle 4 kaarten worden gecombineerd. Nadien is bekeken hoe de onderlinge resultaten zich tot elkaar verhouden.

Een specificatie van de vier natuurwaarden is als volgt:

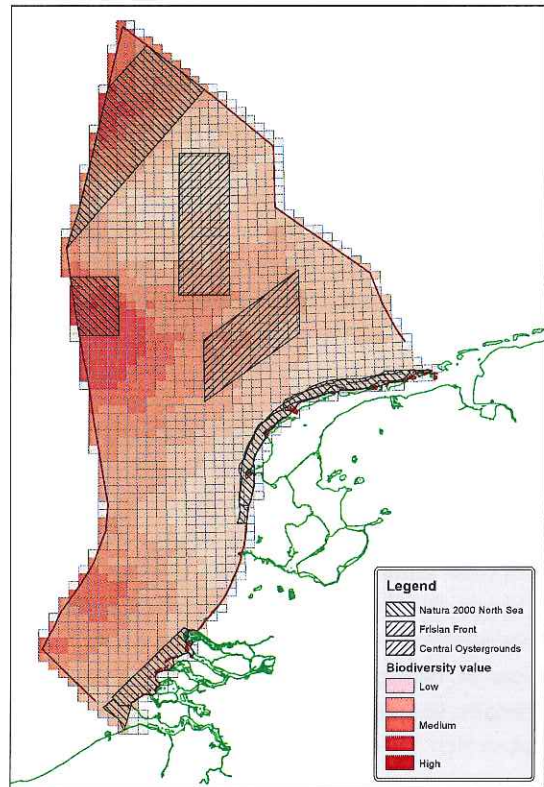
- Biomassa (gewicht per oppervlakte).
- Evenness (oftewel de Shannon-Wiener biodiversiteits-index, deze weegt behalve het aantal soorten, ook de 'balans' mee in de aanwezigheid van soorten, bijgevolg zijn veel soorten met elk matig veel individuen optimaal, veel soorten maar enkele die getalsmatig sterk overheersen is minder maar ook weinig soorten scoort minder hoog).
- Aantal aanwezige soorten met individuele hoge biomassa (in ieder geval in potentie) (max gewicht >1000 mg AFDW) = grote soorten
- Aantal aanwezige soorten met een hoge maximum leeftijd (in ieder geval in potentie) (max. leeftijd >10 jaar)

De classificatie van deze natuurwaarden op het NCP wordt weergegeven in Figuur 31 (A t/m D)

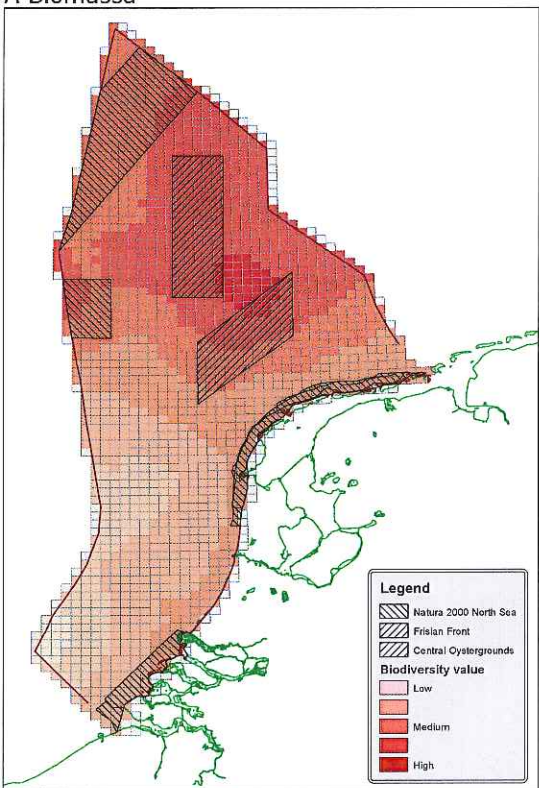
⁶ De buitenlandse vlootsegmenten volgen overigens dezelfde indeling (TBB, OTB, PTB), maar in een veel lager aandeel dan de NL-vloot in deze gebieden (van Oostenbrugge et al 2010).



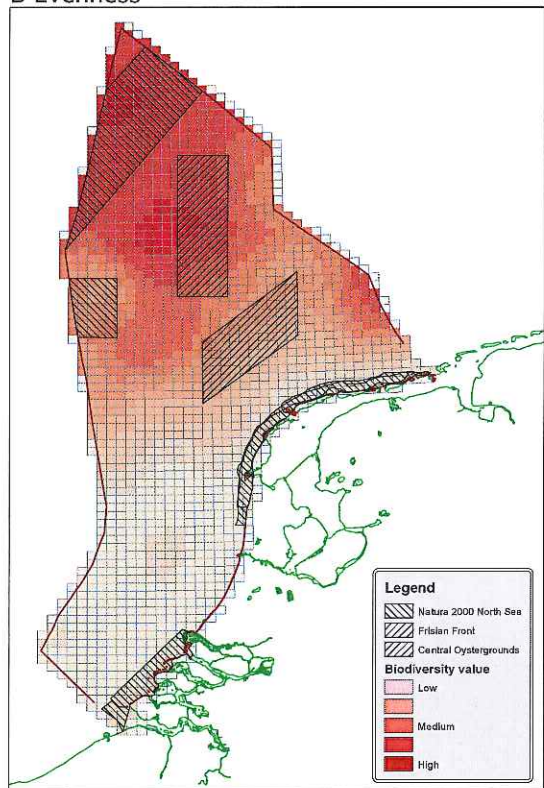
A Biomassa



B Evenness



C Grote soorten



D Langlevende soorten

Figuur 31 Classificatie van de 4 natuurwaarden op het NCP.

6.2.2.3 Ambitie/doelstelling

In de berekening dient een doelstelling (qua bescherming) te worden opgegeven b.v. hoeveel aantallen van een schelpensoort; een percentage van een populatie of een oppervlakte van een bepaalde habitat (b.v. zeegras). In het specifieke geval van KRM beleid is een ambitie neergezet van 10-15% van het NCP te beschermen tegen bodemberoering. Er zijn in diverse beheerplannen, en programma's (zie H3) al afspraken gemaakt. Voor Friese Front en Centrale Oestergronden zou in geval van 10% sluiting van het NCP een 'restaandeel' van nog te beschermen gebied overblijven ter grote van 32 % van het oppervlak van deze 2 gebieden tezamen. In geval van 15% sluiting op NCP niveau betekent het een aandeel van 134% (op Friese Front en Centrale Oestergronden). Voor het ambitieniveau 15% sluiting van het NCP is er dus onvoldoende gebied beschikbaar binnen Friese Front en Centrale Oestergronden. Dit betekent dat er geen zonering binnen deze gebieden nodig is. In deze pilot is daarom uitgegaan van de 10% NCP ambitie. De doelstelling kan behaald worden over beide gebieden in combinatie (gekozen instelling).

6.2.2.4 Uitgangspunten

De ecologische waardenkaarten omschrijven het gehele NCP, en niet alleen de gebieden onder studie. De ranges van waarden zijn als gevolg daarvan ook gebaseerd op het gehele NCP. Het kan zijn, dat bepaalde ecologische waarden op het Friese Front, of de Centrale Oestergronden ten opzichte van het NCP relatief laag zijn.

Een Marxan berekening resulteert in een zogenaamde "Beste Oplossing" waarbij de ecologische waarde en economische waarde van een gebied tegen elkaar worden gewogen. Hierbij moet rekening worden gehouden met een aantal basisaannames.

'Beste oplossing' slaat hierbij op de beste van het aantal runs binnen de berekening. Hierbij is gekozen voor 100. Dit is in overeenstemming is met het minimum aantal dat wordt geadviseerd.

6.2.3 Belangrijke observaties en aannames bij het inregelen van MARXAN.

6.2.3.1 BLM en SPF

Indien eenmaal is vastgesteld op basis van welke 'kosten' een berekening gaat worden uitgevoerd en voor welke 'soorten' bescherming nodig is, inclusief de doelstellingen (beschermdoel), zijn er nog een aantal parameters binnen MARXAN die ingeregeld moeten worden. Dit zijn de Boundery Length Modifier (BLM), alsmede de Species penalty factor (SPF).

1) Boundary Length Modifier / BLM

Deze instelling bepaalt de omvang van de zone(s). Door deze waarde te verhogen verschuift de oplossing van MARXAN naar grotere, meer aaneengesloten eenheden. Lagere waarden leiden juist tot meer en kleinere gebieden.

Er bestaat geen juiste keuze voor de BLM. De instelling die past bij een gegeven uitdaging hangt af van de voorkeuren die daar gelden, en is dus met name een keuze uit het stakeholder proces, of een specifieke beleidskeuze. Een beleidskeuze kan zijn om bij voorkeur een klein aantal grote en aaneengesloten beschermde gebieden aan te wijzen, omdat die makkelijk te communiceren zijn en eenvoudiger zijn om te handhaven, in zo'n geval kies je een hoge waarde voor de BLM. Bij twijfel over de juiste instelling wordt aangeraden om een reeks berekeningen uit te voeren met b.v. 0.001; 0.01;0.1;1;10;100;1000 als instellingen voor de BLM en de resultaten in te brengen in het afstemmingsproces. Hierbij spelen ook criteria mee als bijvoorbeeld handhavingsmogelijkheden.

2) Species Penalty Factor / SPF

Dit is een parameter die als weegfactor dient om voor een soort (of te beschermen waarde) een betere balans tussen de diverse ingevoerde eenheden te waarborgen. Dit geldt zowel voor de kosten en soorten in de analyse. Een zeldzame toppredator met lage dichtheden en getalswaarde heeft in het algemeen een hogere SPF nodig om voldoende gewicht in de schaal te

leggen vergeleken met een aanzienlijk talrijkere prosoort. Zeker indien de beschermingsdoelen in aantallen te beschermen dieren zijn gespecificeerd.

De balans ten opzichte van de kosten is nodig omdat bij een mismatch in deze b.v. de te beschermen waarden te goedkoop kunnen zijn ten opzichte van de kosten. .

De SPF kan ook gebruik worden om het speelveld te effenen tussen natuurdoelen die in heel verschillende eenheden gespecificeerd zijn.

6.2.3.2 *Natuurdoelen (targets) vaststellen.*

BO-KRM 2012 : MARXAN pilot run

Het afleiden van streefwaarden met betrekking tot de natuurbeschermingsdoelen die beschikbaar zijn:

1. Aantal langlevende soorten
2. Grote soorten (individuen tot een lichaamsgewicht van meer dan 1000 mg AFDW)
3. Gelijkmaticheid (Shannon-Wiener), weegt zowel het aantal soorten als de verdeling van individuen over die soorten (ongeveer gelijk aantal heeft de voorkeur boven overheersing door een paar soorten).
4. Biomassa (op basis van g AFDW/m², in alle soorten en maten)

Deze 4 biodiversiteitsindicatoren vormen elke een 'winst' of 'Gain' voor MARXAN in de berekeningen. Om tot een doelstelling te komen is voor elke biodiversiteitsindicator bepaald hoeveel er beschikbaar is over het gehele NCP. Het totaal is daarbij bepaald door de categorie (=kwaliteitsmaat), vermenigvuldigd met het beschikbare oppervlak. Door deze weging wordt bereikt dat vlakken met een hogere score ook meer bijdragen aan het realiseren van de doelstelling. De doelstelling om 10% van het NCP op te nemen in beschermd gebied is hierbij geïnterpreteerd als 10% van deze totalen. Na aftrek van de bijdrage van de reeds aangewezen Natura2000-gebieden resteert een doelstelling die dan binnen het zoekgebied (Friese Front en Centrale Oestergronden) gerealiseerd moet worden.

In Tabel 10 staan de doelstellingen per natuurwaarde weergegeven.

Tabel 10 *Doelstellingen (km²) per natuurwaarde*

"Natuurwaarde"	Km ²
1 Aantal langlevende soorten	19847.07
2 Grote soorten	17039.02
3 Gelijkmaticheid	12357.19
4 Biomassa	16189.01

De totalen voor elk Gain-veld voor elk metrische zijn bij benadering gelijk. Hierdoor wordt een eerste berekening uitgevoerd met alle Species Penalty Factors (SPF) gelijk d.w.z. met de standaard initiële waarde van 1 (een), iets wat aanvaardbare resultaten zou moeten opleveren. Het blijkt dat de totale kosten (uren visserij-inspanning) veel groter zijn dan de ecologische "opbrengst". Als gevolg hiervan is de 'biodiversiteit' te goedkoop ten opzichte van deze economische kosten en ontstaat een onbalans in de analyse. Met een waarde van 500 voor de SPF ontstaat een 'level playing field'. Zoals onderstaande tabel verduidelijkt, is er ongeveer 500 keer meer visserij-inspanning in de kostenkaart dan er waarde in de biodiversiteitskaarten zit. In deze analyse moet dus iets "herschaaft" worden om beide invoeren aan elkaar gelijk te stellen.

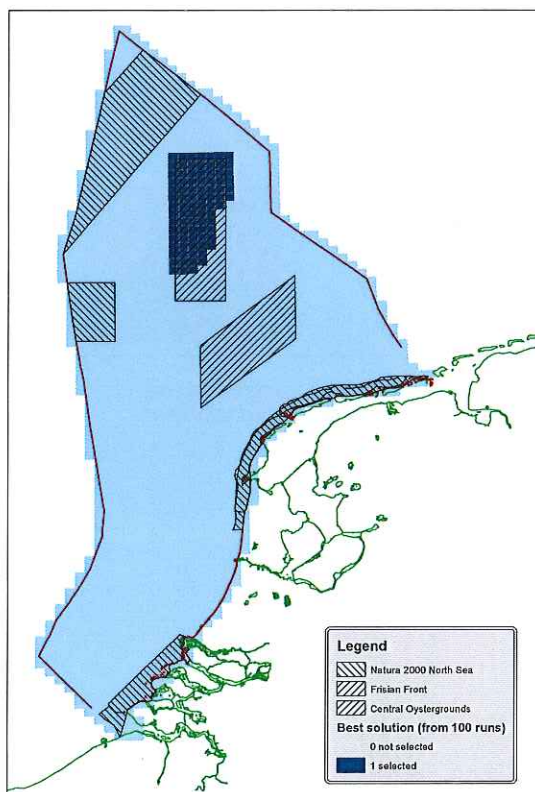
De basiswaarde voor de BLM (te weten 1) bleek in de praktijk te voldoen en andere instellingen zijn in de pilot niet verkend.

6.2.4 Zonering "beste oplossingen"

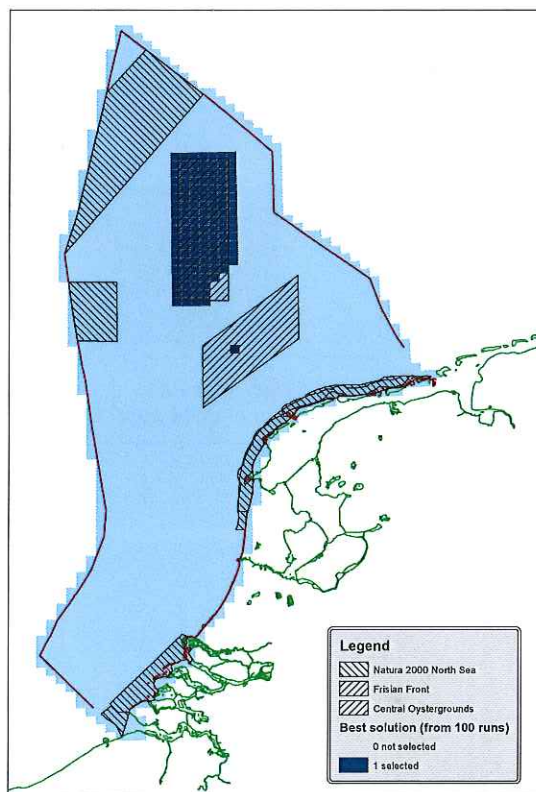
De ecologische input data zijn 4 ecologische waardenkaarten (evenness, biomassa, grote soorten en langlevende soorten), en deze waarden zijn niet gelijk verdeeld over het Friese Front en de Centrale Oestergronden (Bos *et al.*, 2011, Figuur 31).

De economische input data is visserijinspanning (effort,) en deze is ook niet gelijk verdeeld (zie H4) in de ruimte.

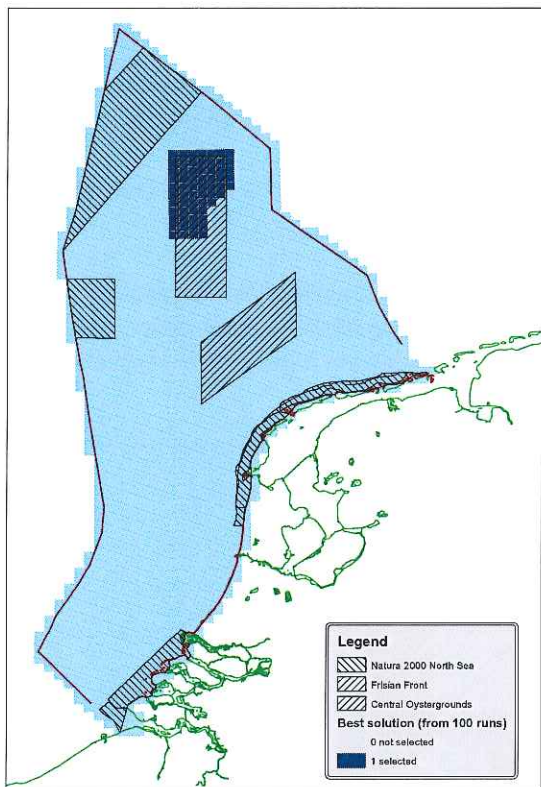
In volgende 5 figuren (Figuur 32 t/m Figuur 36) wordt voor 5 verschillende scenario's weergegeven wat de beste oplossing (best solution) is in termen van de "laagste kosten" op basis van niet meer realiseerbare visserij-effort. De 5 scenario's zijn gebaseerd op 4 verschillende natuurwaarden (zie ook uitleg keuzes), alsmede de combinatie van de 4.



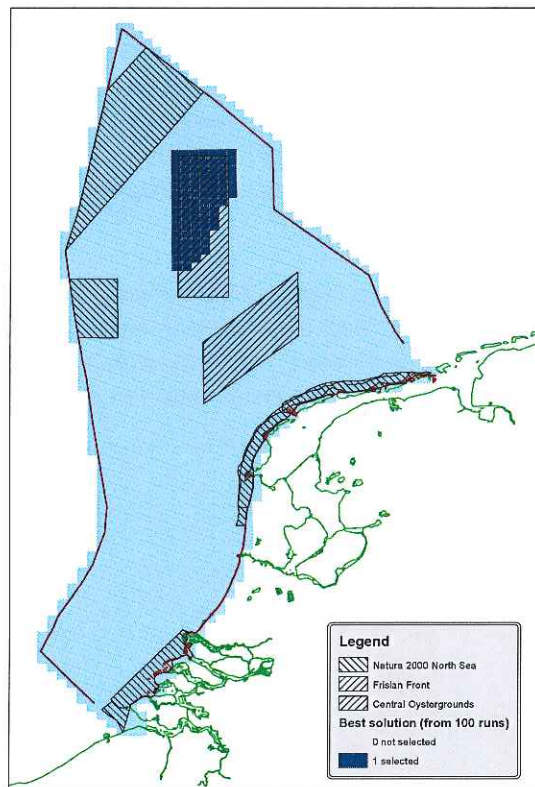
Figuur 32 Beste oplossing gebaseerd op natuurwaarde "biomassa".



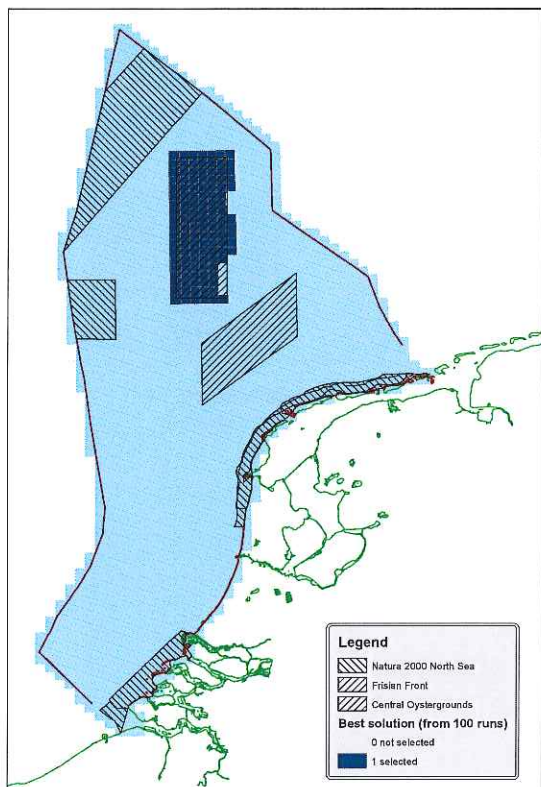
Figuur 33 Beste oplossing gebaseerd op natuurwaarde "Evenness".



Figuur 34 Beste oplossing gebaseerd op natuurwaarde "langlevende soorten".



Figuur 35 Beste oplossing gebaseerd op natuurwaarde "grote soorten".



Figuur 36 Beste oplossing op basis van alle vier natuurwaarden (biomassa, evenness, grote soorten, lang levende soorten).

Alle oplossingen (gegeven de ingestelde keuzes) geven aan dat de "beste oplossing" gevonden wordt op de Centrale Oestergronden, vanuit het noordwesten zuidwaarts georiënteerd. Er zijn geen delen van het Friese Front die in deze beste oplossingen worden opgenomen. Dit komt voort uit het feit dat het Friese Front in verhouding tot de Centrale Oestergronden te "duur" is, en de gebruikte natuurwaarden hier niet tegenop wegen.

Wanneer de scenario's onderling worden vergeleken valt op dat de 4 toegepaste natuurwaarden op het niveau van Friese Front en Centrale Oestergronden niet gelijk zijn aan elkaar. De 4 ecologische waarden waarden zijn immers elk geschaald op de eigen "natuurwaarde" op de schaal van het NCP. (De beschermingsdoelstelling is immers gesteld op NCP niveau.)

In Marxan komt deze heterogeniteit in ecologische waarde tot uiting, namelijk dat er mogelijk meer "gewogen" oppervlak van natuurwaarde "a" nodig is dan van natuurwaarde "b". Uit de figuren Figuur 32 t/m Figuur 35 komt de ongelijkheid van het gewogen oppervlak duidelijk naar voren. Afhankelijk van de natuurwaarde is er meer of minder oppervlak nodig om tot dezelfde beschermingsdoelstelling te komen. Evenness (Figuur 33) als natuurwaarde heeft verhoudingsgewijs een lage waarde op Centrale Oestergronden en Friese Front (op bv de Klaverbank is de Evenness waarde hoger). In de gewogen berekening komt Marxan tot een oplossing met een hoger benodigd oppervlak voor evenness dan bv voor "langlevende soorten" (zie figuren en Tabel 11). "Langlevende soorten" blijkt in de berekening de 'goedkoopste' oplossing. Qua bijdrage heeft deze natuurwaarde de hoogste dichtheid van ecologische waarde juist in gebieden met een lage visserij-effort.. Het totaal oppervlak dat Marxan op basis van "langlevende soorten" als oplossing aanbiedt, is dan 2220 km².

Evenness daarentegen is heeft op de Centrale Oestergronden en het Friese Front een relatief lage waarde (t.o.v. NCP). Omdat de berekening echter gepaard gaat met een "gewogen" score, wordt voor evenness relatief meer oppervlak voor de beste oplossing gereserveerd. Daarmee wordt dit een relatief duurder oplossing, want er wordt meer visserij-effort ingeleverd bij dit scenario.

In het totaal scenario (alle 4 natuurwaarden tezamen), blijkt dat evenness de sturende natuurwaarde is.

In de figuren is te zien dat de gekozen oplossingen iets buiten de begrenzing van de Centrale Oestergronden gaat. Deze "overshoot" is een gevolg van de resolutie van de ICES 'gridcellen' (effort in 1/100th ICES-rectangles). Een relatief groot aantal van deze cellen liggen slechts in beperkte mate binnen de Centrale Oestergronden of het Friese Front. In deze berekening is ervoor gekozen deze gridcellen (met beperkte overlap) in zijn geheel mee te nemen in de mogelijke oplossing. Er kan echter ook voor gekozen worden om deze cellen uit te sluiten. De gepresenteerde oplossing wijkt dan waarschijnlijk iets af, en mogelijk gridcellen binnen het Friese Front selecteren.

Tabel 11 Kosten in termen van te beschermen oppervlak en "in te leveren" effort per scenario/natuurwaarde.

scenario	Natuurwaarde	Kosten			
		Oppervlak (km ²)	%	Visserij Effort (kwu)	%
A	Biomassa	3014	70%	602474	34%
B	Grote soorten	2870	66%	532862	30%
C	Langlevende soorten	2220	51%	342846	19%
D	Evenness	4390	102%	1758392	99%
E	Alle vier samen	4319	100%	1768885	100%

6.2.5 Discussie en aanbeveling Marxan

6.2.5.1 Inzetbaarheid Marxan in stakeholderproces

Berekeningen in Marxan resulteren in kaarten met daarin ruimtelijke zones waarbij een optimale balans ("beste oplossing") tussen baten voor de ecologie en kosten voor de economie (hier visserij) wordt nagestreefd. Zoals de voorbeelden van deze pilotstudie illustreren, kunnen er afhankelijk van de uitgangssituatie (bv keuze natuurwaarden of de afbakening van geselecteerde zoekgebieden) meerdere "beste oplossingen" worden gepresenteerd. De "beste oplossingen" qua zones, kosten (de consequenties in EUR) en opbrengsten dienen vooral als instrument om de dialoog voort te zetten en tot een gedragen proces en uiteindelijke overeenstemming te komen.

Vanuit zoneringsprocessen (bv Doggersbank, pers. comm. D. Goldsborough), is bekend dat de acceptatie van te zonerende gebieden berust op de acceptatie van onderliggende data, en de eventuele transparantie van het/de onderliggende principe/bewerking van de data. In de afsluitende discussie wordt hierop meer ingegaan, maar voor nu zoomen we in op de mogelijke rol van Marxan in het stakeholderproces.

Marxan wordt door de auteurs van deze rapportage beschouwd als een geschikte ondersteunende tool in het stakeholderproces rondom het zonerende van het Friese Front en de Centrale Oestergronden. De inzetbaarheid gaat echter wel gepaard met een aantal primaire keuzes van in te brengen waarden. Om tot acceptatie van resultaten uit Marxan te komen, wordt idealiter de mogelijkheid gecreëerd om stakeholders te betrekken in de mogelijkheden en daar waar relevant keuzes van ecologische waarden, alsmede de waarde van visserijinspanning per type visserij. Een aantal rekenkundige zaken kunnen tevoren worden toegelicht en er kan overeenstemming (of niet) worden bereikt over de in te zetten data. Op basis van deze keuzes kunnen meerdere scenario's worden uitgewerkt en vervolgens worden gepresenteerd aan alle stakeholders. Op basis van invoer van diverse ecologische waarden kunnen er uiteenlopende "beste oplossingen" naar voren komen (uiteenlopende zones). In het proces kan vervolgens worden besproken waar de nadruk op moet worden gelegd. Sommige criteria gaan immers niet hand in hand. Er zou bijvoorbeeld een discussie kunnen ontstaan over de vraag: "Vinden we biomassa belangrijker dan langlevende soorten?". Alternatief kan zijn dergelijke natuurwaarden te verrekenen tot één enkele ecologische waarde die in Marxan wordt ingevoerd. Een consequentie is echter dat specifieke ecologische informatie in het proces verloren gaat met dergelijke samenvattende waarden, en daarom adviseren wij hierin terughoudend te zijn.

De economische kosten zijn nu berekend in termen van verlies aan effort, gebaseerd op visserijkaarten gecumuleerd over de periode 2005-2011. Een betere benadering is om de opbrengsten te gebruiken. Hiervoor worden historische data gebruikt. Extrapolatie naar de toekomst geeft aan wat er mogelijk aan verlies voor de visserij optreedt, bij gelijke effort en gelijke opbrengst.

De ecologische baten worden eveneens gebaseerd op een tweetal aspecten die nadere nuancering behoeven. Het eerste aspect is het gebruik van historische data en de keuze daarin. Ten tweede geeft Marxan niet aan hoe de populaties zich zullen ontwikkelen bij ingestelde zonering. Het geeft aan welke zone de meeste waarde heeft (of had) voor een soort. Ten aanzien van deze twee aspecten, die beiden aangrijpen op het feit dat de Noordzee-ecologie veranderlijk is, het volgende:

MARXAN is ontwikkeld door de University of Queensland, Brisbane, Australia en tijdens de initiële ontwikkeling was toepassing voor het Great Barrier Reef beoogd. Eén van de kenmerken van koraalsystemen zoals het Great Barrier Reef is dat veel soorten en te beschermen waarden, op bekende locaties liggen en dat ook van jaar tot jaar zo blijft. De meeste succesvolle toepassingen van Marxan gaan over situaties waar de biologische eigenschappen van de locatie van de te beschermen waarde hoog is, zoals bij biologische structuren vaak het geval is (b.v. koraalriffen, zeegrasvelden en kelpwouden).

In het ecosysteem Noordzee gaat deze structuur niet op met de aanpak van MARXAN. Veel organismen in de Noordzee hebben immers geen duidelijke en vaststaande voorkeur voor een specifieke locatie. Van vele benthische soorten als schelpdieren, wormen, kreeften, zeesterren etc. is bekend uit waarnemingen dat ze gedurende vele jaren in hoge dichtheden voorkomen in het ene gebied, waarna ze daar verdwijnen en ergens anders juist weer opbloeien. De relatieve ondiepte en het weinig gedifferentieerde milieu van de Noordzee, maken het dus lastig om met zekerheid iets te beschermen door een bepaalde locatie te beschermen. Dat kan vijf tot tien jaar later immers volledig anders zijn.

Hiervoor zijn oplossingen mogelijk om toch goed te kunnen omgaan met instrumenten als Marxan.

- 1) De gezoneerde gebieden onderwerpen aan andere instrumenten/modellen waarbij meer wordt ingegaan op de ontwikkeling van de gebieden. Dergelijke modellen zijn niet altijd ruimtelijk. Omdat er veel kennisvragen bestaan over de ontwikkeling van benthos onder invloed van (minder) visserij is momenteel een AIO positie bij IMARES ingevuld die de komende jaren op juist dit vraagstuk meer inzicht moet gaan geven.
- 2) Monitoren van de voortdurende aanwezigheid van de te beschermen waarden, ook buiten de beschermde gebieden, en de begrenzing van het natuurgebied aanpassen als daartoe aanleiding is. Belangrijke vraag hierbij is hoe vaak en op basis van welke meetwaarden kan of wil men een dergelijke aanpassing doorvoeren.
- 3) Beschermde gebieden 'overbemeten' zodat ze met hun vastgestelde omvang en locatie met een hoge /afdoende mate van zekerheid een adequate populatie van de diverse soorten zullen kunnen omvatten. Ook als de locaties met de hoogste dichtheden verschuiven. Mogelijk kan binnen de beschermde gebieden nog een aanvullende zonering worden toegepast met bijvoorbeeld minder strikte beschermde zone aan de rand van het te vrijwaren gebied. Nadeel is dat je relatief veel oppervlak als beschermd aan moet wijzen, en dat de kosten omhoog gaan. Voordeel is dat je het minder intensief hoeft te monitoren en omdat het gebied constant is wordt de handhaving mogelijk ook eenvoudiger.

Bij de te gebruiken ecologische kaarten is er dus een scala aan mogelijkheden. Bovendien is de heersende opinie bij Marxan gebruikers dat Marxan betere oplossingen genereert indien gewerkt wordt met meer gegevenssets voor ecologie. Vraag is hoeveel kaarten nodig zijn voor de acceptatie van Marxan. Verspreidingskaarten van individuele soorten vs. gesommeerde kaarten kunnen worden gebruikt. Immers; voor elke mee te nemen soort of andere 'natuurwaarde' voor biodiversiteit of natuur waarvoor een kaart beschikbaar is (wat niet altijd zo is) moet een specifiek doel worden gesteld. Marxan kan met zeker tientallen van dit soort kaarten gelijktijdig overweg. Het raffinement in de eindoplossing neemt met veel kaarten in het algemeen toe. Nadeel is wel dat de berekeningen ook steeds meer tijd zullen gaan vergen, en het minder transparant voor de omgeving wordt. Bovendien is Marxan geen zogenaamde "plug en play" software. Ondanks dat het freeware is, en daarmee toegankelijk is voor een ieder, is ondersteunende software nodig om bv natuurwaardekaarten in te lezen. In bijlage 2 is een overzicht gegeven van benodigde software en randvoorwaarden. Doordat ondersteunende software- en dus stappen- nodig zijn, leent Marxan zich ook (nog) niet voor om "live" scenario's te laten berekenen tijdens discussie sessies.

6.2.5.2 Suggesties voor het uitwerken van scenario's en te gebruiken data

Zoals in de voorgaande sectie beschreven denken wij dat Marxan van toegevoegde waarde kan zijn in het proces rondom zonering van Centrale Oestergronden en Friese Front. Indien ervoor gekozen wordt dit instrument in te zetten, zijn er nog tal van keuzen in de uit te werken scenario's te verkennen.

- Keuze van kenmerkende natuurwaarden. In deze pilot is gekozen voor een viertal natuurwaarden die aansluiten bij KRM criteria. Echter, "Evenness" blijkt een natuurwaarde te zijn die minder kenmerkend en onderscheidend is voor Centrale Oestergronden en Friese Front. De ecologische waarde ten opzichte van het NCP is dermate laag dat er een onevenredig

oppervlak nodig is om tot de gestelde "target" te komen. Wij stellen voor Evenness niet meer op te voeren als natuurwaarde of met een lagere target op te voeren in deze twee gebieden. Ander natuurwaarden zijn wellicht kenmerkender, en kunnen in vervolgstudies beter worden opgevoerd. Optie is om aan te vullen met bv - kenmerkende soortenkaarten (bv de Noordkromp). Een andere aanvulling is het opnemen van extra abiotische datasets gericht op onderscheidende waarden Friese Front en Centrale Oestergronden zoals bv. diepte, sedimentsamenstelling, en aanwezigheid van kenmerken in de waterkolom (zoals fronten). Hierdoor bereik je dat b.v. afhankelijk van je natuurwaarde 'front' ook altijd een deel van het Friese Front in de oplossing zit. Op de Centrale Oestergronden kun je dit immers niet vinden. Dat kan aangevuld worden met verspreidingskaarten (presentie/absentie of dichtheden) van relevante soorten. Deze kaarten kunnen zowel gemodelleerd (b.v. habitatgeschiktheid, dus potentie) als waargenomen (bemonsteringen) zijn. Op basis van expert workshop kunnen keuzen worden gemaakt welke soorten of andere natuurwaarden hiervoor minimaal in aanmerking komen.

- Afbakening van de natuurwaarden. Welke zijn kenmerkend (zie punt hiervoor), maar ook welk monitoringjaar wordt genomen of juist een gemiddelde vanwege het feit van shifting baselines? Expert opinie is hiervoor nodig, maar kon nog niet in deze pilot worden verweven. Afbakening in de tijd geldt voor zowel de ecologische als de economische waarden, bv 10 jaar als minimum. Praktische mogelijkheden (beschikbaarheid datareeksen) is hierbij een aanvullend criterium.
- Als proxy voor visserijopbrengsten is de visserij-effort genomen. In een vervolgstudie is het wenselijk om de opbrengstenkaart te gebruiken. Deze worden momenteel geüpdatet (pers. comm. J.A.E van Oostenbrugge (LEI)). Tevens kunnen in de toekomst mogelijk meerdere visserijtypen worden onderscheiden. Dit is nu nog niet mogelijk binnen de boomkor data, terwijl er wel een transitie gaande is. Rekenkundig dient er dan een aanvullende methode te worden toegepast (Marxan with zones). Dit is in de huidige pilot nog niet verder verkend. Bovendien dient er nader te worden verkend hoe de economische afleiding voor de diverse visserijen wordt bepaald. Dit moet nog in samenwerking met het LEI gebeuren.
- In de pilotstudie wordt de opgegeven zone afhankelijk van de ecologische waarde meer of minder groot qua omvang. In een vervolgstudie is overleg nodig over hoe wenselijk deze variatie is. Het "vastzetten" van het te zoneren gebied (in km² bv) zou beter aansluiten bij de beleidsopgave die ook gesteld is in km². Dit resulteert in betere acceptatie tijdens het stakeholderproces over de te zoneren gebieden.
Echter, Marxan werkt niet met dit type doelstelling, en de consequentie is dat een interpretatie moet worden toegepast op de intrinsieke waarde van de ecologie, die geschaald is op NCP niveau. De 'waarde' van een gridcel (en dus oppervlaktemaat) voor natuurwaarde "a", kan minder waard zijn dan voor natuurwaarde "b". Daardoor berekent Marxan automatisch dat er meer "a" nodig is, dan "b". Het vastzetten van een maximaal aantal gridcellen (en dus km²), resulteert in een ongelijkheid tussen ecologische scenario's. Een juiste oplossing moet worden afgestemd, en inzichtelijk gemaakt middels de toegekende aantallen km², per "beste oplossing".
- In volgende oefeningen met Marxan dient nog meer aandacht te worden gegeven aan tunen van de instellingen van MARXAN, zoals de BLM en SPF, maar ook voor wat betreft hoe hoog de targets kunnen zijn voor de diverse 'te beschermen waarden' om een goede aansluiting bij resp. 10% of 15% te vrijwaren gebied op het NCP te bereiken.

6.3 Habitatgeschiktheidsanalyse

Als onderdeel van deze studie is een geschiktheidsanalyse uitgevoerd om gebieden te selecteren binnen het Friese Front en de Centrale Oestergronden die het meest geschikt zijn om te beschermen tegen bodemberoerende visserij (van Goor-den Held 2011).

6.3.1 Methode

Allereerst is een selectie gemaakt van gevoelige soorten op basis van de studie van (Bos et al. 2011). Als criteria voor gevoeligheid is de levensduur genomen, waarbij soorten met een maximale levensduur van 10 jaar of meer als gevoelig worden beschouwd (Bos et al. 2011). Op basis van data van het BIOMON monitoringprogramma zijn er 41 soorten geselecteerd met een maximale levensduur van 10 jaar of meer. Tweepleppigen zijn door hun bouw en immobiliteit bijzonder kwetsbaar voor beschadiging of sterfte door bodemberoering. Daarom zijn van de 41 langlevende soorten alleen de tweeleppige geselecteerd. Van deze selectie komen 5 soorten voor in de Centrale Oestergronden en/of het Friese Front. Van deze soorten is het ecologisch profiel beschreven (tolerantie of voorkeur voor abiotische omstandigheden zoals diepte, temperatuur, gemiddelde korrelgrootte, slibgehalte van het sediment).

De geschiktheid van het NCP voor de geselecteerde soorten is met behulp van GIS in kaart gebracht door per cel aan te geven of de abiotische omstandigheden binnen of buiten de tolerantiegrens van de soort vallen. De scores van elke parameter zijn opgeteld en gedeeld door het aantal parameters. Omdat de verschillende parameters niet allemaal dezelfde mate van invloed hebben op het benthos zijn deze individueel gewogen (van Goor-den Held 2011). De grootste invloed is toegekend aan het slibgehalte van de bodem. Daarbij zijn de volgende criteria gehanteerd: Een slibgehalte van 0-20% is ongeschikt, een slibgehalte van 20-50% is geschikt. De diepte is van gemiddelde invloed en temperatuur heeft relatief weinig invloed. Omdat de gemiddelde korrelgrootte niet bepalend is voor het voorkomen van de geselecteerde soorten (ligt niet buiten de tolerantiegrenzen), is deze parameter niet meegenomen in de analyse.

6.3.2 Resultaten

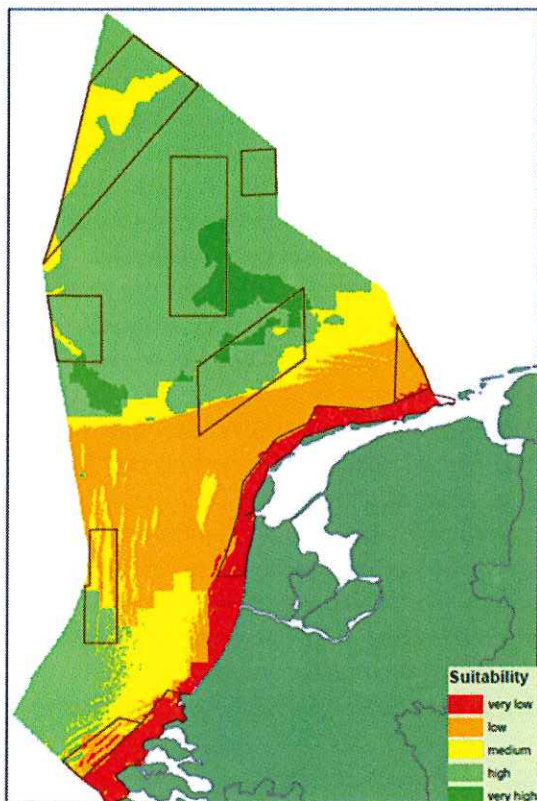
De 5 langlevende tweeleppige soorten die binnen de Centrale Oestergronden en/of het Friese Front voorkomen, staan weergegeven in Tabel 7.

Tabel 12 Gevoelige soorten in de Centrale Oestergronden (CO) en/of het Friese Front (FF) en de tolerantie/voorkeur voor abiotische omstandigheden (van Goor-den Held 2011)

Wetenschappelijke naam	Gewone naam	Maximum potentiële leeftijd (jaar)	Optimale temperatuur (°C)	Substraat	Diepte (m)	Gebied
<i>Arctica islandica</i>	Noordkromp	200	6 - 16	Zand en modder	>30	CO en FF
<i>Hiatella arctica</i>	Noordse rotsboorder	126	-	Zand, modder en grind	0 - 70	CO
<i>Modiolus modiolus</i>	Paardenmossel	80	-	Alle substraten	0 - 150	*
<i>Mya truncata</i>	Afgeknotte gaper	25	-2 - 28	Zand en modder	0 - 70	CO en FF
<i>Chamelea striatula</i>	Venuschelp	20	6 - 20	Zand en modder	5 -55	CO en FF

* *Modiolus modiolus* is binnen de MWTL niet gevonden in beide gebieden maar volgens de Stichting Anemoon (<http://www.anemoon.org/anm/voorlopige-kaarten/kaarten-per-soort/mariene-tweepleppigen/wetenschappelijk/modiolus-modiolus/?searchterm=modiolus>) komt de soort wel voor in de regio.

Op basis van de abiotische omstandigheden van het NCP en de tolerantie/voorkeur van de 5 geselecteerde soorten hiervoor is een habitatgeschiktheid kaart gemaakt, zie Figuur 37. Het hele bodemhabitat in de Centrale Oestergronden is zeer geschikt voor kwetsbare benthos en in het Friese Front is het diepere deel geschikt.



Figuur 37 Habitatgeschiktheid kaart op basis van het ecologisch profiel van 5 gevoelige (langlevende tweekleppige) soorten (van Goor-den Held 2011).

6.3.3 Conclusie en aanbevelingen

Op basis van een geschiktheidsanalyse zijn de meest geschikte gebieden voor bescherming tegen bodemberoerende visserij gesuggereerd (van Goor-den Held 2011). Daarbij is gebruik gemaakt van de tolerantie/voorkeur van kwetsbare benthos (5 langlevende soorten tweekleppigen) voor een aantal abiotische omstandigheden, de abiotische omstandigheden van het NCP en de bodemberoerende visserijintensiteit op het NCP. De Noordkromp bleek de meest bepalende soort, ofwel vertoonde het meest duidelijk verschil in geschiktheid van gebieden. Door middel van het toekennen van arbitraire wegingsfactoren is een meest geschikt te beschermen areaal geselecteerd. Hierbij dient nadrukkelijk te worden gemeld dat deze wegingsfactoren slechts een 1^e aanzet geven, en dat aanpassingen op deze factoren zullen resulteren in andere arealen.

Op basis van deze analyse zijn het noorden en noordoosten van het Friese Front geschikt voor bescherming. Het zuidwesten daarentegen is weinig geschikt voor bescherming. De Centrale Oestergronden is in het geheel geschikt en zelfs zeer geschikt in het zuidoosten.

Een aantal punten is van belang bij de interpretatie van deze analyse:

- Habitatgeschiktheidsanalyse is niet de enige methode om een geschikt gebied te selecteren voor bescherming (van Goor-den Held 2011). De studie van (van Goor-den Held 2011) geeft echter geen alternatieven. Marxan is geschikte methode. In Marxan is echter nog niet gewerkt met soortenkaarten. De verschillen tussen de pilotuitkomsten van Marxan en van onderhavige analyse kan hieraan ten grondslag liggen. Ook zijn de ingestelde wegingsfactoren een belangrijk aspect in de verschillen.

- Habitatgeschiktheid voor soorten kan ook gebaseerd zijn op factoren als stroming en turbiditeit. Deze zijn in de studie van Van Goor-den Held 2011 niet opgenomen, en kan overwogen worden voor een opvolgende studie. Het meenemen van meerdere parameters kan de transparantie en duidelijkheid van het geschiktheidsmodel reduceren (van Goor-den Held 2011), maar wij adviseren het wel te doen aangezien in natuurlijk dynamische gebieden zoals de Noordzee (veel sediment transport, hoge mate van erosie) visserij minder effect heeft op het benthos dan in laag dynamische gebieden (Hiddink et al. 2006).
- Meer details met betrekking tot ruimte en temperatuur (van Goor-den Held 2011).
- De habitatgeschiktheid kaart laat zien dat het slibgehalte een zeer bepalende factor is (van Goor-den Held 2011).

6.4 North Sea functional benthic model

Het North Sea functional benthic model is een populatie-dynamisch model. Het model beschrijft de verandering in de dichtheid van vier soorten bodemdierpopulaties in de tijd en is opgesteld om inzicht te krijgen in de mogelijke effecten van (verminderde) boomkorvisserij op de samenstelling van de bodemdierengemeenschap (opgezet door Van Kooten, IMARES). Het doel is om uitspraken te kunnen doen over de te verwachten veranderingen in samenstelling en abundantie van bodemdieren, in relatie tot de intensiteit waarmee boomkorvisserij wordt bedreven.

Het model is gebaseerd op basisprincipes uit de theoretische ecologie, waarin bij in de rol van soorten in verstoorde ecosystemen onderscheid wordt gemaakt tussen zogenaamde r- en K-strategen. De r-strategen zijn doorgaans kleine snelgroeiende organismen, gespecialiseerd in het snel innemen van nieuw vrijgekomen habitat. De grotere K-strategen komen later in een successiereeks, met langzamere groei en reproductie, maar handhaven zich beter in lagere habitatkwaliteit dan de r-strategen.

Het model is ontwikkeld door Van Kooten in 2011 en is operationeel om op hooflijnen uitspraken te doen over de effecten van veranderende boomkorvisserij op de dichtheid, functionele samenstelling en diversiteit van de macrobenthos-gemeenschap. Het is voor dit doel reeds ingezet in de Passende Beoordeling Boomkorvisserij in N2000 gebieden (Deerenberg et al. 2011).

6.4.1 Scenario mogelijkheden

Het model is gebaseerd op de geldende ideeën over de samenstelling van de (ongewervelde) bodemdiergemeenschap en de belangrijkste processen die binnen die gemeenschap plaatshebben. Modelstudies als deze kunnen helpen bij het vertalen van aannames over procesbegrip naar meetbare patronen.

In een systeem waar competitie relatief zwak is, bevoordeelt verminderde boomkorvisserij voornamelijk soorten met een hoge gevoeligheid, d.w.z. soorten met een hoge directe mortaliteit als gevolg van de boomkorvisserij. In een systeem waar competitie intens is, zal verminderde boomkorvisserij leiden tot een toename van typische K-strategen: langzaam groeiende soorten, die goed kunnen overleven in een 'volle' omgeving. Dit zijn vaak soorten die ouder en groter worden dan r-strategen, de soorten die snel vrijgekomen ruimte kunnen innemen, maar minder goed in staat zijn zich daar te handhaven onder competitie. Onder deze omstandigheden zou het indirecte effect van competitie voor de uiteindelijke samenstelling van de benthische gemeenschap belangrijker kunnen zijn dan het directe effect van boomkorvisserij (mortaliteit).

Het model is dynamisch in tijd, is gericht op een middellange tot lange tijdsduur (van enkele jaren tot meer dan 10 jaar) en is continu in de tijd. Het model heeft echter geen ruimtelijk aspect.

Het model beschrijft de verandering in de dichtheid van een bodemdierenpopulatie van vier soorten in de tijd. De vier typen gemodelleerde ongewervelden verschillen in hun productiviteit en hun gevoeligheid voor boomkorvisserij (zie Tabel 13). De productiviteit (groei- en reproductiesnelheid) hangt in dit model samen met grootte en competitief vermogen. De gevoeligheid voor boomkorvisserij is opgenomen als sterfte. De parameterwaarden laten zien hoe het effect van mortaliteit door boomkorvisserij op de (evenwichts)dichtheid van de populatie afhangt van de productiviteit van de soort. De gemodelleerde soorten reflecteren geen specifieke soorten.

Tabel 13 Kenmerken van de gemodelleerde archetypische soorten.

Type	Productiviteit	Gevoeligheid	Competitiviteit	Formaat
1	Laag	Hoog	<i>Sterk</i>	<i>Groot</i>
2	Laag	Laag	<i>Sterk</i>	<i>Groot</i>
3	Hoog	Hoog	<i>Zwak</i>	<i>Klein</i>
4	Hoog	Laag	<i>Zwak</i>	<i>Klein</i>

Het model kan inzicht geven in aantallen/biomassa van langlevende/kwetsbare benthossoorten, de proportie langlevende/kwetsbare soorten in de bodemgemeenschap, de abundantie trends van functioneel belangrijk geselecteerde groepen/soorten en de abundantie van benthische gevoelige soorten in verhouding tot tolerante/opportunistische soorten.

6.4.2 Uitwerking Friese Front en Centrale Oestergronden

Voor specifiek soortengemeenschappen van het Friese Front en de Centrale Oestergronden is dit model nog niet verder uitgewerkt. Tevens is dit model recent (najaar 2012) aangescherpt (Van Kooten en Van Denderen (in prep)), specifiek op de kenmerken van gemodelleerde archetypische soorten (bv door toevoeging van langlevendheid). Het wordt aanbevolen om een expert meeting te houden waarbij de soortengemeenschap(en) van Friese Front en Centrale Oestergronden worden geclassificeerd in termen van de typologieën, zoals in dit model gehanteerd. Vervolgens kunnen scenario's op visserijinspanning (bv 100%- 50% -0%) laten zien welke ontwikkelingspatronen de soortengemeenschappen volgen op basis van de ingegeven gemeenschapskenmerken. Dit is ondersteunend in de vertaling van de effectiviteit van zonerings op soortengemeenschapsontwikkeling.

7 Rol van kennis

In het onderliggende rapport wordt een overzicht gegeven van beschikbare kennis over ecologie en visserij op het Friese Front en de Centrale Oestergronden en ten behoeve van het beleidsproces voor zonerings binnen deze gebieden. Naast deze bevindingen, zijn er ook in andere zoneringsprocessen soortgelijke onderzoeken gedaan. De belangrijkste worden kort besproken.

7.1 Kennislacunes bij de beoordeling van visserijmaatregelen

In de nadere effectenanalyse van visserij in het Natura 2000 gebied Noordzeekustzone (Jongbloed et al., 2011) komen veel kennislacunes naar voren. Deze zijn weergegeven voor een 7 tal vormen van visserij. Voor vier van deze visserijvormen zijn inmiddels maatregelen ingesteld om de Natura 2000 doelstellingen in de toekomst wel te kunnen bereiken. In het proces hebben de kennislacunes niet geleid tot een blokkering van het nemen van maatregelen.

Voor boomkorvisserij waren de volgende kennislacunes van belang. Deze bevindingen liggen grotendeels in lijn met de bevindingen in onderliggende studie.

- Verspreiding en intensiteit van de visserij:
 - o Voor de verspreiding van de activiteit is gebruik gemaakt van VMS gegevens. De representativiteit van de VMS gegevens voor de eurokottervloot in 2008 was 60% van de schepen. De gegevens van de steekproef zijn opgeschaald naar de hele vloot, om de relatieve spreiding om te zetten naar een absolute spreiding. M.a.w. dit is de geschatte verspreiding voor de hele boomkorvloot die in de kustzone mag vissen. Impliciete aanname hierbij is dat de schepen die niet in de steekproef zitten eenzelfde gedrag en gebiedsdekking vertonen als de wel gemonitorde schepen. Het belangrijkste probleem hierbij is dat de gebieden die niet door de steekproef bevestigd worden, voor de effectbepaling en -beoordeling als niet bevestigd beschouwd worden, terwijl deze door de niet-geregistreerde vissers wel bevestigd zouden kunnen zijn. Het probleem is groter naarmate er sprake is van geconcentreerde visserij in een bepaald gebied door schepen die niet voorzien zijn van VMS.
 - o Een andere bron van onzekerheid is dat de VMS registraties met een interval van ongeveer 2-uur plaatsvinden en er dus geen registratie is waar de schepen in de tussenliggende periode hebben gevestigd.
 - o Ook zijn een klein aantal van de VMS registraties ten onrechte als vispositie geclassificeerd, omdat het schip met de typische vissnelheid voer terwijl het niet viste. Dit komt bijvoorbeeld voor wanneer een schip haar netten spoelt, de bemanning werkzaamheden aan dek doet of wanneer de verkeerssituatie hiertoe aanleiding geeft. De aldus verkregen kaart van de verspreiding van de boomkorvisserij is dus een schatting en geeft geen exact beeld.
- De relatie tussen het aantal PK's van de scheepsmotor en daarmee samenhangende aantal en gewicht van de wekkerkettingen en de diepte waarmee de zeebodem wordt gepenetreerd is niet gekwantificeerd en hetzelfde geldt voor de relatie met het effect op de bodemstructuur en de bodemfauna.
- Een eenduidige referentie van een onbevestigd gebied ontbreekt.
- Het gemeten effect van boomkorvisserij op de populatiedynamica van soorten ontbreekt.

Ondanks bovenstaande kennislacunes werden in Jongbloed et al 2011 wel een aantal conclusies getrokken. De effecten van boomkorvisserij in de periode 2006-2009 op de instandhoudingsdoelen voor H1110B in de Noordzeekustzone zijn mogelijk significant. Echter voor de periode 2012-2015 bij uitvoering van de maatregelen uit het VIBEG-akkoord worden er geen significante effecten verwacht

(Jongbloed et al., 2011 en Deerenberg et al., 2011). Het beschermen van gebieden tegen (bepaalde vormen van) visserij leidt namelijk tot afname van bodemverstoring. Afname van bodemverstoring en het bereiken van een situatie, waarbij de natuurlijke dynamiek bepalend is als ecologische randvoorwaarde, leidt naar verwachting tot een kwaliteitsverbetering van het habitatype permanent overstroomde zandbanken (Jak et al., 2011). De kwaliteitsverbetering is gelegen in de intrinsieke waarde van het gebied, maar ook als voedselbron voor andere dieren als duikeenden en vissen. In dit traject is bovendien ook gesteld dat herstel pas op de langere termijn kan worden waargenomen (gedefinieerd als "vanaf tweede beheerplanperiode, dus vanaf 6 jaar na invoering van de maatregelen"). In relatie tot de vraagstelling omtrent Friese Front en Centrale Oestergronden is dergelijke redenering door te trekken ondanks dat de gestelde doelen van een andere aard zijn dan bij N2000. Een kwaliteitsverbetering treedt bij afname of wenen van visserij, met name daar waar het gaat om de impact op langlevende soorten. Dit draagt bij aan de kwaliteitsverbetering van de zeebodemintegriteit.

Voor bordenvisserij waren de volgende kennislacunes van belang. Ook deze bevindingen liggen in lijn met de bevindingen voor Centrale Oestergronden en Friese Front.

- Verspreiding en intensiteit van de visserij: dezelfde aspecten als genoemd voor de boomkorvisserij.
- De mate van bodemberoering door bordenvisserij en het effect daarvan op het bodemleven is onbekend.

Jongbloed et al (2011) concluderen dat zonder visserij-maatregelen een significant effect op habitat H1110B niet is uit te sluiten. Na ingang van de VIBEG maatregelen kan op langere termijn pas herstel worden waargenomen (vanaf tweede beheerplanperiode, dus vanaf 6 jaar na invoering van deze maatregelen). Hierbij geldt dezelfde redenering als voor de boomkorvisserij. Ook voor het Friese front en de Centrale Oestergronden geldt dat zonder maatregelen de biodiversiteit en zeebodemintegriteit beïnvloed worden (zie H5 en H6).

In onderzoek naar de effectbeoordeling van menselijk gebruik, waaronder visserij, alsmede de effectiviteit van maatregelen voor de verbetering van de bodemkwaliteit, is er standaard sprake van onzekerheden die voortkomen uit de complexiteit van het ecosysteem. Voor de Spisulabanken is dat bijvoorbeeld het geval, vanwege de van nature grote meerjarige fluctuaties die de afgelopen eeuw zijn waargenomen. Hoe de verwachte verbetering van de bodemkwaliteit hier precies verloopt is moeilijk te voorspellen. Over de jaren heen gezien blijkt bijvoorbeeld de aanwezigheid en verspreiding van de schelpdierbanken en de broedval van de verschillende schelpdiersoorten aan grote, meerjarige schommelingen onderhevig te zijn (Jak & Tamis, 2011). Toch kan gesteld worden dat de kans groot is dat door de vermindering van bodemroerende (visserij) activiteiten het bodemleven zich beter ontwikkelt dan voorheen (Baptist & Leopold, 2009). Een (modelmatige) studie naar de effectiviteit van maatregelen in absolute termen van toename van soorten, biomassa, of biodiversiteit, binnen de twee zoekgebieden valt buiten de reikwijdte van deze onderzoeksopdracht, maar zou wel te onderzoeken zijn.

7.2 PB Boomkorvisserij

In de Passende Beoordeling (PB) Boomkorvisserij (Deerenberg & Heinis, 2011) wordt beschreven dat bij de beoordeling van de eventuele significantie van een effect belangrijk is aan te geven hoe wordt omgegaan met onzekerheden. Er worden daarbij drie vormen van onzekerheid onderscheiden:

- onduidelijkheid van de ecologische doelstelling,
- structurele onbekendheid als gevolg van complexiteit ecosysteem
- en kennislacunes.

Als belangrijke aandachtspunten worden o.a. genoemd: de statistische betrouwbaarheid, de tijdelijkheid van een effect, problemen bij extrapoleren van onderzoeks- of meetresultaten uit een ander gebied. Bij kennislacunes moet worden aangegeven wat de gevolgen zijn voor de effectbeoordeling. In het algemeen wordt daarbij een zogenaamde 'worst case' benadering gehanteerd. Het is niet altijd mogelijk om zonder uitputtend onderzoek de aard en omvang van een effect nauwkeurig te bepalen. Ter zake deskundigen die zich bewust zijn van de genoemde relevante aspecten kunnen, ook zonder uitputtend onderzoek soms toch tot een goed gefundeerd oordeel komen (deskundigen oordeel). Overigens ontbreekt meestal de expliciete aanduiding van het type en de mate van onzekerheid bij elke belangrijke inschatting. Men dient zich wel te realiseren dat dit zeer bewerkelijk is.

Met betrekking tot het zoneringsvraagstuk binnen het Friese Front en de Centrale Oestergronden geldt dat de reikwijdte, randvoorwaarden en evt. maatregelen nadere uitwerking behoeft. Immers, voor een deel van de kwalitatieve criteria zijn passende indicatoren geformuleerd. De kwantitatieve doelstelling "10-15 % van de bodem wordt niet noemenswaardig beroerd door menselijke activiteiten" verdient nog nadere uitwerking, iets waar het Rijk samen met de stakeholders de komende jaren aan zal werken (pers comm M. Poppe Min EZ.).

7.3 Interactie tussen wetenschappers en stakeholders

Het JAKFISH project ((Degnbol 2012)) maakte duidelijk dat het maken van wetenschappelijke onzekerheid tot een issue in het beleidsproces, niet alleen afhangt van de mate van onzekerheid, maar ook van de belangen en de bewijslast die wordt gevraagd van de wetenschap. De claim in de Habitats Directive dat gebiedsaanwijzing een exclusieve wetenschappelijke exercitie is, legt alle bewijslast bij de wetenschap. Dit kan onevenredige aandacht geven aan de wetenschappelijke complexiteit en onzekerheid, vooral wanneer de belangen groot zijn, zoals in het geval van de Doggerbank case in de UK.

Uitgaande van een Nederlandse schelpdiervisserij casus (EVA 2) en een literatuur review, ontwikkelden Hanssen et al. (2009)) bestaande richtlijnen voor kustmanagement. Zij concluderen dat ecologische wetenschap alleen relevanter wordt voor beleidsontwikkeling in deze complexe milieu kwesties in geval autoriteiten, beleidsmakers, stakeholders, en politici, expliciet de benodigdheden en beperkingen van wetenschappelijk onderzoek herkennen. Anders kunnen wetenschappelijke onzekerheden gemakkelijk leiden tot het worden van een speelbal in the handen van andere belangen in plaats van het leveren van de best beschikbare kennis en schatten van verschillende beleidsalternatieven. In dit geval heeft de praktijk laten zien dat dit eindigt in de rechtszaal.

In de PB boomkorvisserij is aangehaald dat het niet altijd mogelijk is (zonder uitputtend onderzoek) de aard en omvang van een effect nauwkeurig te bepalen. Het is vervolgens zaak om in het zoneringsproces ook aandacht te besteden aan acceptatie van beschikbare data, en om te gaan met de beperkingen.

Het beschikbaar maken van ecologische data is een taak van wetenschap. Ten behoeve van acceptatie van (de beperkte) data is goede toelichting van diens mogelijkheden en beperkingen nodig. Het moet transparant zijn welke en wiens data toegepast worden, en met welke aannames er wat met de data gebeurt (pers. Communicatie Goldsborough).

8 Discussie en conclusies

8.1 Conclusies benthos kennis

Doelen en indicatoren KRM

De beschikbare doelen en indicatoren voor de descriptor 'Marien Ecosysteem' zijn beschreven aan de hand van de meest recent beschikbare kennis uit zowel Nederlandse als internationale netwerken (o.a. OSPAR). Niet alle KRM indicatoren kunnen momenteel worden ingevuld en zijn nog in ontwikkeling (zie paragraaf 2.3). In de uitwerkingen van de andere kennisvragen (bv uitwerken van modellen) is in dit rapport gewerkt met wat wel toepasbaar is, mede op basis van kennis uit Bos et al. (2011).

Soorten en habitats

Voor de Centrale Oestergronden en het Friese Front is veel kennis over benthos aanwezig, vooral op basis van de BIOMON/MWTL monitoring. De ruimtelijke resolutie van deze bemonsteringen is echter vrij beperkt. De temporele en ruimtelijke verspreidingspatronen van benthos op het NCP zijn recent onderzocht, en de variatie in relatie gebracht met patronen in menselijk handelen. Het is gebleken dat de MWTL dataset weinig geschikt is als input voor de statistische modellen. Wat betreft de ruimtelijke schaal, komt uit recente analyses naar voren dat EUNIS-niveau 3, met de laagste ruimtelijke resolutie, vaak te grof was om trends in benthos waar te kunnen nemen.

Het westelijk deel van het Friese Front herbergt delen van meerdere clusters. Een zonering binnen het Friese Front lijkt daarom wel mogelijk.

De Oestergronden lijken vrij homogeen te zijn wat soortensamenstelling betreft (BIOMON/MTWL). In het noordelijk deel van het NCP (in diepe slibrijke habitats en diepe zandrijke habitats zoals de centrale Oestergronden) is echter een negatieve trend van de Shannon-Wiener index.

Er is meer informatie beschikbaar binnen de NIOZ dataset van de schaaftdata, maar deze was nog niet beschikbaar voor dit project. Deze data komen in 2013 beschikbaar.

8.2 Conclusies bodemberoerende activiteiten en effecten

Visserij, met name boomkorvisserij, is de meest intensieve gebruiksvorm binnen de twee zoekgebieden. Overige activiteiten vinden wel plaats, maar zijn zeer lokaal en hebben een zeer geringe omvang. Voorbeelden hiervan zijn offshore mijnbouw en kabels en leidingen. De visserijintensiteit op de Centrale Oestergronden is veel lager dan gemiddeld op het NCP en in het Friese Front. Het gebied Centrale Oestergronden is dan ook van veel minder economisch belang voor de visserijsector. Boomkorvisserij is de meest intensieve visserijvorm in het gebied. De gemiddelde inspanning (in uren per km²) is veel lager dan het gemiddelde op het NCP.

De effecten van visserij hangen af van de visserijvorm. In algemene zin kan worden gesteld dat boomkorvisserij de grootste directe negatieve effecten voor bodemecosystemen in deze gebieden heeft. Dit is een gevolg van de omvang van de visserij en het type impact. De bordenvisserij kent een veel kleiner aandeel dan boomkorvisserij binnen deze gebieden, en heeft door de uitvoeringsvorm ook een relatief kleinere impact op het bodemsysteem in termen van bijvangst aan benthos en schade aan megafauna. Twinrigvisserij komt relatief weinig voor in deze gebieden, en lijkt een vergelijkbare beperkte impact op het ecosysteem te hebben als bordenvisserij. Omvang en impact van alle visserij samennemend, kan worden geconcludeerd dat boomkorvisserij relatieve grote (Centrale Oestergronden) tot zeer grote (Friese Front) effecten heeft, bordenvisserij beperkte effecten heeft, en twinrigvisserij geringe effecten heeft.

De effectiviteit van visserij-maatregelen is gelegen in verschillende aspecten, en niet volledig voorspelbaar. Zoals beschreven ondervinden gevestigde exemplaren van schelpdieren, waaronder de Noordkromp directe impact van visserij. Voor succesvolle vestiging van bodemfauna is bodemberoerende visserij echter niet de enige factor in het voorkomen. Sporadische vestiging van de "nieuwe" Noordkrompen is waarschijnlijk niet binnen het gebied gelegen, waardoor de effecten van gebiedsbescherming moeilijk te voorspellen zijn. Visserij heeft minder effect in gebieden met hoge natuurlijke dynamiek dan in gebieden met een lage dynamiek. De intensiteit van de visserij is bepalend voor de duur van herstel.

Voor de beschrijving van visserij wordt gebruik gemaakt van VMS gegevens, met de daarbij beschreven kritische aspecten. De VMS data worden algemeen toegepast in visserij-gerelateerd onderzoek. In stakeholderproces zouden de beschrijvende kaarten kunnen worden getoetst, grote afwijkingen benoemd en eventueel uitgewerkt in nieuwe kaarten. Lastig punt hierbij is wel dat de boomkorvisserij in transitie is, maar de VMS data zijn (nog) niet voldoende gedetailleerd beschikbaar zijn om de ontwikkelingen te volgen en om te zetten in aangepaste kaarten met visserijdruk. Of deze technische aspecten kunnen worden verholpen in het stakeholder proces moet worden bezien.

8.3 Inzetbaarheid van modelstudies

Verschiede modellen kunnen worden ingezet om inzicht te geven in verschillende aspecten van zoneringsvraagstukken. Met betrekking tot het verkrijgen van ruimtelijke inzichten van de soort-specifieke impact van visserij kan Cumuleo-RAM (zie sectie 6.1) worden toegepast.

Met betrekking tot de zoneringsvragen voor Centrale Oestergronden en Friese Front, kan het model CUMULEO-RAM worden toegepast om het verschil in effect op soorten als gevolg van **verschillende visserij-typen** te simuleren. Daarnaast kan worden gesimuleerd wat het verschil is in effect op soorten als gevolg van verschillende **visserij –intensiteiten**. Dit onderzoek constateert voor de vraagstelling over de zoneringsvragen op het Friese Front en Centrale Oestergronden nog wel een aantal kennisleemtes in de beschikbare literatuurkennis/expertkennis. Met name over uitvoering van bepaalde visserijvormen (zoals bordenvisserij) mist nog informatie om deze vormen volledig te kunnen doorrekenen met de Cumuleo-Ram methode. Voor de afleiding van dosis-effect relaties en het inschatten van sterftekansen is nog onvoldoende kennis voorhanden om bijvoorbeeld de verschillende vormen van boomkor af te leiden uit experimentele studies. Deskundigen oordeel is daarom nu nog de enige wijze. Bovendien is de Cumuleo-Ram methode niet geschikt om ecologisch herstel als gevolg van de maatregelen mee te duiden. Aanvullende kennis over deze sterftekansen per visserijtype zou de Cumuleo-Ram methode zeer versterken.

Ter ondersteuning van de discussie in het stakeholder proces rondom het zonereren van Friese Front en Centrale Oestergronden is het raadzaam om technieken als Marxan in te zetten. Marxan weegt de te beschermen natuurwaarden in relatie tot de kosten (opbrengst) van visserij. In deze studie is een pilot uitgewerkt, waarbij de geselecteerde natuurwaarde zeer bepalend blijkt te zijn voor de omvang van de beschermingszone. De locatie is gelijk voor alle variabelen zoals in deze studie toegepast: De Centrale Oestergronden worden als beste zoneringsoplossing gepresenteerd, de onderliggende natuurwaarde (scenario) bepaalt het totaal te zonereren oppervlak.

De inzetbaarheid en het resultaat van Marxan gaat wel gepaard met een aantal primaire keuzes van in te brengen natuurwaarden. Om tot acceptatie van resultaten uit Marxan te komen, worden idealiter stakeholders betrokken bij de keuzes van ecologische waarden, alsmede de economische waarde van visserij. Daarnaast is idealiter aanvullend onderzoek nodig naar de onderzoeksmethodiek van het berekenen van de kosten voor visserij bij de sluiting van een gebied. Nu gebeurt de berekening aan de hand van de visserijinspanning, maar er zijn andere en wellicht betere effectbeoordelingen te hanteren.

Een habitatgeschiktheidsanalyse (verkenning) is uitgevoerd naar de geschiktheid van zones met betrekking tot het voorkomen soorten op basis van ecologische randvoorwaarden. Van de diverse soorten die zijn onderzocht, toonde de Noordkromp het meest duidelijk voorkeur voor ecologische randvoorwaarden, die bovendien in de twee gebieden onderscheidend zijn. Andere soorten zijn minder onderscheidend voor ecologische spectra, of de reikwijdtes op het Friese Front en de Centrale Oestergronden zijn dermate breed dat de soorten overal zouden kunnen voorkomen. Over het algemeen kan worden gesteld dat voor de vijf geselecteerde soorten in dit onderzoek de Centrale Oestergronden het meest geschikt is voor kwetsbare benthos en in het Friese Front met name het diepere deel. De geschiktheidskaart, tezamen met kaarten met data van voorkomen, zouden bij vervolgonderzoek toegevoegd kunnen worden als natuurwaardekaart in Marxan.

Met behulp van het North Sea functional benthic model kan worden gesimuleerd hoe typische soortgemeenschappen zich bij verschillende visserij-scenario's in theorie ontwikkelen. Het model geeft echter geen ruimtelijke uitwerkingen. In het VIBEG proces wordt dergelijk model verder uitgewerkt en gebied specifiek gekarakteriseerd. Voor specifieke soortengemeenschappen van het Friese Front en Centrale Oestergronden is dit model nog niet verder uitgewerkt. Dit model is ondersteunend in de vertaling van de effectiviteit van zonering op soortgemeenschapsontwikkeling en kan als zodanig helpen in het zoneringsproces.

Het combineren van de genoemde modellen in H6 geeft meerwaarde in de onderliggende vraagstukken van zoneren van de twee gebieden en inzichtelijk maken of de doelen mogelijk worden vervuld.

8.4 Voorstellen voor ruimtelijke beschermingsmaatregelen

De visserijopbrengsten zijn op het Friese Front hoger dan op de Centrale Oestergronden. Een dergelijke vergelijking op basis van ecologische kenmerken hangt af van de keuze van de criteria: welk gebied, welke zone in beide gebieden "meer waard" is en te prefereren voor zonering. In de pilotstudie met Marxan is een 1^e verkenning gedaan, waarbij beide waarden, visserij en ecologie, op ruimtelijke schaal zijn gewogen. Marxan geeft als optimale oplossing een meer of minder groot areaal op de Centrale Oestergronden, waarbij de noordwestelijke zone van dit gebied de meeste waarde heeft. Naarmate de ecologie "minder waard is" wordt er meer areaal toegekend, uitbreidend naar het zuid-oosten van de Centrale Oestergronden. De mate van het areaal is afhankelijk van de ecologische kenmerken. Het Friese Front, of delen ervan, wordt niet geselecteerd in de gegeven oplossingen in Marxan. Het feit dat het Friese Front niet wordt gepresenteerd als beste oplossing heeft voornamelijk te maken met het (grote) verschil in visserij effort/opbrengsten tussen beide gebieden. De verschillen in ecologische waarden tussen beide gebieden compenseert niet voor het verschil in visserij-opbrengsten. Aanvullende scenario's waarbij andere natuurwaarden worden opgenomen in Marxan (waarbij de waarde van het Friese Front kenmerkender wordt, bv door het toekennen van "fronten") zullen dit moeten illustreren maar maakten geen deel uit van deze studie.

Referenties

- Amaro T, Duineveld G, Bergman M, Witbaard R (2003) Growth variations in the bivalve *Mya truncata*: a tool to trace changes in the Frisian Front macrofauna (southern North Sea)? *Helgoland Marine Research* 57:132-138
- Beaugrand G (2004) The North Sea regime shift: evidence, causes, mechanisms and consequences. *Progress in Oceanography* 60:245-262
- 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* 57:1321-1331
- Boon AR, Prins RC, Slijkerman DME, Schipper CA (eds) (2011) Environmental targets and associated indicators: Implementation of the Marine Strategy Framework Directive for the Dutch part of the North Sea; background document 3. *Deltares* (<http://edepot.wur.nl/198859>), Vol
- Bos OG, Van Hal R, Van Bemmelen R, Paijmans AJ, Van der Sluis MT (2012) OSPAR threatened and/or declining species and habitats in the Netherlands. In. *IMARES*
- Bos OG, Witbaard R, Lavaleye M, Van Moorsel G, Teal LR, Van Hal R, Van der Hammen T, Ter Hofstede R, Van Bemmelen R, Witte RH, Geelhoed S, Dijkman EM (2011) Biodiversity hotspots on the Dutch Continental Shelf: A Marine Strategy Framework Directive perspective (<http://edepot.wur.nl/174045>). In. *IMARES*
- CBS, PBL, Wageningen UR (2010) Bodemfauna Noordzee en boomkorvisserij (indicator 1251, versie 03, 12 januari 2010). www.compendiumvoordeleefomgeving.nl. CBS, Den Haag; Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag/Bilthoven en Wageningen UR, Wageningen.
- Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Poiner IR (2000) A quantitative analysis of fishing impacts shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology* 69:785-798
- Craeymeersch JA, Witbaard R, Dijkman E, Meesters HWG (2008) Ruimtelijke en temporele patronen in de diversiteit van de macrobenthische infauna op het Nederlands Continentaal Plat. In. *IMARES*
- Creutzberg F (1985) A persistent chlorophyll a maximum coinciding with an enriched benthic zone. In: P. E. Gibbs. *Proceedings of the 19th Europ. Mar. Biol. Symp. (EMBS)*, Cambridge University press: 97-107.
- Creutzberg F (1986) Distribution patterns of two bivalve species (*Nucula turgida*, *Tellina fabula*) along a frontal system in the Southern North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* 20:305-311
- Creutzberg F, Duineveld G, van Noort G (1987) The effect of different numbers of tickler chains on beam-trawl catches. *J Cons int Explor Mer* 43: 159-16
- De Mesel I, Craeymeersch J, De Vries P, Van der Wal JT, Schellekens T, Brummelhuis E (2012) 'Trends in indicatoren van KRM-Zeebodintegriteit Impact van natuurlijke factoren en menselijk handelen: Analyse van schaal en methodiek'. In:
- de Nooijer LJ, Duijnste IAP, Bergman MJN, van der Zwaan GJ (2008) The ecology of benthic foraminifera across the Frisian Front, southern North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78:715-726
- De Wilde PAWJ, Berghuis EM, A K (1984) Structure and energy demand of the benthic community of the Oyster Ground, central North Sea. *Neth J Sea Res* 18:143-159
- Deerenberg C, Heinis F (2011) Passende Beoordeling boomkorvisserij op vis in de Nederlandse kustzone: Algemeen. *IMARES Rapport C130/11, deel1/5* In:
- Deerenberg C, Teal LR, Beare D, van der Wal JT (2010) FIMPAS project – Preassessment of the impact of fisheries on the conservation objectives of Dutch marine protected areas. *IMARES Report number C071/10*. In:
- Degnbol D (2012) Qualitative analysis of scientists-stakeholders interactions that address uncertainty and complexity in developing effective policies: Scientific justification on the Dogger Bank. . In: *JAKFISH Deliverable 5*
- Dernie KM, Kaiser MJ, Richardson EA, Warwick RM (2003) Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285-286:415-434
- Dewicke A, Rottiers V, Mees J, Vincx M (2002) Evidence for an enriched hyperbenthic fauna in the Frisian front (North Sea). *Journal of Sea Research* 47:121-139
- Duineveld GCA, Bergman MJN, Lavaleye MSS (2007) Effects of an area closed to sheries on the composition of the benthic fauna in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 64:899-908
- EU (2008) Richtlijn 2008/56/EG van het Europees parlement en de raad van 17 juni 2008 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het beleid ten aanzien van het mariene milieu

- (Kaderrichtlijn mariene strategie). Online: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:NL:PDF>. Publicatieblad van de Europese Unie, 25/6/2008 L164:19-40
- EU (2010) 2010/477/EU: Besluit van de Commissie van 1 september 2010 tot vaststelling van criteria en methodologische standaarden inzake de goede milieutoestand van mariene wateren (Kennisgeving geschied onder nummer C(2010) 5956) Voor de EER relevante tekst. Online: http://www.europa-nu.nl/id/viih65hff8za/criteria_en_methodologische_standaarden. Publicatieblad Nr L 232 van 02/09/2010 blz 0014 - 0024
- Halpern BS (2003) THE IMPACT OF MARINE RESERVES: DO RESERVES WORK AND DOES RESERVE SIZE MATTER? *Ecol Appl* 13:117-137
- Hamby DM (1994) A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment* 32(2): 135-154
- Hanssen LE, Rouwette E, van Katwijk M (2009) The role of ecological science in environmental policy making: from a pacification toward a facilitation strategy. *Ecology and Society* 14(1): 43
- Hiddink JG, Jennings S, Kaiser MJ, Queiros AM, Duplisea DE, Piet GJ (2006) Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63 (4) - p 721 - 736
- Hinz H, Prieto V, Kaiser MJ (2009) Trawl disturbance on benthic communities: Chronic effects and experimental predictions. *Ecol Appl* 19:761-773
- I&M, EL&I (2012) Ontwerp Mariene Strategie voor het Nederlandse deel van de Noordzee, Deel I. Concept 5, 19 april 2012 voor behandeling in de ministerraad.
- IenM (2009) Nationaal Waterplan 2009-2015. In:
- Jak RG, Bos OG, Lindeboom HJ (2009) Instandhoudingsdoelen Natura 2000 - gebieden Noordzee. Den Helder : IMARES, (Rapport C065/09) In:
- Jak RG, Kaag NHBM, Schobben HPM, Scholten MCT, Karman CC, Schobben JHM (2000) Kwantitatieve verstoring-effect relaties voor AMOEBE soorten. In: Report No R99/429, TNOMEP, Den Helder
- Jongbloed RH, van der Wal JT, Tamis JE, Jonker SI, Koolstra BJH, Schobben JHM (2011) Nadere effectenanalyse Natura 2000-gebieden Waddenzee en Noordzeekustzone. Deelrapport Niet Nb-wetvergund gebruik. IMARES Rapport C170/11, ARCADIS rapport 075990726:C. In:
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ, Karakassis I (2006) Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* 311:1-14
- Karman CC, Slijkerman DME, Tamis JE (2009) Disturbance-effect relationships applied in an integral Ecological Risk Analysis for the human use of the North Sea. . In: Report No C011/09, Wageningen IMARES, Den Helder
- Lavaleye MSS (2000) Karakteristieke macrobenthos levensgemeenschappen van het NCP & Trendanalyse van de macrobenthos diversiteit van de Oestergronden en het Friese Front (1991-1998): Ecosysteendoelen Noordzee In. NIOZ
- Lindeboom H, Geurts van Kessel J, Berkenbosch L (2005) Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. In:
- Lindeboom HJ (2005) Comparison of effects of fishing with effects of natural events and non-fishing anthropogenic impacts on benthic habitats. In: J.P.Thomas PWB (ed) *Benthic Habitats and the Effects of Fishing*. American Fisheries Society Symposium 41: 609-619
- Lindeboom HJ (2008) Gebiedsbescherming Noordzee: discussienota over habitattypen, instandhoudingsdoelen en beheermaatregelen. Texel : IMARES, (Rapport / IMARES C035/08) In:
- Lindeboom HJ, Dijkman EM, Bos OG, Meesters EH, Cremer JSM, De Raad I, Van Hal R, Bosma A (2008a) Ecologische Atlas Noordzee ten behoeve van gebiedsbescherming. In. Wageningen IMARES
- Lindeboom HJ, Witbaard R, Bos OG, Meesters HWG (2008b) Gebiedsbescherming Noordzee; Habitattypen, instandhoudingsdoelen en beheersmaatregelen. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOTwerkdocument 114. In:
- LNV (2008) Toegangsbeperkingsbesluit Bodembeschermingsgebied Voordelta dd 9-06-2008 DRZ-2008-2213-1 (<http://www.maasvlakte2.com/kennisbank/Toegangsbeperkingsbesluit%20bodembeschermingsgebied%20Voordelta.pdf>).
- Ministerie van V&W (2004) Regionaal Ontgrondingenplan Noordzee. 22 januari 2004. In:
- NOGEPa (2001) Generiek document m.e.r. offshore. Basisdocument voor de milieu-effectrapportage bij olie- en gaswinning op het Nederlands Continentaal Plat. In:

- Nolte AJ, Rippen A, Stolte W, Deerenberg C, van der Meulen MD (2012) Gestructureerd ontsluiten van kennisregels voor oorzaak-effect relaties - pilot Kennisbibliotheek Noordzee. Deltares 1204313-000-ZKS-0006 / IMARES C164/11. In:
- Noordzee Rd (2004) Regionaal Ontgrondingenplan Noordzee. In:
- Olsen OT (1883) The piscatorial atlas of the North Sea, English and St. George's Channels, illustrating the fishing ports, boats, gear, species of fish (how, where, and when caught), and other information concerning fish and fisheries. . Taylor and Francis: London 50 maps pp
- OSPAR (2011) OSPAR Recommendation 2010/11 on furthering the protection and restoration of seapen and burrowing megafauna communities in the OSPAR Maritime Area (http://www.ospar.org/documents/dbase/decrescs/recommendations/10-11e_seapens_burrowing_megafauna.doc).
- Piet GJ, Quirijns FJ, Star B (2004) Microverspreiding boomkorvisserij in vijf mogelijk te beschermen gebieden. IJmuiden : RIVO, (RIVO rapport C046/04) In:
- Prins T, Hulsman H, Bruens A, van Thiel-de Vries J, Dotinga H, van Rijswijk M, Keessen A, van Dalfsen J, Slijkerman D, Tamis J (2009) Zandwinning, zandsuppletie en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie. In. Deltares (ed)/IMARES/CELP/NILOS
- Prins TC, Slijkerman DME, De Mesel I, Schipper CA, Van den Heuvel-Greve MJ (2011a) Marine Strategy Framework Directive: Initial Assessment. Deltares (<http://edepot.wur.nl/198855>). In. Deltares/IMARES
- Prins TC, Slijkerman DME, Schipper CA, Van den Heuvel-Greve MJ (eds) (2011b) Determination of good environmental status: Implementation of the Marine Strategy Framework Directive for the Dutch part of the North Sea; background document 2. Deltares (<http://edepot.wur.nl/198858>), Vol
- Reiss H, Greenstreet SPR, Sieben K, Ehrich S, Piet GJ, Quirijns F, Robinson L, Wolff WJ, Kröncke I (2009) Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. Marine Ecology Progress Series 394:201-213
- Rijnsdorp A.D., Van Stralen M., Baars R., Van Hal R., Jansen H., Leopold M., Schippers P., Winter E. (2006) Rapport Impassing Visserijactiviteiten Comensatiegebied MV2.' In: IMARES rapport C047/06
- Rumohr H, Kujawski T (2000) The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. ICES Journal of Marine Science 57:1389-1394
- Schobben H, Karman C, Schobben J, Jak R, NHBM K (1996) Ecologische informatie over RAM-soorten - Schatting van populatiedynamische parameterwaarden. In: Report No R96/210, TNO MEP, Den Helder
- Slijkerman D, Tobias van Kooten, Rob Gerits, Sander Glorius, Rippen A (2011) Inventarisatie van methoden ten behoeve van maatregels scenario's onder de Kader Richtlijn Marien. In. IMARES report C182.11
- Slijkerman DME, Bol RA, Velzeboer I, Goudswaard PC, Hoefnagel E, Quirijns FJ (2009) Overzicht van relevante informatie voor het MSC pre-assessment van de Nederlandse twinrigvisserij op schol. Wageningen IMARES Rapport C056/09. In:
- Slijkerman DME, Tamis JE, Jongbloed RH (2008) Voortoets bestaand gebruik Noordzeekustzone (m.u.v. Visserij en Militaire activiteiten) – Hoofdrapport. Beheerplan Natura 2000 Waddenzee & Noordzeekustzone. In. Wageningen IMARES
- Tamis JE, Karman CC, de Vries P, Jak RG, Klok C (2011) Offshore olie- en gasactiviteiten en Natura 2000. Inventarisatie van mogelijke gevolgen voor de instandhoudingsdoelen van de Noordzee. In. IMARES, Rapport C144/10
- TNO (2009) Delfstoffen en aardwarmte in Nederland. Jaarverslag 2008. Een overzicht van opsporings- en winningsactiviteiten en van ondergrondse gasopslag. In:
- van Goor-den Held M (2011) Conservation of vulnerable benthos in the southern North Sea. In. Internship report, August 2011, IMARES Wageningen UR, Wageningen University
- van Keeken OA, Quirijns FJ, Grift RE (2004) Discards in de Nederlandse twinrigvisserij. RIVO Rapport Nummer: C 011/04. In:
- Van Nes EH, Amaro T, Scheffer M, Duineveld GCA (2007) Possible mechanisms for a marine benthic regime shift in the North Sea. Mar Ecol Prog Ser 330:39-47
- van Oostenbrugge JAE, Bartelings H, Buisman FC (2010) Verspreidingskaarten voor de Noordzeevervisserij. Methodiek en toepassing op Natura 2000 gebieden. LEI In:
- VIBEG (2011) Vissen binnen de grenzen van Natura 2000: afspraken over het visserijbeheer in de Noordzeekustzone en de Vlake van de Raan voor de ontwikkeling van natuur en visserij. Wing Process

- Consultancy in opdracht van het ministerie van EL&I ([http://www.zeeinzicht.nl/docsN2000/VIBEG-
accoord.pdf](http://www.zeeinzicht.nl/docsN2000/VIBEG-
accoord.pdf)).
- Vries Pd, Tamis JE, Wal JTvd, Jak RG, Slijkerman DME, Schobben JHM (2011) Scaling human-induced pressures to population level impacts in the marine environment : implementation of the prototype CUMULEO-RAM model. In: Wageningen : Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, (WOT-werkdocument 285) - p 80
- Weijerman M, Lindeboom H, Zuur AF (2005) Regime shifts in marine ecosystems of the North Sea and Wadden Sea. *Mar Ecol-Prog Ser* 298:21-39
- Wiersinga WA, van Hal R, Jak RG, Quirijns FJ (2011) Duurzame kottervisserij op de Noordzee. Achtergronddocument bij Natuurverkenning 2011. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOT-werkdocument 261. 62 blz.; 1 tab.; 62 ref.; 2 bijl. In:
- Witbaard R (2009) *Friese Front*, Vol. KNNV Uitgeverij, Zeist
- Wolman AG (2006) Measurement and meaningfulness in conservation science. *Conservation Biology* 20:1626-1634

Dankwoord

Wij bedanken Merel van Goor-den Held, voormalig stagiair van de Wageningen Universiteit, voor haar bijdragen aan het project in de vorm van literatuuronderzoek, discussies, en presentaties. Verder bedanken we Karen van de Wolfshaar en Tobias van Kooten voor hun bijdragen tijdens expert meeting over modellen. Rob Witbaard (NIOZ) heeft geholpen met aanvullende informatie ten behoeve van de habitatsgeschiktheidanalyse.

Kwaliteitsborging

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

Verantwoording

Rapport: C078/13

Projectnummer: 4308701007

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. R.H. Jongbloed
Onderzoeker


Handtekening:



Datum: 10 mei 2013

Akkoord: Drs. F.C. Groenendijk
Afdelingshoofd Maritiem

Handtekening:



Datum: 10 mei 2013

Bijlage A. Relevante teksten uit KRM en Nederlandse Mariene strategie

Box 1. Criteria en methodologische standaarden voor beschrijvend element 6 'zeebodem integriteit' (Tekst uit commissiebesluit (EU 2010).

Beschrijvend element 6: Integriteit van de zeebodem is zodanig dat de structuur en de functies van de ecosystemen gewaarborgd zijn en dat met name benthische ecosystemen niet onevenredig worden aangetast.

Bedoeling is dat de menselijke belasting op de zeebodem de ecosysteemcomponenten niet belemmert hun natuurlijke diversiteit, productiviteit en dynamische ecologische processen te behouden, gelet op de veerkracht van ecosystemen. De schaal voor de beoordeling van dit beschrijvende element vormt een bijzondere uitdaging wegens het versnipperde karakter van bepaalde benthische ecosystemen en van bepaalde vormen van menselijke belasting. Na een initieel onderzoek van de invloeden en bedreigingen voor biodiversiteitskenmerken en van de menselijke belasting is beoordeling en monitoring nodig, alsmede uitbreiding van de beoordelingsresultaten van klein- naar grootschalig, met name voor onderverdelingen, subregio's of regio's, naar gelang van toepassing.

6.1. Fysieke schade met betrekking tot substraatkenmerken

Het belangrijkste probleem voor een goed beheer is de omvang van de effecten van menselijke activiteiten op zeebodemsustraten die de benthische habitat vormgeven. Biogene substraten, die het meest gevoelig zijn voor fysieke verstoringen, vervullen een hele reeks functies die de benthische habitats en gemeenschappen ondersteunen.

- Type, dichtheid, biomassa en gebiedspreiding van relevant biogeen substraat (6.1.1),
- Omvang van de zeebodem die significant door menselijke activiteiten wordt beïnvloed, voor de verschillende substraattypes (6.1.2).

6.2. Toestand van de benthische levensgemeenschap

De kenmerken van de benthische levensgemeenschap, zoals de samenstelling naar soort, grootte en functionele kenmerken vormen een belangrijke aanwijzing voor het potentieel van het ecosysteem om goed te functioneren. Informatie over de structuur en de dynamica van gemeenschappen wordt, naar gelang van het geval, verkregen door meting van de diversiteit van soorten, de productiviteit (dichtheid of biomassa), tolerante of gevoelige taxa, overheersende taxocene en groottesamenstelling van een gemeenschap, weergegeven door de verhouding tussen kleine en grote individuen.

- Aanwezigheid van bijzonder gevoelige en/of tolerante soorten (6.2.1),
- Multimetriche indexen ter beoordeling van de omstandigheden van de benthische levensgemeenschap en functionaliteit, zoals soortendiversiteit en -rijkdom, verhouding tussen opportunistische en gevoelige soorten (6.2.2),
- Aandeel biomassa of aantal individuen in het macrobenthos dat een bepaalde lengte/grootte overschrijdt (6.2.3),
- Parameters ter beschrijving van de kenmerken (vorm, helling en intercept) van het groottespectrum van de benthische gemeenschap (6.2.4).

Box 2. Milieudoelen voor Descriptor 'mariene ecosystemen' (tekst uit Mariene Strategie (I&M & EL&I 2012)).

Hoofddoel: structuur van het ecosysteem:	<p>Het tussendoel voor 2020 is de trend van verslechtering van het mariene ecosysteem als gevolg van schade aan bodemhabitat en aan de biodiversiteit, om te buigen naar een ontwikkeling in de richting van herstel (Commissiebesluit, Criterium 1.7).</p> <p>Dit is een eerste stap naar een situatie waarin het mariene ecosysteem in het Nederlandse deel van de Noordzee op langere termijn (deels) kan herstellen. Het toekomstbeeld is een structuur waarbij relatieve verhoudingen van de ecosysteemcomponenten (habitats en soorten) in overeenstemming zijn met die welke behoren bij de heersende fysiografische, geografische en klimatologische omstandigheden.</p>
Subdoelen: 1. Soorten: Benthos:	<p>a) Verbetering van de omvang, conditie en verspreiding van populaties langlevende en/of kwetsbare (voor fysieke beroering gevoelige) benthos-soorten (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2, 1.3, 1.6 en 6.2).</p>
Vissen:	<p>b) Verbetering van de populatieomvang, -conditie en verspreiding van kwetsbare vissoorten, voor zover achteruitgang door menselijke activiteiten is veroorzaakt (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2, 1.3, 4.1 en 4.3). Hieronder vallen vissoorten met een langdurige negatieve trend in de populatieomvang en vissoorten met een laag reproductief vermogen (roggen en haaien). De doelen voor verbetering van de toestand van de habitatrichtlijnsoorten zijn conform de landelijke doelen van de Habitatrichtlijn. Voor commerciële vis en schaal- en schelpdieren die onder deze omschrijving vallen, gelden subdoelen c en d.</p> <p>c) Voor ieder commercieel bevestigd visbestand en schaal- of schelpdierbestand geldt dat de sterfte door visserij (F) op de waarde of kleiner dan de waarde blijft die behoort bij een maximale duurzame oogst (Maximum Sustainable Yield, MSY): $F \leq F_{msy}$ (Commissiebesluit, criterium 3.1). Voor uitgedunde haaien- en roggenbestanden waarop de EU-vloot vist, is het doel herstel (rebuilding) conform het EU-haaienactieplan (Commissiebesluit 2009/40, criteria 3.1 en 3.3). Dit is een procesdoel. Het doelbereik is bovendien niet alleen van Nederland afhankelijk, maar ook van vele andere lidstaten.</p> <p>d) De biomassa van paaibestanden (Spawning Stock Biomass of SSB) van commercieel bevestigde vis, schaal- of schelpdieren ligt boven het voorzorgniveau Bpa (Commissiebesluit, criterium 3.2)</p> <p>e) Minimalisering van discards bij visserij (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2 en 1.3)</p>
Vogels:	<p>f) De doelen voor vogelrichtlijnsoorten zijn conform de landelijke doelen van de Vogelrichtlijn (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2, 1.3, 4.1 en 4.3).</p>
Zeezoogdieren:	<p>g) Voor de zeezoogdieren die onder de werking van de Habitatrichtlijn vallen (gewone en grijze zeehond en bruinvis), zijn de doelen gelijk aan de landelijke doelen onder de Habitatrichtlijn (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2, 1.3, 4.1 en 4.3).</p>
Demografische kenmerken:	<p>h) De demografische karakteristieken van vis-, vogel- en zeezoogdierpopulaties zijn kenmerkend voor veerkrachtige populaties. Dit betreft bijvoorbeeld natuurlijke grootte- en leeftijdsgroepen (Commissiebesluit, criteria 1.3 en 3.3). Voor commercieel bevestigde soorten geldt $F \leq F_{msy}$ (zie c).</p>
2. Voedselwebben	<p>i) Het effect van menselijke interventies op interacties tussen verschillende trofische niveaus in het voedselweb wordt verminderd (Commissiebesluit, criteria 1.7, 4.1, 4.2 en 4.3).</p>
3. Habitats	<p>j) De verspreiding en de omvang van overheersende (predominante) habitattypes, blijft min of meer gelijk (dat wil zeggen binnen de grenzen van natuurlijke variatie op EUNIS-niveau 3) (Commissiebesluit, criteria 1.4 en 1.5).</p> <p>k) Voor de speciale habitattypes die onder de Habitatrichtlijn beschermd zijn, gelden de landelijke doelstellingen van de Habitatrichtlijn (Commissiebesluit, criteria 1.4, 1.5 en 1.6).</p> <p>l) Aanvullend hierop verbetering van de kwaliteit van de diepere slibrijke delen en diepere niet-dynamische zandbodems op het Nederlandse deel van de Noordzee (Commissiebesluit, criterium 1.6). De kwaliteit van habitats heeft betrekking op de fysieke structuur, ecologische functie en de diversiteit en structuur van de geassocieerde soortgemeenschappen.</p> <p>m) Van de bodem van het Nederlands deel van de Noordzee wordt 10 tot 15 procent niet noemenswaardig beroerd door menselijke activiteiten (Commissiebesluit, criteria 1.6 en 6.1).</p>

Box 3. Indicatoren voor Descriptor 'mariene ecosystemen' (I&M & EL&I 2012). De meeste indicatoren worden nog verder uitontwikkeld.

1. Soorten:	
Benthos:	1. Geaggregeerde indicatoren voor verspreiding, voorkomen en conditie van representanten van langlevende en voor bodemberoering gevoelige benthosoorten en biogene structuren (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2, 1.3, 1.6 en 6.2). Indicatoren nog te ontwikkelen. Er is geen OSPAR-indicator die hiermee overeenkomt. Het OSPAR/COBAM-advies noemt drie hieraan te relateren indicatoren: „samenstelling typerende soorten“, „dichtheid van organismen die biogene structuren vormen“ en „grootteverdeling van schelpdieren en andere gevoelige/indicatorsoorten in de soortengemeenschap“. Er is in OSPAR-kader een beperkte mate van overeenstemming over de geschiktheid van deze indicatoren.
Vissen:	2. De primaire indicator voor de visserijdruk op commerciële visbestanden is de vissterfte van commercieel gevangen vis (= F). Waar waarden voor F niet beschikbaar zijn, kan de (verandering in) vangst per visserij-inspanningseenheid worden genomen (Catch Per Unit of Effort) (Commissiebesluit, criterium 3.1). Dit zijn bestaande ICES-indicatoren. 3. De biomassa van de paaibestanden (SSB van commercieel gevangen vis) (Commissiebesluit, criterium 3.2). Dit is een bestaande ICES-indicator. Een hierop gebaseerde geaggregeerde OSPAR-indicator is beschikbaar, de OSPAR EcoQO commerciële vis: aantal bestanden met SSB > Bpa (voor zover bekend). 4. Grootteverdeling van visbestanden, zowel van commerciële als van kwetsbare soorten. Per soort de 95% percentiel van de vislengtedistributie waargenomen in onderzoeken van researchschepen (Commissiebesluit, criterium 3.3). Indicator nog te ontwikkelen. Er bestaat een OSPAR-indicator. Deze dient in ICES-verband te worden vernieuwd. 5. Geaggregeerde indicatoren voor populatieomvang, verspreiding en conditie van haaien en roggen, vissoorten met een langdurige negatieve trend en trekvisen (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2, 1.3 en 4.3). Indicatoren nog te ontwikkelen. Voor commerciële vissoorten in ICES-kader, voor niet commerciële vissoorten in OSPAR. 6. Discards bij visserij (Commissiebesluit, criterium 4.3). Indicator nog te ontwikkelen in samenhang met de discussie rond de herziening van het GVB.
Vogels:	7. Verspreiding, omvang, conditie en toekomstperspectief van populaties kwetsbare vogelsoorten en de kwaliteit van het leefgebied (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2, 1.3, 4.1 en 4.3). Indicator nog verder te ontwikkelen. In aanvulling op deze indicatoren conform de Vogelrichtlijn worden ten behoeve van de internationale afstemming OSPAR-indicatoren ontwikkeld. Het OSPAR/COBAM-advies noemt een aantal vergelijkbare indicatoren, waaronder de EcoQO seabirds. Er is binnen OSPAR een grote mate van overeenstemming over de geschiktheid van deze indicatoren. Het is nog niet duidelijk in hoeverre zij aansluiten bij de Nederlandse vogelrichtlijndoelen.
Zeezoogdieren:	8. Verspreiding, omvang en conditie en toekomstperspectief van populaties zeezoogdieren en de kwaliteit van het leefgebied (Commissiebesluit, criteria 1.1, 1.2, 1.3, 4.1 en 4.3). Nog te ontwikkelen indicator. De indicatoren voor bruinvis worden nog ontwikkeld in de context van het Bruinvisbeschermingsplan. Gerelateerde bestaande OSPAR-indicatoren: EcoQO populatietrends van gewone en grijze zeehond (geen afname van de populatieomvang van > 10 procent over een vijf jaar lopend gemiddelde); EcoQO pupproductie grijze zeehond (geen afname van >10 procent van de pupproductie over een vijf jaar lopend gemiddelde); EcoQO bijvangst bruinvis (<1,7 procent van de populatie).
Demografische kenmerken:	9. Relevante indicatoren zijn al onder 'soorten' genoemd (Commissiebesluit, criteria 1.3 en 3.3).
<u>2. Voedselwebben</u>	10. Aandeel grote vissen in boomkorvangsten van bodemsoorten (IBTS): lengte-frequentieverdeling (Commissiebesluit, criteria 1.7 en 4.2). Er is een vergelijkbare OSPAR-indicator beschikbaar: EcoQO grotevisindicator (gewichtsperscentage van gevangen vis met een lengte van > 40 cm).

3. Habitats

11. Indicatoren voor zeevogels, zeezoogdieren en haaien en roggen als toppredatoren (Commissiebesluit, criteria 1.7 en 4.3).

Hiervoor kunnen de onder „soorten” genoemde indicatoren worden gebruikt.

12. Voedselrelatie van sleutelsoorten (Commissiebesluit, criterium 1.7)

Nog te ontwikkelen indicator (bijvoorbeeld zwarte zee-eend – *Spisula*; grote stern – zandspiering/sprot/smelt; bruinvis – sprot). Er is nog geen vergelijkbare indicator voorgesteld in OSPAR-verband. Overeenstemming ontbreekt omdat deze soorten niet strikt afhankelijk zijn van één prooidiersoort.

13. Verspreiding en omvang van algemeen voorkomende habitats (EUNIS-niveau 3) en habitats onder de Habitatrictlijn (Commissiebesluit, criteria 1.4 en 1.5).

Nog te ontwikkelen indicator. Er bestaat geen overeenkomende OSPAR-indicator. Het OSPAR/COBAM-advies²⁰⁷ noemt vier hieraan te relateren indicatoren, die samen de ruimtelijke verspreiding, het verspreidingspatroon en het habitatooppervlak van overheersende en geregistreerde (HR- en OSPAR-) habitats omvatten. Er is een grote mate van overeenstemming over deze indicatoren.

14. Zeebodemareaal dat niet wordt verstoord (Commissiebesluit, criteria 1.6 en 6.1).

Nog te ontwikkelen indicator. Er bestaat geen overeenkomende OSPAR-indicator. Het OSPAR/COBAM-advies noemt een vergelijkbare indicator: Area of habitat damage. Er is in OSPAR een grote mate van overeenstemming over zo'n indicator.

15. Indices voor de samenstelling van bodemleefgemeenschappen (Commissiebesluit, criterium 1.6), bijvoorbeeld de KRW-indicator BEQI-2208.

Er bestaat geen overeenkomende OSPAR-indicator. Het OSPAR/COBAM-advies noemt een vergelijkbare indicator: „Multimetrische indices om de relatieve omvang van benthische soorten of soortgroepen te kwantificeren”. Er is in OSPAR een grote mate van overeenstemming over zo'n indicator.

16. Indicatoren voor de kwaliteit van de verschillende habitats op EUNIS-niveau 3 (Commissiebesluit, criterium 1.6). Indicatoren nog te ontwikkelen. Vergelijkbare OSPAR-indicator als bij BEQI-2 (zie onder 15).

Box 4. Beleidsopgave aanvullend op bestaand en voorgenomen beleid (I&M & EL&I 2012)

In aanvulling op de implementatie van de VHR, en op de generieke inzet voor verduurzaming van de visserij, wordt bescherming geboden aan het bodemecosysteem in de gebieden het Friese Front en de Centrale Oestergronden. Deze worden aangemerkt als zoekgebieden voor ruimtelijke beschermingsmaatregelen. In 2015 vallen besluiten over de begrenzing van de gebieden binnen deze zoekgebieden, waar ruimtelijke beschermingsmaatregelen worden getroffen. Die besluiten betreffen ook de aard van de te treffen maatregelen. Hierbij worden als randvoorwaarden meegegeven:

- De ambitie om 10 tot 15 procent van het Nederlandse deel van de Noordzee te vrijwaren van bodemberoering (inclusief delen van de al aangewezen habitatrictlijngebieden Doggersbank, Klaverbank, Noordzeekustzone en Vlake van de Raan) en
- Het tot een minimum beperken van de last voor de visserijsector.

Verder zal bij deze bepaling rekening worden gehouden met de verschillen in natuurwaarde van de gebieden en met overwegingen van efficiency en handhaving (zoals het concentreren in de ruimte van de opgave van VHR en KRM). Voor deze punten zal een proces worden ingericht waarvoor ook de visserijsector en natuurorganisaties worden uitgenodigd. De maatregelen worden in GVB-kader gerealiseerd, maar zo nodig wordt ook gekeken naar eventuele andere gebruiksfuncties dan de visserij.

Bijlage B. OSPAR indicatoren

Relevant proposed OSPAR indicators, under development (working document COBAM expert group)

2. Area of habitat damage (predominant and special habitat types) (Candidate indicator)

This indicator aims to address the most important pressures to sea floor habitats in the OSPAR area which are those causing physical damage. It is being designed to assess predominant as well as special habitat types and regarded particularly useful to target larger sea areas with relatively low effort. It builds upon two types of information, i) the distribution and sensitivity of a particular habitat type and ii) the distribution and intensity of human activities potentially causing physical damage, such as mobile bottom contacting fisheries, sediment extraction or offshore constructions. It relies on an impact modelling approach that is under development. The pressure data is principally available from EIAs for approved plans and projects and from VMS and logbooks for bottom fisheries.

3. Area of habitat loss (predominant and special habitat types) (Candidate indicator)

The proposed indicator addresses the highest impact on benthic habitats caused by human activities: total functional loss and physical loss of area. It is developed to assess predominant as well as special habitat types and regarded particularly useful to target larger sea areas with relatively low effort. It builds upon two types of information, i) the distribution and sensitivity of a particular habitat type and ii) the distribution of human activities that might lead to a loss of area (e.g. harbour construction, coastal protection, offshore constructions, sediment extraction). It relies on an impact modelling approach that is under development. The pressure data is principally available from EIAs for approved plans and projects or national information platforms and from VMS and logbooks for bottom fisheries.

5. Multi-metric indices (Candidate indicator)

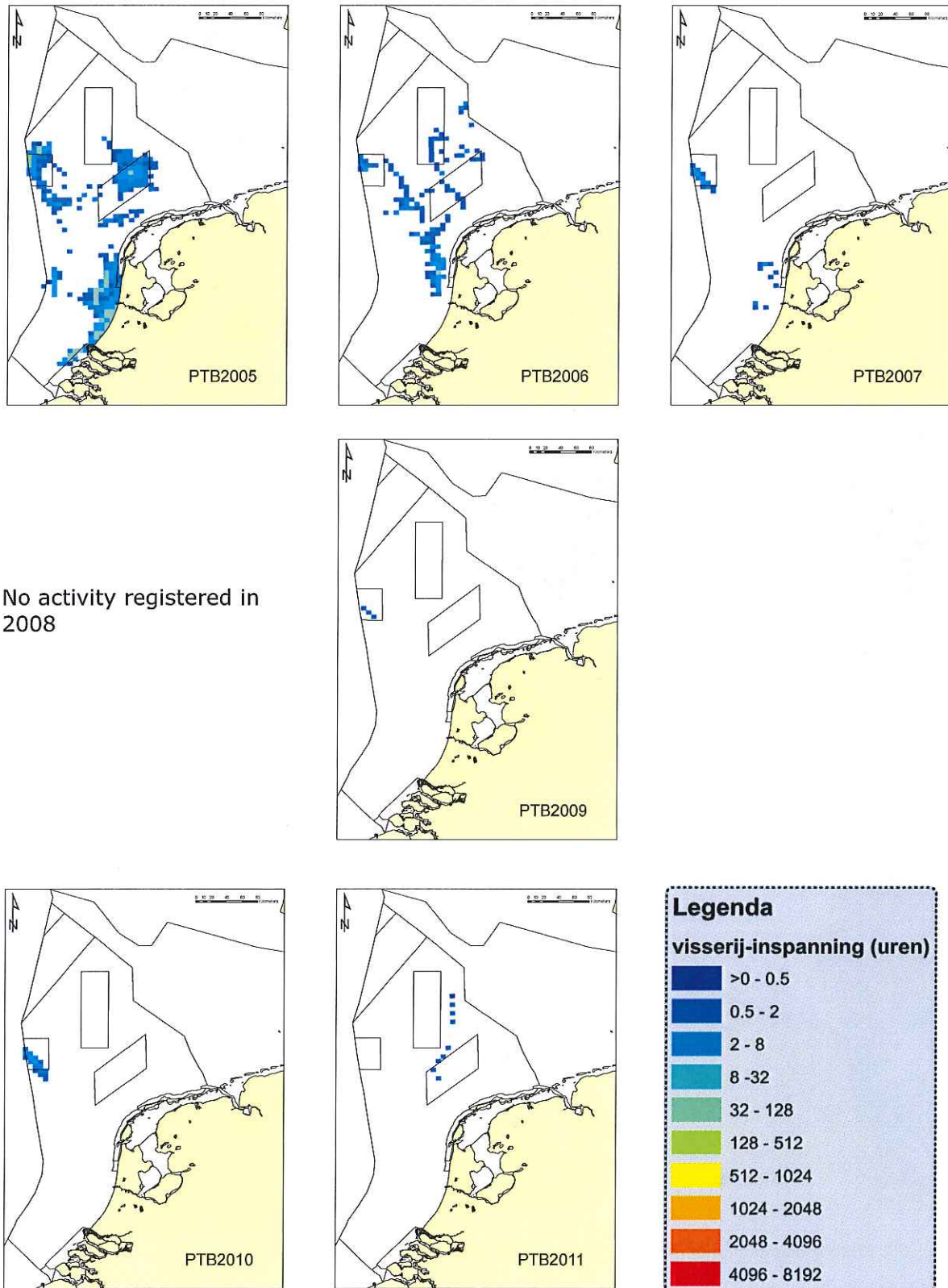
The current proposal of a multi-metric index (MMI) to assess habitat condition has not yet been discussed by the expert team. The proposed MMI describes the species richness, diversity and proportions of sensitive, tolerant and opportunistic species of the benthic community. It gives a useful integrated quality score of the condition and functionality of the infaunal benthic community. The proposed MMI responds well to the pressure of among others oxygen depletion by organic matter, sand extraction and hydrodynamic pressure, as demonstrated in transitional waters. Investigations on the correlation of this MMI with fisheries pressures are currently in progress for the WFD coastal zone (1 sea mile). The collection of quantitative pressure data and the construction of a suitable pressure index is a key step in the pressure-impact validation of this MMI. The MMI is based on the following three parameter: Species richness (the number of species), Shannon index (the number of species combined with the evenness of the abundance distribution) and the Infaunal Trophic Index (sensitive/tolerant species indicator). The current monitoring is mostly adequate for the use of this MMI. It is estimated that most countries use box core sampling. The proposed target is a GES of approx. EQR = 0.6. However, expert judgement of MMI results and reference values optimized for regional conditions will be used to optimize this GES target for specific OSPAR areas.

6. Size-frequency distribution of bivalves or other sensitive/indicator species in the community (Candidate indicator)

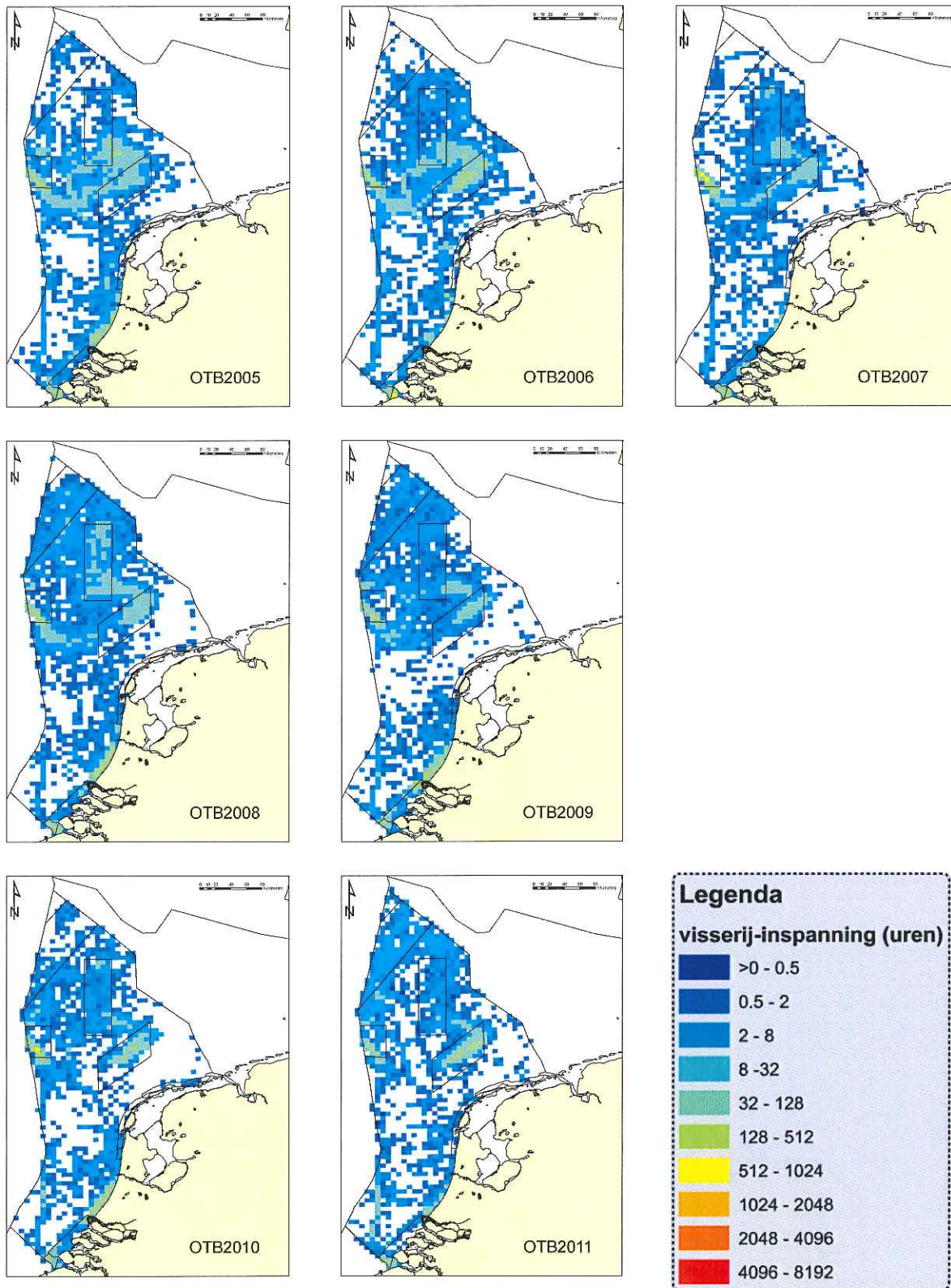
Under natural conditions, populations of large species consist of different size-classes representing different age-groups. The natural balance between the large and small individuals within the population of a single species can be affected by anthropogenic influences such as physical disturbance, e.g. bottom trawling or sand extraction. Large, long-lived bivalves are in general regarded to be the most sensitive group to bottom-trawling within the soft-bottom communities. The basic parameter is the number per size (class). The methodology should be built on a comparison of the actual population structure with a (theoretical) natural population structure resulting in a value for the "degree of naturalness" of the

population structure. This indicator is currently not part of any regular European monitoring programme. However, it is principally considered possible to collect the relevant data using the samples taken within the framework of most standard benthos monitoring programmes as long as the species involved occur in adequate densities.

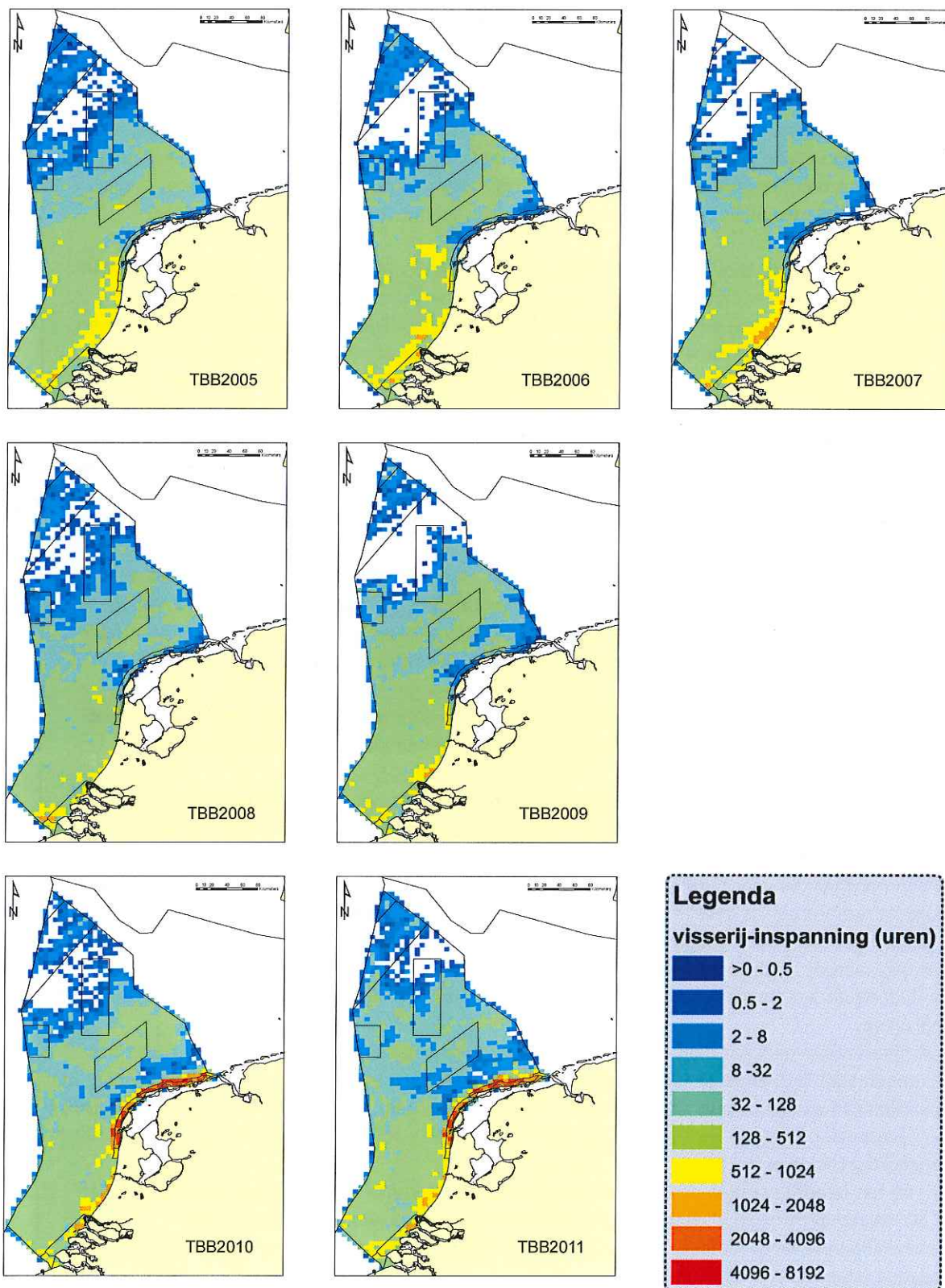
Bijlage C. Visserij-inspanning 2005-2011



Figuur 38. Visserij-inspanning op het NCP in de periode 2005-2011: twinrig-visserij.



Figuur 39. Visserij-inspanning op het NCP in de periode 2005-2011: Borden-visserij.



Figuur 40. Visserij-inspanning op het NCP in de periode 2005-2011; Boomkor- visserij.

Bijlage C Marxan en benodigde software

Naast Marxan zelf is het noodzakelijk dat een GIS-systeem beschikbaar is om (een deel van) de benodigde invoerbestanden voor te bereiden. ArcGIS (ESRI) en Quantum GIS (QGIS, Open Source) zijn hiervoor geschikt. Voor Quantum GIS is een gespecialiseerde tool beschikbaar om Marxan -invoerbestanden voor te bereiden.

Aangezien bij IMARES (en de WUR) overwegend met ArcGIS wordt gewerkt, is voor deze pilot studie gekozen om met deze vertrouwde werkomgeving aan de slag te gaan. Ook voor ArcGIS zijn diverse hulpmiddelen beschikbaar die handig zijn bij het voorbereiden van MARXAN-berekeningen.

Bij Marxan wordt een tool meegeleverd dat 'Zonae Cogito' heet. Deze tool kan gebruikt worden om scenario's (berekeningen) te bewerken, vervolgens te starten en de resultaten van de berekeningen aan eerste en snelle inspectie te onderwerpen. Dat omvat zowel het bekijken van de 'best solution', presentatie van kaarten van individuele resultaten ende 'selection frequency' (heat map). Ook zijn er mogelijkheden om de resultaten in tabellen en grafieken weer te geven. Tevens biedt Zonae Cogito hulpmiddelen om snel en betrouwbaar diverse instellingen voor Marxan te kalibreren. Er zijn kalibratiemogelijkheden voor o.a. de BLM, de SPF.

Voor de presentatie van Marxan-resultaten in rapportages, artikelen of in stakeholderprocessen, kan het nodig zijn om kaartmateriaal op basis van inputs en resultaten met GIS-programmatuur te vervaardigen. Tabellen en grafieken kunnen voor een verfijndere presentatie b.v. met Excel worden bewerkt en gecreëerd.

Marxan is een tekst-mode programma, dat in een Command-windows (DOS-box) draait. Het stelt geen bijzonder hoge eisen aan de computer waarop het draait. Maar afhankelijk van de omvang van het te analyseren probleem (aantal soorten, totaal aantal vlakjes, etc.) gaat meer rekenvermogen en beschikbaar geheugen wel steeds zwaarder tellen.

Betrouwbaarheid

De programmatuur van Marxan en het algoritme zijn op zich betrouwbaar en ondertussen door meerdere jaren van gebruik en met honderden toepassingen wereldwijd goed getest en bewezen.

Voor de betrouwbaarheid van de berekende resultaten is het met name van belang dat de gebruikte gegevensbestanden een adequate weergave van de werkelijkheid geven. Hierbij is het uiteindelijk belangrijker dat de betrokken partijen het met elkaar eens zijn over dit feit, dan dat er een noodzaak is voor hard aantoonbare betrouwbaarheid. Indien dat beschikbaar is, is dat zeker te prefereren. In geval de betrokkenen het met elkaar eens zijn dat een beschikbare dataset -an sich- niet heel betrouwbaar is, maar dat deze desondanks een waardevol aspect toevoegt aan de analyse en daarbij ook het beste mogelijke is (gegeven eventuele randvoorwaarden als tijdigheid en budgetten), dan is er niets op tegen om zo'n gegevensset te gebruiken.

Praktijkervaring leert dat het toevoegen van extra gegevensbestanden aan de analyses in het algemeen leidt tot betere (meer verfijnde) resultaten. Door bij onzekere datasets, de SPF laag in te stellen (in extremo: nul) zal Marxan bij het beoordelen van de uitkomsten van een run weinig tot geen belang hechten aan het niet behalen van een behoudsdoelstelling die aan een dergelijke gegevensset is gegeven.

Om bij het beoordelen van de resultaten enige waarde te kunnen hechten aan de 'best solution' of de 'selection frequency' (heat map) is het raadzaam om in een run minstens 100 berekeningen te laten uitvoeren. Voor elke berekening in een run doorloopt MARXAN een aantal iteraties (standaard 1 000 000).

Voor een betrekkelijk kleine analyse zoals deze pilot (4 'soorten' en maximaal zo'n 1800 te beoordelen vlakjes voor het gehele NCP) is dat zeker afdoende. Voor grotere en complexere analyses kan het voor de eindresultaten nodig zijn om zowel het aantal runs als het aantal iteraties per run flink op te voeren.