Ecoauthor –

Scientific Writing & Ecological Expertise

Wageningen Marine Research

Benthische Indicator Soorten Index (BISI)

Ontwikkelingsproces en beschrijving van de Nationale Benthos Indicator Noordzee inclusief protocol voor toepassing

Sander Wijnhoven & Oscar Bos

Uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Economische Zaken (EZ) in overleg met het Ministerie van Infrastructuur & Milieu (I&M)

Eindrapport, September 2017

Ecoauthor Report Series 2017 - 02

Ecoauthor
Scientific Writing & Ecological Expertise

KvK (CoC) number 65611330

info@ecoauthor.net
www.ecoauthor.net

Leeuwerikhof 16,
NL-4451 CW Heinkenszand,
the Netherlands

Dankwoord

De auteurs willen graag de opdrachtgevers, het Ministerie van Economische Zaken (EZ) en het Ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM), bedanken voor het mogelijk maken en toekennen van de opdracht. Onze dank gaat specifiek uit naar Anne-Marie Svoboda (EZ-Natuur & Biodiversiteit) en Dennis van Schaardenburg (Informatiehuis Marien: IHM) voor de projectbegeleiding en de diverse nuttige discussies met betrekking tot de ontwikkeling en toepassing van de methodiek. Speciale dank aan Serge Rotteveel (IHM) voor de prettige samenwerking met betrekking tot de data uitwisseling en het bediscussiëren van de monitoring gegevens. Grote dank aan de deelnemers aan één van de workshops, specifieke overleggen aangaande de methodiek, en degenen die eerdere versies en documenten met betrekking tot de Nationale Benthos Indicator hebben becommentarieerd of in discussie zijn gegaan over denkrichtingen, plannen, voorstellen en/of uitwerkingen: Suzanne Stuijfzand, Willem van Loon, Maarten Platteeuw, Hans Ruiter (allen RWS-WVL), Annemiek Adams (EZ), Peter Heslenfeld, Ad Stolk, Maarten de Jong (RWS-ZD), Johan Craeymeersch, Tobias van Kooten, GerJan Piet (allen Wageningen Marine Research: WMR), Karin van der Reijden (RUG), Edwin Verduin (Eurofins), Vincent Escaravage (NIOZ/WMR), Joël Cuperus (RWS-CIV), Olivier Beauchard (NIOZ/VLIZ), Arco van Strien, Martin Poot (beiden CBS).

© Copyright, 2017. **Ecoauthor** – *Scientific Writing & Ecological Expertise*, Heinkenszand, the Netherlands.

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced and/or published in print, photocopy or microfilm or on audio tape, electronically or by any other means, or saved in a storage system without prior written permission from the authors or the owner of Ecoauthor.

Foto's voorkant van links boven naar rechts onder: a) Pagurus bernhardus (Gewone heremietkreeft) een typische en slimme soort voor de Voordelta, de Vlakte van de Raan en de Noordzeekustzone (H1110b) en een typische soort voor de Doggersbank (H1110c); b) Alcyonium digitatum (Dodemansduim) een typische en slimme soort voor de Klaverbank (H1170); c) Goneplax rhomboides (hoekige krab) een slimme soort voor het Friese Front; d) Neptunea antiqua (Noordhoorn) een typische soort voor de Doggersbank (H1110c). Alle dieren gevangen tijdens de Internationale Beam Trawl Survey (BTS) in 2008 op de internationale Noordzee. Foto's O.G. Bos, afkomstig uit de Wageningen University & Research – Image Collections.

Unless indicated differently, all used photos are taken by the authors.

Report should be cited as:

Wijnhoven, S., Bos, O.G. (2017). Benthische Indicator Soorten Index (BISI): Ontwikkelingsproces en beschrijving van de Nationale Benthos Indicator Noordzee inclusief protocol voor toepassing. Ecoauthor Report Series 2017 - 02, Heinkenszand, the Netherlands.

Index

Samenvatting 4
1. Inleiding 6
2. Randvoorwaarden en uitgangsmateriaal 10
3. Ontwikkelingsproces 18
3.1 Afstemming met bestaande initiatieven en leren van internationale exercities 18
3.2 Ontwikkelen schaalbare aanpak 20
3.3 Selectie indicatorsoorten 21
3.4 Afstemmen gevoeligheid en vaststellen T0 23
3.5 Uitwerking in duidelijke protocollen 27
4. De methodiek 27
4.1 Benthische Indicator Soorten Index (BISI) 27
4.2 Specificaties 28
4.2.1. Vastgestelde gebieden 28
4.2.2. Gebruikte bemonsteringsmethode 30
4.2.3. Interne referentie 31
4.2.4. Data type 33
4.2.5. Compleetheid referentie 34
5. Toepassing 35
5.1 Algemene toepassing en Excel tool 35
5.2 T0 beoordeling van ecotopen en habitats 37
5.3 T0 beoordeling effectiviteit maatregelen 37
5.4 Testen in de toekomst 38
5.5 Aanbevelingen 38
6. Literatuur 41
Annex 1. Protocol Benthic Indicator Species Index (BISI) 44
Appendix 1. Referentielijsten met indicatorsoorten voor de te evalueren gebieden van het NCP 45
Appendix 2. 'BISI Assessment Tool' werkbladen met uitgewerkte methodiek per te evalueren gebied. 65
Appendix 3. Overzicht agenda's Workshops / Expertbijeenkomsten 'Benthos Indicator Ontwikkeling', van 7 november 2016 en 16 februari 2017 met deelnemerslijsten. 66

Samenvatting

In deze rapportage wordt in de hoofdtekst het proces van ontwikkeling, de methodiek en de toepassing van de Benthische Indicator Soorten Index (BISI) gepresenteerd als nationale benthosindicator voor de Nederlandse Noordzee. In de bijlage is een Engelstalig protocol opgenomen, met het oog op eventuele toepassing door andere landen.

De nationale benthosindicator BISI is gedurende 2016-2017 ontwikkeld voor de evaluatie van de habitatkwaliteit, bodemintegriteit en het ecologisch functioneren van de bodemfauna voor de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM). Hierbij wordt gebruik gemaakt van het KRM benthos-monitoringprogramma. Ook evaluaties van de effectiviteit van visserijmaatregelen in gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs) kunnen met de BISI worden uitgevoerd. Daarnaast is de methodiek uitgewerkt om toe te leveren aan kwaliteitsbeoordelingen in het kader van rapportages over de Habitatrichtlijn-habitattypen aan de Europese Commissie en evaluaties van de instandhoudingsdoelstellingen van mariene habitattypen in Natura 2000-beheerplannen.

Deze rapportage beschrijft het proces van totstandkoming, de gemaakte keuzes, en presenteert de methodiek in een Engelstalig protocol. Daarnaast wordt de toepassing toegelicht en wordt een Excel bestand bijgeleverd waarin de methodiek voor de diverse evaluaties dusdanig is uitgewerkt zodat invulling van de gevraagde observaties in de spreadsheet voor te evalueren jaren BISI waarden en de eerste testresultaten oplevert.

Met de BISI-indicator wordt het voorkomen (ruimtelijke trefkans) en/of dichtheden (n/m^2) van een selectie indicatorsoorten op een bepaald moment met een referentietoestand vergeleken De referentie en de indicatorsoortenlijst zijn gebied specifiek. De methode bestaat uit het berekenen van een (meetkundig) gemiddelde van de gewogen log-getransformeerde observatie-referentie ratio's, waarvoor het resultaat wordt terug-getransformeerd. Bij het statistisch testen van potentiële verschillen wordt rekening gehouden met de varianties zoals aanwezig in de observatiedata. De referentiewaarde is per definitie 1. Per indicatorsoort kan de referentie tot 100 keer worden overschreden dan wel onderdoken. Indien waarnemingen minder dan 0,01 keer of meer dan 100 keer de referentie betreffen wordt respectievelijk de waarde van 0,01 keer de referentie of 100 keer de referentie overgenomen om te kunnen omgaan met 0-waarden en te voorkomen dat individuele zeer zeldzame en/of zeer talrijke indicatorsoorten de beoordeling gaan domineren. Met de BISI-indicator wordt op basis van een set indicatorsoorten een indexwaarde voor de algemene kwaliteitstoestand van een gebied berekend. Tevens worden met de indicator specifieke BISI-waarden op basis van een subset van indicatorsoorten voor het duiden van de mogelijke oorzaken en de gevolgen van waargenomen veranderingen in de kwaliteitstoestand van het benthos berekend.

De Benthische Indicator Soorten Index wordt als volgt berekend:

$$BISI = \exp((1/S)\sum(IV_i)\log(O_i/R_i)),$$

waarbij:

S = het aantal indicatorsoorten in de evaluatie van het desbetreffende gebied,

IV_i = is de soort-specifieke indicatorwaarde (waarde vastgesteld per specifieke beoordeling),

O_i = waargenomen abundantie van soort i op het te evalueren tijdstip,

R_i = referentie abundantie voor soort i (interne referentie).

De BISI wordt in dit rapport berekend voor de volgende toepassingen:

- Habitatkwaliteit in Natura 2000/KRM-gebieden: Doggersbank, Centrale Oestergronden, Friese Front, Klaverbank, Noordzeekustzone, Voordelta, Vlakte van de Raan. Tevens aangevuld met de Bruine Bank, dat representatief is voor de Zuidelijke bocht.

- Habitatkwaliteit van landelijke Habitatrichtlijn Annex 1-habitattypen: H1170 (Riffen), en H1110 (Permanent overstroomde zandbanken, opgesplitst in H1110b - Noordzee kustzone, en H1110c - Doggersbank).
- Habitatkwaliteit van EUNIS-ecotopen op classificatieniveau 3: Diep grof sediment -, Diep zandig -, Diep slibrijk -, Ondiep tot matig diep grof sediment -, Ondiep tot matig diep zandig -, en Ondiep tot matig diep slibrijk habitat.
- Effect van visserijmaatregelen in Natura2000/KRM-gebieden: vergelijking van gesloten gebieden met open gebieden.

Indicatorsoorten

Indicatorsoorten zijn soorten waarvoor fluctuaties in hun voorkomen (dichtheden en/of ruimtelijke distributie) indicatief worden geacht voor de kwaliteit van de leefomgeving (de mate en het type druk op het systeem dat aanwezig is). Soorten worden als indicatief beoordeeld als ze gevoelig zijn voor een specifieke druk, als natuurlijke fluctuaties relatief gering zijn ten opzichte van fluctuaties onder invloed van een specifieke druk, en wanneer de soorten met gangbare observatietechnieken en relatief geringe monitoringinspanningen onder natuurlijke dichtheden kunnen worden gedetecteerd. De in een eerder stadium geselecteerde 'slimme' soorten (soorten met bovengenoemde karakteristieken plus dat ze recentelijk talrijk zijn waargenomen; Wijnhoven et al., 2013) en de typische soorten van de Habitatrichtlijn maken deel uit van de specifieke selecties aan indicatorsoorten. Hier zijn ook recentelijk ontbrekende soorten met indicatiewaarde aan toegevoegd wanneer er aanwijzingen zijn dat ze in het betreffende gebied aanwezig kunnen zijn en op een natuurlijke manier kunnen terugkeren wanneer de kwaliteitstoestand goed is, omdat hun afwezigheid juist indicatief is voor de huidige kwaliteitstoestand. De betrouwbaarheid van de beoordelingsmethodiek neemt toe wanneer een groter aantal soorten in de beoordeling wordt meegewogen. Als criterium voor de selectie van 'slimme' soorten werd de gecombineerde score voor meerdere gevoeligheidsaspecten gecombineerd (Wijnhoven et al., 2013). Aangezien een gevoeligheid voor slechts één aspect (bv gekende gevoeligheid voor bodemberoering of gekende gevoeligheid voor eutrofiëring) al voldoende is om indicatief te zijn, en juist zal helpen bij de indicatie van de oorzaak van een bepaalde kwaliteitstoestand, zijn ook die soorten (aanvullende indicatorsoorten) opgenomen in de gebruikte indicatorsoortenlijsten.

De methodiek sluit aan en is afgestemd op het huidige (en in de nabije toekomst te verwachten) KRM benthos-monitoringsprogramma. Dit programma bestaat uit de bemonstering met een boxcorer, bodemschaaf (in kustgebieden soms met zuigkor of Van Veen hap) en op de Klaverbank voornamelijk Hamon-hap monsters en videotransect inventarisaties. Hierbij is het van belang of monsterlocaties initieel random over een gebied zijn toebedeeld (en dus een min of meer representatief beeld van de totaaltoestand geven) of (random) gestratificeerd zijn toebedeeld en dan specifiek zijn bedoeld voor de evaluatie van het betreffende gebied of habitat (vooral ingezet voor de beoordeling van de effecten van maatregelen).

1. Inleiding

Met de uitwerking van het eerste deel van de Mariene Strategie voor het Nederlandse deel van de Noordzee voor de periode 2012-2020 (Min IenM & Min ELenI, 2012) is een route uitgezet op weg naar een goede milieutoestand van het mariene milieu in 2020. Naast de karakterisering van het systeem op dat moment op basis van de in 2012 aanwezige informatie (Initiële Beoordeling), is de goede milieutoestand gedefinieerd en zijn doelen en indicatoren opgesteld. Het macrozoobenthos (de ongewervelde dieren levende in en op de bodem) van de Noordzee speelt een belangrijke rol in de Mariene Strategie. Het benthos draagt in belangrijke mate bij aan de biodiversiteit, diverse soorten (vooral enkele schelpdieren) zijn van commercieel belang, het speelt een belangrijk rol in de mariene voedselketens en draagt in belangrijke mate bij aan de structuur en functie van de zeebodem en de onderwaterecosystemen in het algemeen. Behoud van biodiversiteit van het benthos is onder de Kaderrichtlijn Mariene Strategie een doel op zich, waarbij de omvang, conditie en verspreiding van met name langlevende en (voor fysieke bodemberoering) kwetsbare soorten dient te verbeteren. Verder is de samenstelling van het benthos indicatief voor de kwaliteitstoestand van habitattypen uit Bijlage I van de Habitatrichtlijn (H1110: Permanent overstroomde zandbanken; H1170; Riffen), waarvoor instandhoudings- en/of verbeterdoelstellingen zijn geformuleerd. Daarnaast is het benthos ook indicatief voor diverse andere milieudoelen (zoals een indicatiewaarde van de aanwezige gemeenschappen voor aspecten als eutrofiëring, hydrografische eigenschappen en vervuilende stoffen, en de verschillende exoten onder het benthos) waar hier niet specifiek op in wordt gegaan.

De belangrijke rol die het benthos inneemt in het onderwatersysteem en zodoende ook in de Mariene Strategie betekende dat een bijbehorend monitoringprogramma diende te worden opgesteld, aan de hand waarvan de kwaliteitstoestand en ontwikkelingen in die toestand kunnen worden gevolgd en beoordeeld. Om tot een monitoringprogramma te komen dat in de databehoefte voorziet is in 2013 een studie uitgevoerd, Wijnhoven et al. (2013), om tot een gedragen selectie van indicatorsoorten te komen. Tevens zijn daarbij monitoringscenario's uitgewerkt voor de diverse gebieden waarvoor informatie gewenst is, met afwegingen tussen inspanningen en aantallen soorten waarvan ontwikkelingen op korte en middellange termijn kunnen worden geëvalueerd. Hieruit is de keuze voor het huidige Nationale Benthos Monitoring Programma voor de Noordzee (KRM monitoringprogramma benthos) voortgekomen, vastgelegd in Min IenM & Min EZ (2014). Tot op de dag van vandaag volgen hierop nog uitbreidingen en specificaties met betrekking tot de ligging van meetlocaties (o.a. Troost et al. (2013), Van Kooten (2013), Van Asch & Troost (2014)), die voorzien in de behoefte van het evalueren van de effectiviteit van genomen maatregelen. Het gaat daarbij om de monitoring van voor bodemberoerende visserij gesloten gebieden in vergelijking met open gebieden, waarvan het monitoringprogramma wordt opgesteld zodra maatregelen vorm hebben gekregen.

Uitgaande van het KRM benthos-monitoringprogramma is in dit rapport een Nationale Benthos Indicator voor de Noordzee ontwikkeld. Daarbij is de rapportage van Wijnhoven et al. (2013) en dus het werken met evaluaties op basis van indicatorsoorten het uitgangspunt. Specifiek is de vraag vanuit de opdrachtgevers geweest om een geïntegreerde indicator te ontwikkelen, waarbij verschillende indicatorsoorten worden gecombineerd. De indicator dient inzicht te verschaffen in de kwaliteitstoestand en ontwikkeling van gebieden en deelgebieden (gebieden met bijzondere ecologische waarden, EUNIS-ecotopen, Habitatrichtlijn-habitats en gebieden met specifieke maatregelen) van de Nederlandse Noordzee. Daarbij is het van belang dat kan worden aangetoond of de kwaliteit op basis van de benthos samenstelling onveranderd is, dan wel toe - of afneemt. Specifiek dient de Nationale Benthos Indicator te kunnen worden ingezet voor beoordelingen en rapportages voor de Kaderrichtlijn Marien (KRM), de Habitatrichtlijn (HR), de evaluatie van de Natura 2000-beheerplannen en de evaluatie van de effectiviteit van genomen beschermingsmaatregelen. Dit betekent dat verschillende ruimtelijke en temporele schalen een rol spelen en dat de indicator daarmee om dient te kunnen gaan. Daarnaast dient de indicator ook relatief eenvoudig en transparant te zijn, zodat uitkomsten eenduidig, goed te interpreteren zijn door gebruikers (beleidsmakers en beheerders) en communiceerbaar zijn richting stakeholders.

De huidige rapportage presenteert de Nationale Benthos Indicator voor de Noordzee, de Benthische Indicator Soorten Index (BISI), speciaal (maar niet uitsluitend) voor de evaluatie van het Nederlandse deel van de Noordzee ontwikkelt. De rapportage gaat in op het proces van de ontwikkeling van de indicator en de achtergronden en gemaakte keuzes. De indicator is beschreven in een Engelstalig protocol, als Annex 1 aan deze rapportage toegevoegd, op basis waarvan de methodiek in principe ook door anderen kan worden toegepast.

Tabel 1. Begrippenlijst.

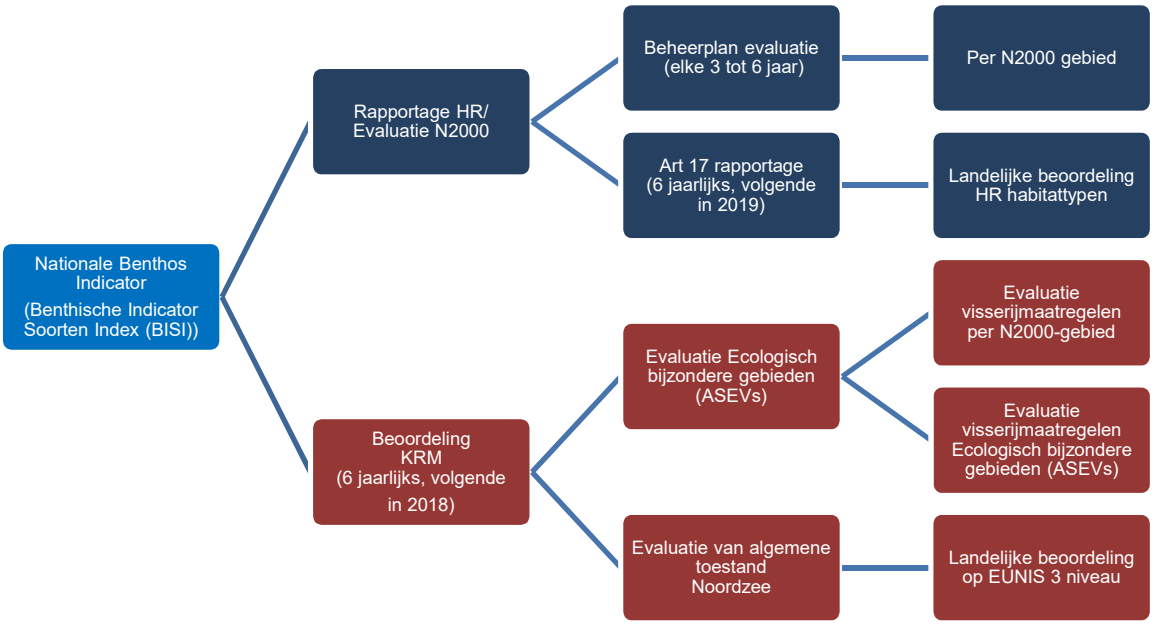
Term	**Betekenis**
Aanvullende indicator soorten	Indicatorsoorten die zijn toegevoegd aan de gebiedspecifieke selecties van 'slimme soorten en typische soorten. Waar 'slimme soorten' potentieel de meest geschikte indicatorsoorten zijn voor de indicatie van algemene kwaliteitsveranderingen op korte termijn, kunnen soorten die specifiek indicatief zijn voor één kwaliteitsaspect en/of nu ontbreken (maar waarvan bekend is dat ze recentelijk wel aanwezig waren) juist waardevol zijn voor de identificatie van oorzaken en gevolgen van kwaliteitsveranderingen.
ASEV	Area with special ecological value (Gebied met bijzondere ecologische waarden)
BISI	Benthische Indicator Soorten Index
EC	Europese Commissie
Ecologisch bijzonder gebied	Gebied met bijzondere ecologische waarden, zoals genoemd in Lindeboom et al. (2005). Gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs) zijn in het kader van het KRM benthos-monitoringprogramma aangeduid als representatieve gebieden die de belangrijkste ecotopen en habitats van de Nederlandse Noordzee omvatten. De gebieden zijn in het verleden ook wel KRM-gebieden genoemd (Wijnhoven et al., 2013). De monitoring en evaluatie van het NCP is zodoende toespitst op de ASEVs. Het betreft hier de HR-gebieden van de Noordzee, het Friese Front en de Centrale Oestergronden (samen representatief voor de Oestergronden) en de Bruine Bank (representatief voor de Zuidelijke Bocht).
Ecotoop	EUNIS niveau 3 ecotoop (in de EUNIS systematiek als habitat aangeduid)
Gebied met bijzondere ecologische waarden	Gebied met bijzondere ecologische waarden, zoals genoemd in Lindeboom et al. (2005). Gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs) zijn in het kader van het KRM benthos-monitoringprogramma aangeduid als representatieve gebieden die de belangrijkste ecotopen en habitats van de Nederlandse Noordzee omvatten. De gebieden zijn in het verleden ook wel KRM-gebieden genoemd (Wijnhoven et al., 2013). De monitoring en evaluatie van het NCP is zodoende toespitst op de ASEVs. Het betreft hier de HR-gebieden van de Noordzee, het Friese Front en de Centrale Oestergronden (samen representatief voor de Oestergronden) en de Bruine Bank

	(representatief voor de Zuidelijke Bocht).
Gesloten gebied	Deelgebieden binnen ‘gebieden met bijzondere ecologische waarden’ (ASEVs) waar in het kader van het Visserij In Beschermde Gebieden (VIBEG)-akkoord of het Fisheries Measures in Protected Areas (FIM-PAS)-akkoord specifieke vormen van bodemberoerende visserij zijn uitgesloten om een verbetering van de kwaliteit van het onderwatermilieu te bewerkstelligen
H1110	HR habitattype 'permanent overstroomde zandbank'. H1110b: permanent overstroomde zandbank Kustzone; H1110c: permanent overstroomde zandbank Doggersbank
H1170	HR habitattype 'Riffen'
Habitattype	habitattype uit Annex 1 van de Habitatrichtlijn
HR	Habitatrichtlijn
Indicatorsoort	Soort met een bepaalde indicatiewaarde. Een significante verandering in de abundantie van de soort is indicatief voor een bepaalde kwaliteitsverandering voor het te evalueren gebied. Soorten zijn geschikt als indicatorsoort wanneer ze gevoelig zijn voor specifieke veranderingen in drukken en/of specifieke ecologische waarden representeren, en aanwezige populaties te monitoren zijn met de gangbare bemonsteringstechnieken. De BISI maakt gebruik van een gebiedspecifieke evaluatie op basis van het voorkomen van indicatorsoorten waarbij de lijst van indicatorsoorten zowel ‘slimme soorten’ als ‘typische soorten’ en een aantal aanvullende soorten met indicatiewaarde betreft.
Indicatiewaarde	De mate dat verandering in abundantie van een soort indicatief is voor identificatie van veranderingen in de algemene kwaliteitstoestand en/of specifieke oorzaken of gevolgen van waargenomen veranderingen in kwaliteit. In de BISI is de (specifieke) indicatiewaarde altijd een waarde tussen 0 (niet indicatief) en 1 (zeer indicatief) en wordt in de BISI-formule met IV (Indicator Value) aangeduid.
Interne referentie	Gebiedspecifieke samengestelde realistische referentie met betrekking tot de abundantie van bodemdier indicatorsoorten (wat betekent dat bij het grotendeels wegnemen van de heersende drukken de beschreven toestand op natuurlijke wijze kan worden bereikt uitgaande van de huidige habitat samenstelling en aanwezige soortenpools) die in de BISI methodiek wordt gebruikt om de toestand op een te evalueren moment mee te vergelijken
KRM	Kaderrichtlijn Mariene Strategie
KRM-gebieden	Term in het verleden (Wijnhoven et al., 2013) gebruikt voor de gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs).
‘Slimme soorten’	In Wijnhoven et al. (2013) zijn potentiële indicatorsoorten aangeduid als ‘slimme soorten’ wanneer zij voor een gebied

	met bijzondere ecologische waarden een hoge score behaalde voor een samenstelde formule die de mate van gevoeligheid voor een aantal drukken, de representativiteit voor ecologische aspecten en de recente aanwezigheid en detecteerbaarheid combineerde.
Typische soorten	Initieel in LNV (2008) en Paijmans & Asjes (2012) voor het mariene systeem gepresenteerde lijsten met constante soorten met indicatie voor goede abiotische toestand (Ca), constante soorten met indicatie voor goede biotische structuur (Cb), constante soorten met indicatie voor goede abiotische toestand en goede biotische structuur (Cab), karakteristieke soorten (K) en exclusieve soorten (E), zoals geïdentificeerd voor de Habitatrichtlijn-habitattypes. Lijsten met typische soorten voor H1110 en H1170 zijn in 2014 uitgebreid (Min EZ, 2014a,b).
VR	Vogelrichtlijn

2. Randvoorwaarden en uitgangsmateriaal

De Nationale Benthos Indicator, uitgewerkt in de vorm van de Benthische Indicator Soorten Index (BISI), is specifiek ontwikkeld voor de evaluatie van de goede milieutoestand onder de KRM en de ontwikkelingen daarin van de Nederlandse Noordzee op basis van de bodemdierensamenstelling. De indicator kan worden gebruikt voor de beoordeling van de kwaliteit van benthosgemeenschappen (in termen van biodiversiteit van het benthos en kwaliteit zeebodem). Dit kan op verschillende niveaus: (1) binnen KRM-gebieden (ook wel Gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs) genoemd) en Natura 2000-gebieden; (2) op het niveau van EUNIS-ecotopen niveau 3; (3) voor de landelijke beoordeling van Habitatrichtlijn Annex 1 habitattypen (4) en om verschillen tussen beviste en onbeviste gebieden vast te stellen. Figuur 1 geeft een overzicht van de verschillende evaluaties waarvoor de Nationale Benthos Indicator wordt ingezet of kan worden ingezet.



Figuur 1. Schematisch overzicht van verschillende evaluaties waarvoor de Nationale Benthos Indicator zal en kan worden ingezet.

Focus op gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs):

Waar de KRM vraagt om een evaluatie van de algehele toestand van de Nederlandse Noordzee en de benthische ‘habitats’ en bodemdiergemeenschappen in het bijzonder, is er in Nederland voor gekozen om behoud en verbetering van het zeebodem milieu te realiseren door te focussen op een aantal gebieden met bijzondere ecologische waarden.

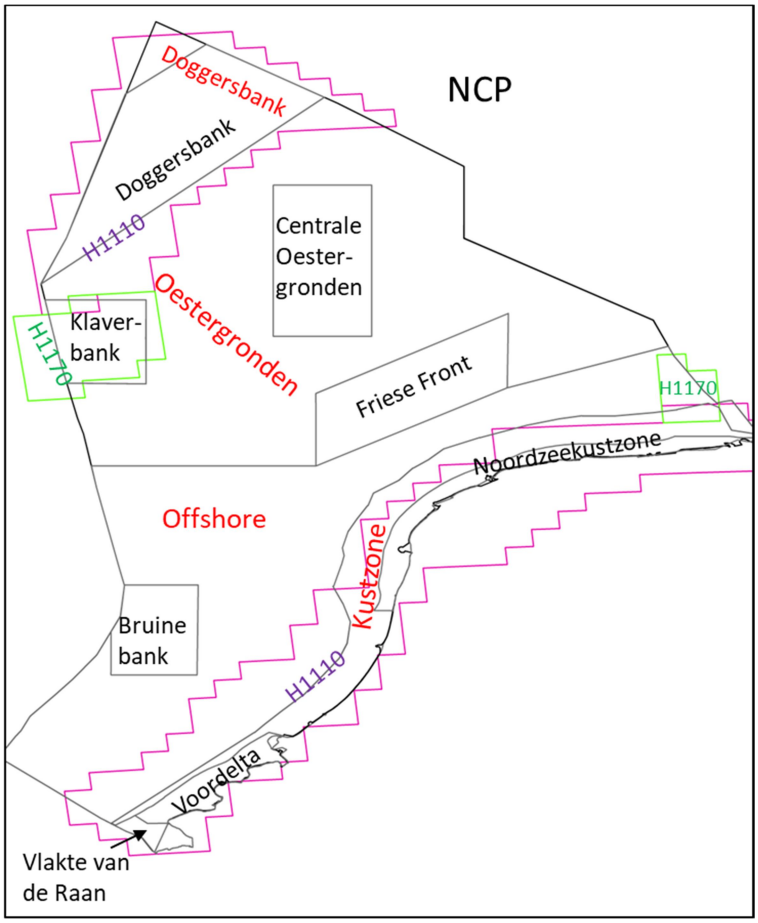
Gebieden met bijzondere ecologische waarden

De gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs) zijn initieel geïdentificeerd in Lindeboom et al. (2005), en later ook wel aangeduid als KRM-gebieden (o.a. Wijnhoven et al., 2013). De ASEVs worden geacht representatief te zijn voor specifieke onderdelen en natuurwaarden zoals aanwezig op het NCP. Zodoende is het KRM-benthosmonitoringprogramma, en daarmee de evaluatie, toegespitst op de ASEVs. De ASEVs hebben veelal gefungeerd als initiële zoekgebieden voor beheermaatregelen (hoewel recentelijk ook voor bodemberoerende visserij gesloten gebieden deels of vrijwel geheel buiten de ASEVs zijn aangewezen) en omvatten alle HR- en tevens alle VR-gebieden van het NCP.

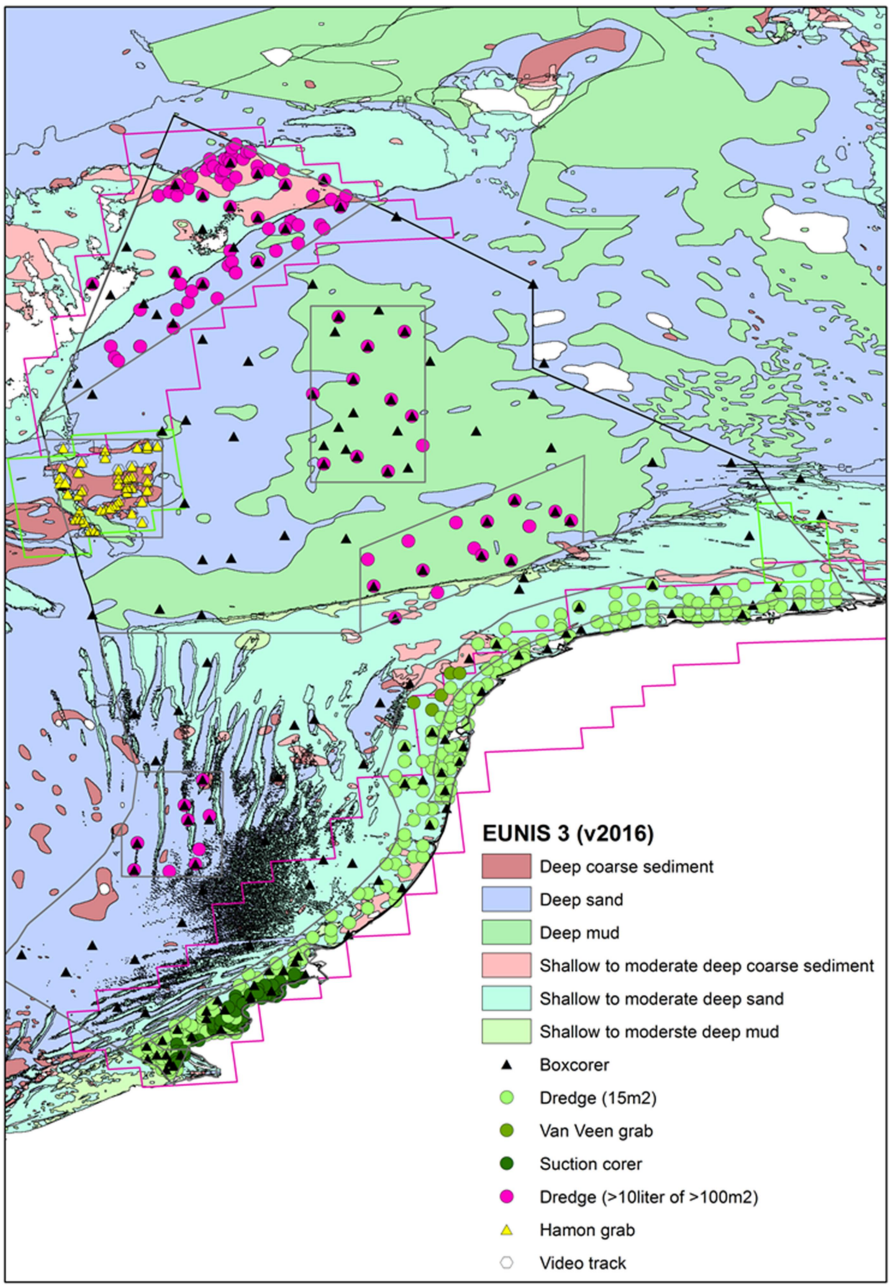
De ASEVs zijn qua ecotopensamenstelling vaak representatief voor grotere eenheden binnen de Nederlandse Noordzee en/of dekken specifieke 'habitats'. Het hanteren van ASEVs is dus in feite een middel om tot behoud en/of verbetering van de algemene kwaliteitstoestand van de Noordzee te komen. Daar de Nederlandse Noordzee (zoals de meeste mariene systemen) bestaat uit zeer verschillende ecologische eenheden met hun eigen karakteristieken -zichtbaar in onder andere de benthische gemeenschappen en bijvoorbeeld de kwetsbaarheid voor verschillende type verstoringen- wordt de evaluatie opgesplitst op mariene ecotopen niveau. Binnen een ASEV kunnen er namelijk meerdere ecotopen aanwezig zijn.

Onderverdeling in ecotopen (EUNIS 3):

Voor de indeling in ecotopen wordt de EUNIS (European Nature Information System) classificatie op niveau 3 (v2016) gehanteerd (zoals beschikbaar via www.emodnet-seabedhabitats.eu en uitgewerkt door de European Environment Agency (EEA)). De EEA spreekt zelf over zeebodemhabitats in plaats van ecotopen. Wanneer men een verdere onderverdeling op EUNIS niveau 4-6 hanteert, kan men wellicht spreken over habitats. Wanneer men werkt met een grove indeling in slechts enkele klassen voor de gehele Nederlandse Noordzee dan is de term 'ecotoop' meer voor de hand liggend. De term 'ecotopen' voor de KRM voorkomt ook verwarring met de term 'habitattypes' van de Habitatrichtlijn. Er zijn behoorlijke verschillen tussen de EUNIS-ecotopenkaarten uit het verleden en de versie (v2016), zoals geadopteerd, daar een andere indeling is gehanteerd. Er is voor gekozen om 6 klassen te onderscheiden waarvan afzonderlijk de kwaliteitstoestand en kwaliteitsontwikkeling zullen worden geëvalueerd (zie tevens Figuur 2).



Figuur 2a. Kaart van de Nederlandse Noordzee en omgeving met aanduiding van het Nederlands Continentaal Plat (NCP) en de onderverdeling in 4 KRM-zones (namen rood). Ecologisch bijzondere gebieden(ASEVs) zijn aangeduid met grijze contouren (namen in zwart), rastergebieden (10x10 km) waarbinnen Habitatrichtlijn-habitattypes H1110 en H1170 zijn geïdentificeerd (toestand 2007-2012: Min EZ, 2013)) zijn zichtbaar gemaakt met rose en groene contouren (en namen) respectievelijk.



Figuur 2b. Het NCP waarin de monster-locaties die deel uitmaken van de KRM benthosbemonsterin g zijn aangeduid per bemonsteringsmetho -de. De achtergrond-kaart toont de indeling in 6 ecotooptypes (klassificatie op EUNIS niveau 3, v2016, beschikbaar via: www.emodnet-seabedhabitats.eu) die onderdeel uitmaken van de KRM-evaluatie. (Gebieden met beperkingen ten opzichte van bodem-beroerende visserij die onderdeel uit maken van de evaluaties in het kader van de KRM zijn niet weergegeven daar deze nog niet allemaal definitief zijn).

Het betreft de categorieën:

‘Diep grof sediment’ (A5.15: Deep coarse sediment),

‘Diep zand’ (A5.27: Deep sand),

‘Diep slibrijk’ (A5.37: Deep mud),

‘Ondiep tot matig diep grof sediment’ (A5.14: Shallow to moderate deep coarse sediment),

‘Ondiep tot matig diep zand’ (A5.25, A5.26: Shallow to moderate deep sand) en

‘Ondiep tot matig diep slibrijk’ (A5.35, A5.36: Shallow to moderate deep mud).

De EUNIS 3 classificatie maakt nog onderscheid in enkele subtypes, bijvoorbeeld ‘Ondiep tot matig diep fijn zand’ (A5.25), ‘Ondiep tot matig diep slibbig zand’ (A5.26) en ‘Ondiep tot matig diep

gemengd fijn – en slibbig zand' (A5.25 of A5.26) wat is samengevoegd tot 'Ondiep tot matig diep zand'. Het blijkt dat in de praktijk de classificatie op EUNIS 3 niveau niet volledig vlakdekkend is voor het NCP. Er blijven enkele kleine gebiedjes over die op EUNIS 4 niveau zijn aangeduid als 'Moderate energy deep circalittoral seabed'. Daar de verwachting is dat matige hydrodynamiek eerder duidt op de aanwezigheid van zand dan slib, is besloten deze gebieden voor de evaluatie in te delen bij het ecotoop 'Diep zand' (in de praktijk worden echter in ieder geval geen problemen verwacht met betrekking tot de indeling van die gebieden, omdat er vooralsnog geen monsterlocaties in vallen).

Onderscheid gebieden binnen en buiten ASEVs:

Naast de vlakdekkende beoordeling van het NCP op basis van de kwaliteitstoestand van de EUNIS-ecotopen, wordt de kwaliteitstoestand van ASEVs geëvalueerd omdat daar veelal specifieke maatregelen zijn/worden getroffen en als eerste verbeteringen worden verwacht, terwijl de monitoring zich ook toespitst op die gebieden (geselecteerd vanwege de representativiteit). Door de ons bekende verschillen in monitoringsinspanningen en maatregelen die veelal wel binnen ASEVs worden genomen en niet daar buiten, is het noodzakelijk om voor de evaluatie van EUNIS-ecotopen op NCP niveau eerst/ook de delen binnen en buiten ASEVs afzonderlijk te evalueren. Naast de evaluatie van de kwaliteitstoestand van de afzonderlijke ASEVs als geheel vindt er specifieke evaluatie van de maatregelen plaats. Het gaat hierbij om beperkende maatregelen met betrekking tot bodemberoerende visserij. Aangewezen gebieden waar specifieke bodemberoerende visserij wordt uitgesloten, worden in het vervolg 'gesloten gebieden' genoemd. Per ASEV (dat tevens een status als Natura 2000 gebied kan hebben), wordt de kwaliteitsontwikkeling in gesloten ten opzichte van open gebieden geëvalueerd. Dit geschiedt op basis van specifiek geselecteerde monsters zodat monsterinspanning en bemonsterd ecotoop danwel bemonsterde initiële gemeenschap vergelijkbaar zijn binnen en buiten de gesloten gebieden, wat de zeggingskracht (Power) van de statistische evaluatie ten goede komt.

Eventueel onderscheid gesloten gebieden:

Voor bepaalde ASEVs (zoals op de Doggersbank) is besloten om gesloten gebieden (Noordelijke en Zuidelijke helling) afzonderlijk te evalueren, omdat de aanwezige gemeenschappen grote verschillen vertonen (en samenvoegen wederom de zeggingskracht van de analyses niet ten goede komt). In andere ASEVs worden 'gesloten gebieden' met verschillende vormen van visserijmaatregelen juist samengevoegd in de evaluaties omdat het behoorlijk versnipperde situaties betreft, waarvoor het benodigde aantal monsters om de te verwachten nuanceverschillen in beheer en kwaliteitsveranderingen dientengevolge, flink zou oplopen in het geval van afzonderlijke evaluaties. De benodigde monitoringsinspanning wordt dus zo veel mogelijk gereduceerd waarbij opsplitsing enerzijds tot twee analyses met een benodigd aantal monsters leidt, maar de kleinere variatie in bodemdierensamenstelling binnen opgesplitste gebieden anderzijds om een kleiner aantal monsters vraagt om dezelfde Power voor de toetsen te bereiken.

KRM kwaliteitsdoelstellingen:

Behalve dat de kwaliteitstoestand en kwaliteitsontwikkeling van de verscheidene (deels onderverdeelde) gebieden met behulp van de hier gepresenteerde methodiek zal kunnen worden geëvalueerd, zijn er vanuit de KRM ook doelstellingen geformuleerd met betrekking tot het resultaat van de evaluaties (Tabel 2). Voor alle genoemde ASEVs met uitzondering van de Bruine Bank (7 stuks) en de EUNIS-ecotopen op landelijk niveau (6 stuks) is als goede milieutoestand ten minste een behoud aan kwaliteit van de 'habitats' en op de middellange termijn (ten gevolgen van beheermaatregelen) een verbetering van de kwaliteit geformuleerd. Dit betekent dus dat de evaluaties geen significante afname ten opzichte van de T0 dienen te vertonen en op termijn (indicatief 2 a 3 KRM-cycli wat overeen komt met 12 tot 18 jaar) een significante toename dienen te laten zien (Min IenM & Min EZ, in prep.). In het geval van het ecotoop 'Diep zand' is dit voor de KRM in principe geformuleerd als 'Diepere niet-dynamische zandbodems'.

Tabel 2. Overzicht van de kwaliteitsdoelstellingen waarvoor de Benthische Indicator Index (BISI) wordt ingezet, rekening houdende met de actualisatie van Mariene Strategie in 2018 (Min IenM & Min EZ, in prep).

	Eenheid	**Ten minste**	**Middellange termijn**	
Vanuit de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM)				**Vanuit KRM en Gemeenschappelijk Visserij Beleid (GVB)**
Ecologisch Bijzondere Gebieden (ASEVs)	Doggersbank	Geen sign. afname BISI	Sign. toename BISI	Sign. toename BISI gesloten t.o.v. open
	Klaverbank	Geen sign. afname BISI	Sign. toename BISI	Sign. toename BISI gesloten t.o.v. open
	Centrale Oestergronden	Geen sign. afname BISI	Sign. toename BISI	Sign. toename BISI gesloten t.o.v. open
	Friese Front	Geen sign. afname BISI	Sign. toename BISI	Sign. toename BISI gesloten t.o.v. open
	Noordzeekustzone	Geen sign. afname BISI	Sign. toename BISI	Sign. toename BISI gesloten t.o.v. open
	Voordelta	Geen sign. afname BISI	Sign. toename BISI	Sign. toename kwaliteit[A] gesloten t.o.v. open
	Vlakte van de Raan	Geen sign. afname BISI	Sign. toename BISI	Sign. toename BISI gesloten t.o.v. open
Ecotopen (EUNIS niveau 3) op landelijk niveau	Diep grof sediment (A5.15)	Geen sign. afname BISI		
	Diep zand (A5.27)[B]	Geen sign. afname BISI		
	Diep slibrijk (A5.37)	Geen sign. afname BISI		
	Ondiep tot matig diep grof sediment (A5.14)	Geen sign. afname BISI		
	Ondiep tot matig diep zand (A5.25/A5.26)	Geen sign. afname BISI		
	Ondiep tot matig diep slibrijk (A5.35/A5.36)	Geen sign. afname BISI		
Vanuit de Habitatrichtlijn (HR) en Evaluatie beheer Natura 2000 gebieden				
Natura 2000 gebieden	Doggersbank	Geen sign. afname BISI	Sign. toename BISI	Sign. toename BISI gesloten t.o.v. open
	Klaverbank	Geen sign. afname	Sign. toename	Sign. toename BISI

		BISI	BISI	gesloten t.o.v. open
	Noordzeekustzone	Geen sign. afname BISI	Sign. toename BISI	Sign. toename BISI gesloten t.o.v. open
	Voordelta	Geen sign. afname BISI		Geen sign. afname BISI gesloten t.o.v. open
	Vlakte van de Raan	Geen sign. afname BISI		Geen sign. afname BISI gesloten t.o.v. open
Vanuit de Habitatrichtlijn (HR)				
Habitatrichtlijn-habitats op landelijk niveau	H1110 (Permanent overstroomde zandbanken)[C,D]	Geen afname aantal typische soorten		
	H1170 (Riffen)[C]	Geen afname aantal typische soorten		

[A] BISI wordt hier vooralsnog niet ingezet omdat de Voordelta een eigen beoordelingssysteem kent met een daarop afgestemde monitoring (Craeymeersch et al., 2015), en de kwaliteitsverbetering als 10% in biomassa is geformuleerd waarvoor toetsing op basis van de BISI niet nodig is.

[B] In de KRM wordt specifiek gesproken over 'diep laagdynamisch zand' waarvoor de doelstelling geldt. De kwaliteitsbeoordeling op basis van de BISI zal positief zijn wanneer het aandeel laagdynamisch toeneemt t.o.v. het hoogdynamisch en *vice versa* indien overige drukfactoren constant zijn. Wel dient naast de BISI het totaal oppervlak diep laag- en diep hoogdynamisch onderdeel te zijn van de evaluatie.

[C] Vooralsnog is enkel het aantal typische soorten onderdeel van de Habitatrichtlijn-habitat kwaliteitsbeoordeling. De BISI zou echter wel achtergrondinformatie kunnen verschaffen met betrekking tot oorzaken van eventuele kwaliteitsveranderingen en kan signalen geven welke kant de kwaliteit van de habitats op gaat. Een specifieke evaluatie enkel op basis van typische soorten is een standaard onderdeel van de huidige BISI om aan de wensen m.b.t. Habitatrichtlijn evaluaties tegemoet te komen.

[D] Gezien de voor een deel verschillende condities met bijbehorende soortensamenstelling op de offshore gelegen - en de in de kustzone gelegen permanent overstroomde zandbanken, worden H1110c en H1110b afzonderlijk geëvalueerd op basis van de BISI (H1110a, Permanent overstroomde zandbanken van het getijdegebied, is door de overwegende ligging buiten het NCP (nog) niet uitgewerkt in de huidige BISI.

Bij een toename van de algehele (gemiddelde) hydrodynamiek in het diepe zandige ecotoop of een toename van het oppervlak aan hoog dynamisch gebied binnen het zandig ecotoop zal de beoordeling ook een achteruitgang in de kwaliteitstoestand laten zien daar diverse indicatorsoorten gevoelig zijn voor een toename van de hydrodynamiek. Resultaten van de BISI dienen voor beoordeling dus wel te worden geëvalueerd samen met de oppervlakte ontwikkeling van afzonderlijke EUNIS-ecotopen, daar een toename aan hoogdynamisch zandig ecotoop niet noodzakelijkerwijs slecht is wanneer het niet ten kosten gaat van laagdynamisch ecotoop. Daarnaast worden in het kader van de KRM en het Gemeenschappelijk Visserij Beleid de visserijmaatregelen geëvalueerd. Uiteraard wordt daar op termijn een kwaliteitsverbetering in de gesloten gebieden nagestreefd ten opzichte van de ontwikkeling van de open gebieden. Het resultaat voor het gehele ASEV dient dan uiteraard op de middellange termijn een verbetering van de kwaliteitstoestand te zijn zoals hierboven beschreven. Naast het evalueren van behoud en/of verbetering van de zeebodem als habitat (KRM

D6C3), wordt specifiek de kwaliteit van benthische gemeenschappen op basis van de omvang, conditie en globale verspreiding van populaties geëvalueerd. In de praktijk hebben we het met betrekking tot de Nationale Benthos Indicator, over dezelfde indicatorsoorten. Habitats en bodemdieren kunnen eigenlijk niet los van elkaar gezien worden, het is hooguit een verschillende oorzaak of drukfactor waarvan de effecten zichtbaar worden in dezelfde indicator doordat ofwel de habitats (en daardoor indirect de bodemdieren), ofwel de bodemdieren (en daardoor indirect de habitats) worden beïnvloed. Met betrekking tot de specifieke benthossoorten (de set aan indicatorsoorten per gebied) is de doelstelling dat hun voorkomen (te meten aan de ontwikkeling van de BISI zoals voor de habitatdoelstellingen) een significante toename gaat vertonen in de gesloten ten opzichte van de open gebieden (het betreft hier nu alle eerder genoemde ASEVs waar maatregelen zijn of in de nabije toekomst worden genomen).

De Bruine Bank die als (representatief) ASEV wel een intensievere monitoring kent, heeft als ASEV een uitzonderingspositie omdat er (nog) geen specifieke doelstellingen voor zijn opgesteld. Voor de evaluatie van de effectiviteit van de visserijmaatregelen in de Voordelta wordt vooralsnog ook niet de hier gepresenteerde methodiek ingezet, omdat er al jaren een specifiek beoordelingsprogramma met speciaal daarvoor uitgevoerde monitoring loopt (Craeymeersch et al., 2015). De KRM benthos-monitoring is zodoende ook niet specifiek afgestemd op de evaluatie van visserijmaatregelen in de Voordelta.

Natura 2000 en HR doelstellingen:

De beoordeling van Natura 2000 instandhoudingsdoelstellingen van habitattypen is beschreven in de desbetreffende zogenaamde Profielen zoals H1110 (Min EZ, 2014a) en H1170 (Min EZ, 2014b). Beoordeling verloopt in principe aan de hand van vier deelaspecten. Echter, de mariene habitattypen zijn wezenlijk anders dan de terrestrische habitattypen, en zijn wat lastig te vatten in de vier “pootjes”. Er is echter een sterke link met de KRM: De doelen van KRM en N2000 komen inhoudelijk grotendeels overeen (zie ook Tabel 2). Het monitoringprogramma dat voor de KRM is opgetuigd is dan ook één op één te gebruiken voor de N2000-monitoringplannen. Omdat doelen hetzelfde zijn, is het logisch en wellicht gewenst om dan ook de beoordeling gelijk te trekken. Andersom is bij de uitwerking van de benthosindicator al rekening gehouden met de typische soorten van de mariene habitattypen. De hier gepresenteerde methodiek is erop ingericht, namelijk door nu al alle typische (benthos) soorten van de mariene habitattypen H1110 en H1170 (Min EZ, 2014a,b) onderdeel te maken van de methodiek (en een specifieke beoordeling van de HR typische soorten standaard uit te voeren, indien voor het te evalueren gebied relevant). Volgens de Natura 2000 systematiek volgt er iedere 6 jaar (met mogelijk een tussenevaluatie) een evaluatie van het beheerplan van de Natura 2000 gebieden (Tabel 2). Voor de gebieden aangewezen voor de Habitatrichtlijn (Vlakte van de Raan, Voordelta, Noordzeekustzone, Doggersbank en Klaverbank) geldt dat zij tevens ASEVs zijn waarvoor de kwaliteitstoestand van de zeebodem en de benthische gemeenschappen in het kader van de KRM wordt geëvalueerd, inclusief een evaluatie van de genomen maatregelen. Elke 3 jaar zijn er nieuwe gegevens beschikbaar en kan een volledige evaluatie worden uitgevoerd, waarbij het gevraagde moment van rapportage bepaalt welke monitoringjaren kunnen worden meegenomen.

Voor de Artikel 17 rapportage die de kwaliteitstoestand van de HR habitattypen op landelijk niveau evalueert (zie Figuur 1) diende wel een specifieke beoordeling te worden opgesteld. Voor habitattype H1110 (Overstroomde zandbanken) diende de beoordeling in tweeën te worden splitst. Er zijn afzonderlijke beoordelingen voor H1110c (offshore gelegen overstroomde zandbanken rond de Doggersbank) en H1110b (overstroomde zandbanken van de kustzone) omdat de gemeenschappen voor een deel verschillend zijn, en samenvoegen in één evaluatie grote onzekerheden met zich meebrengt. Vooral habitattype H1110b omvat meerdere EUNIS-ecotopen en de ASEVs Noordzeekustzone, Voordelta en Vlakte van de Raan, zodat de opgestelde referentie een combinatie van de genoemde ASEVs is geworden. Voor afleiding van de referentiewaarden is naast de waarden voor de afzonderlijke ASEVs, het gewogen gemiddelde van de 3 ASEVs in overweging genomen. Habitattype H1110a wordt vooralsnog buiten beschouwing gelaten omdat dit voornamelijk de

Waddenzee betreft die geen onderdeel is van de Nationale Benthos Indicator voor de Noordzee. (Uiteraard zou een vergelijkbare methodiek kunnen worden uitgewerkt voor overgangswateren als de Waddenzee met een uitgebreid(er) benthos-monitoringprogramma). De resultaten van de Klaverbank beoordeling kunnen overigens tevens worden gebruikt als beoordeling van habitattype H1170 (zolang er geen benthosbemonstering in het gebied van de Borkumse Stenen plaats vindt).

De relevante kwaliteitsdoelstellingen volgend uit de Habitatrichtlijn betreffen instandhouding van de kwaliteit van de zeebodem (de aanwezige habitattypen) conform de beheerplannen voor de Voordelta en de Vlakte van de Raan, en verbetering van de kwaliteit van de Natura 2000 gebieden Noordzeekustzone, Doggersbank en Klaverbank. De kwaliteit van de habitattypes H1170 en H1110 wordt naast de ontwikkeling van het oppervlak onder andere afgelezen aan de veronderstelde aanwezigheid van typische soorten. De hier uitgewerkte methodiek zou inzicht kunnen verschaffen in de ontwikkeling van de populaties van de groep der typische soorten binnen de habitattypes zodat signalen kunnen worden opgepikt welke kant het met de kwaliteitstoestand van de HR habitattypen op gaat.

Evaluatie op basis van indicatorsoorten:

Reeds in 2013 is een weg ingeslagen hoe in de toekomst de kwaliteitstoestand en ontwikkelingen te evalueren, met de selectie van een aantal potentiële indicatorsoorten (destijds slimme en typische soorten genoemd) (Wijnhoven et al., 2013). De resultaten uit de studie, met een eerste selectie van indicatorsoorten en waardering van hun indicatiewaarde, waaraan een ruime literatuurstudie met inbreng van diverse experts ten grondslag lag, hebben we als uitgangspunt genomen voor de ontwikkeling van de evaluatiemethodiek. De indicatiewaarde werd bepaald aan de hand van een vaste formule waarin scores met betrekking tot 1) recente aanwezigheid, 2) karakteristiek zijn voor te beoordelen gebied, 3) gevoeligheid voor bodemverstoring, 4) gevoeligheid voor ecologische verstoring, 5) belang voor ecologische processen, 6) potentiële grootte, 7) indicatief voor beginnend herstel, 8) potentiële leeftijd, worden gecombineerd. Te meer daar het huidige KRM benthos-monitoringprogramma ook is ingericht op het kunnen detecteren van veranderingen in abundantie en/of het ruimtelijk voorkomen van de geselecteerde soorten, hebben we de beoordelingen van destijds niet overgedaan, maar hooguit voor individuele gevallen nog eens bekeken. Wel hebben we de indicatiewaarde van een aantal nieuwe/aanvullende soorten geschat.

Karakteristieken beschikbare data:

Bij de ontwikkeling van een methodiek zijn we uiteraard afhankelijk van de databeschikbaarheid. Dit betekent dat we voor de afleiding van referenties afhankelijk zijn van de data dichtheid uit het verleden en de specificaties van de bemonsteringstechnieken die destijds zijn gebruikt. Voor sommige delen van de Noordzee is de bemonsteringsdichtheid in het verleden niet erg hoog geweest, wat uiteraard minder handvatten geeft voor de ontwikkeling van een betrouwbare methodiek specifiek voor dat gebied. We hebben dit grotendeels proberen op te vangen door historische data en observaties te gebruiken uit niet direct door de opdrachtgever aangeleverde datasets en uit rapportages (zie overzicht in hoofdstuk 3.5). Andere karakteristieken van beschikbare monitoringsdata waarvan we bij de ontwikkeling afhankelijk waren zijn:

Variabel monsteroppervlak, subsampling en /of vooral in het verleden niet registreren van alle soorten in schaafbemonsteringen, waardoor ruimtelijke trefkans evaluatie op basis van schaafdata geen optie is.

Bovengenoemde heeft ook consequenties voor de waarneming van minder algemene soorten. Met name voor enkele typische soorten kan dit betekenen dat ze worden gemist terwijl ze mogelijk wel aanwezig zijn. De verwachting is echter dat die kans op missen afhankelijk is van de abundantie. Dit maakt onder andere dat de methodiek eerder geschikt zal zijn voor het evalueren van relatieve verschillen in kwaliteit in de tijd (of tussen gebieden volgens een voorop gezet design) dan dat de kwaliteitstoestand van verschillende gebieden direct kan worden vergeleken.

Het gebruik van verschillende technieken als schaaf, Van Veen en zuigkor heeft consequenties voor het waarnemen van soorten. Daar het monitoringprogramma voor de komende jaren is vastgelegd en dezelfde locaties met dezelfde technieken zullen worden bezocht, is de verwachting dat de kans op het waarnemen van soorten bij gelijkblijvende abundantie volgens het ingestelde monitoringprogramma niet substantieel zal veranderen.

Methodiek uitermate geschikt voor detecteren kwaliteitsveranderingen:

De methodiek is specifiek ontwikkeld voor het kunnen aantonen van kwaliteitsveranderingen. Op dit moment hebben we enkel een voor de methodiek complete set aan data beschikbaar voor het jaar 2015. Dit betekent dat we nog niet op alle aspecten de methodiek optimaal hebben kunnen testen. Hoewel we niet direct verwachten dat bijstellingen op korte termijn noodzakelijk zijn, kan juist de beoordeling van één tijdstip (niet het sterkste punt van de methodiek) enige onzekerheden geven. Juist de evaluatie van relatieve kwaliteitsverschillen tussen gebieden op de T0 is gevoelig en afhankelijk van de gehanteerde interne referentie. We zijn er echter van overtuigd dat de interne referentie, op diverse datasets gebaseerd en dankzij het werken met een range aan indicatorsoorten, goed zal functioneren. Een evaluatie van de methodiek op dat punt, op basis van de resultaten na enkele monitoringrondes, is echter wel aan te raden.

Benodigde bemonsteringsinspanning:

We zijn er bij de ontwikkeling van de methodiek vanuit gegaan dat het nu voor de eerste maal in 2015 uitgevoerde KRM monitoringprogramma voor benthos de komende tijd gehandhaafd blijft. Reduceren van het aantal bemonsteringslocaties en/of wijzigen van methodieken kan consequenties hebben voor de toepasbaarheid van de methodiek en betrouwbaarheid van de evaluaties. Daarmee is overigens niet gezegd dat de methodiek star is. De Nationale Benthos Indicator volgens de BISI is juist geschikt om te kunnen omgaan met veranderingen in bijvoorbeeld bemonsteringsinspanningen. Wel dient dan te worden overwogen of de interne referentie voor de nieuwe situatie voldoet en of gewenste veranderingen op basis van de nieuwe situatie nog aantoonbaar zijn.

3. Ontwikkelingsproces

De ontwikkeling van een goed functionerende Nationale Benthos Indicator voor de Noordzee die gedurende langere tijd voor verschillende rapportages en evaluaties dient te kunnen worden ingezet, waarbij een groot aantal (deel)gebieden en ruimtelijke schalen wordt onderscheiden zoals eerder uitgewerkt onder de ‘Randvoorwaarden en uitgangsmateriaal’, maar die ook transparant inzichtelijk en communiceerbaar dient te zijn, is een gecompliceerde zaak die vraagt om een stapsgewijze aanpak en het gebruik van verschillende bronnen. De ontwikkeling is dan ook een (geleidelijk) proces geweest waarbij keuzes zijn gemaakt op basis van bevindingen en/of consultatie van experts en bronnen. De volgende stappen zijn doorlopen (overigens niet in chronologische volgorde, daar bevindingen en/of inzichten geregeld aanleiding waren om naar eerdere stappen terug te keren of juist eerst andere stappen (gedeeltelijk) te zetten).

3.1 Afstemming met bestaande initiatieven en leren van internationale exercities

Uitgaande van de rapportage en bevindingen van Wijnhoven et al. (2013) waaraan al een uitgebreide literatuurstudie en expertconsultatie ten grondslag lagen, hebben we uiteraard ook kennis genomen van verschillende andere initiatieven met betrekking tot benthosindicator ontwikkeling. Daar waar mogelijk heeft overleg en afstemming plaats gevonden. De volgende initiatieven dienen hierbij zeker genoemd te worden:

Specifieke gevoeligheden van verschillende soorten:

De bevindingen uit projecten als BENTHIS en DEVOTES (Rijnsdorp et al., 2016, Beauchard et al, 2017) die momenteel binnen ICES verder worden uitgewerkt hebben duidelijk laten zien dat soorten verschillende gevoeligheden tonen voor verschillende types verstoringen en daarmee een belangrijke indicatiewaarde kunnen hebben. In beide studies wordt de link gelegd naar specifieke karakteristieken van soorten (veelal 'traits' genoemd). De studies wijzen onder andere op het feit dat er verschillen in gevoeligheid van benthische gemeenschappen bestaan tussen verschillende habitats (waarmee een bepaalde druk meer impact zal hebben in de ene dan in de andere habitat). Daarnaast dient er rekening mee te worden gehouden dat bodemdiergemeenschappen van frequent verstoorde milieus mogelijk overwegend zullen bestaan uit stress-geadapteerde (resistente) soorten, zodat het wegnemen van een bepaalde druk niet direct hoeft te leiden tot een verandering in de bodemdierensamenstelling (Duineveld et al., 2007).

Er heeft kennisuitwisseling plaats gevonden met zowel Olivier Beauchard (DEVOTES en daaruit voortkomende activiteiten) als Gerjan Piet (BENTHIS). De karakterisering op basis van 'traits' volgens Beauchard (Beauchard (2016); grotendeels gebaseerd op het werk van Greenslade (1983) en Souhwood (1988)) is vergeleken met de Indicator Waarde (IV) zoals we die in de BISI aan potentiële indicatorsoorten hebben toegekend (zie Bijlage 3). Wanneer r-strategen (veerkrachtige soorten) en A-strategen (resistente soorten) volgens Beauchard in onze initiële beoordeling een IV van 1 hadden voor bodemverstoring, dan is die bijgesteld naar 0,5. Wanneer K2-strategen (zeer gevoelige soorten) en K1-strategen (gevoelige soorten) een IV van 0 hadden, dan is die ook bijgesteld naar 0,5. Daarnaast is er extra op gelet dat indicatorsoorten specifiek voor gebieden/ecotopen zijn. Tevens ondersteunen de bevindingen in BENTHIS en DEVOTES het belang van specifieke evaluaties naast de algemene kwaliteitsbeoordeling voor het achterhalen van oorzaken en effecten en het belang van het betrekken van meerdere soorten in evaluaties voor een betrouwbaar resultaat.

Technische aspecten van de methodiek:

Parallel aan de Nationale Benthos Indicator ontwikkeling zijn er trendanalyses uitgevoerd door het CBS in het kader van de Living Planet Index (LPI) (Poot, 2016). Met betrekking tot het benthos van de Noordzee zijn daarvoor datasets gebruikt (MWTL boxcore-data) die onderdeel uit maken van de data die voor de Nationale Benthos Indicator ontwikkeling zijn gebruikt voor de afleiding van de interne referentie. Voor de LPI zijn trends bepaald voor grote eenheden (kust en offshore) voor de totale biodiversiteit van het benthos en voor groeperingen op hoger taxonomisch niveau (o.a. wormen en schelpdieren). De diversiteit als zodanig is uiteraard ook een indicator voor de kwaliteit van het onderwatermilieu. De planning is dat in de nabije toekomst ten minste voor het offshore gebied (NCP vanaf de -20m NAP lijn), analyses voor groeperingen op basis van soortkarakteriseringen gaan plaats vinden (mondelinge mededeling Martin Poot). Het gaat dan interessant worden om LPI en BISI resultaten te vergelijken en de LPI kan wellicht nuttig zijn voor de toetsing van de interne referentie. Met betrekking tot de ontwikkeling van de Nationale Benthos Indicator is consultatie van het CBS (Arco van Strien en Martin Poot) met name nuttig geweest vanwege hun reflectie op de methodiek in ontwikkeling. Aspecten die zij onder andere hebben aangedragen en waarop de methodiek is aangepast, betreffen het werken met een meetkundig gemiddelde (log-transformeren van de data en terug-transformeren van het resultaat) in plaats van een rekenkundig gemiddelde, en het gelijkmatig begrenzen (afkap bij zowel factor 100 overschrijding als onderschrijding) van de referentiewaarde voor individuele soorten (IIS-waarden) in de BISI-index. Dit zorgt er voor dat de index even zo gevoelig is voor kwaliteitsverbetering als voor kwaliteitsverslechtering, en dat naast dat de index om kan gaan met ontbrekende indicatorsoorten er ook geen overmatige invloed op de beoordeling zal zijn van zeer abundante soorten (Buckland et al., 2011; Van Strien et al., 2012).

Toetsen concept-ideeën:

Tijdens de ontwikkeling van de Nationale Benthos Indicator heeft veelvuldig overleg plaatsgevonden met de opdrachtgevers en een begeleidingsteam van specialisten bestaande uit beleidsmakers en wetenschappers (zie tevens het dankwoord). Centraal stonden twee workshops waarin respectievelijk

(1) een plan van aanpak inclusief de denkrichtingen en (2) de methodiek zoals op dat moment uitgewerkt zijn gepresenteerd en bediscussieerd (zie Bijlage 2). Voorafgaand hieraan is ook een eerste (nog incomplete) conceptversie van het rapport rondgestuurd met daarin voorbeelden van uitwerking en toepassing, waarop door een groot aantal betrokkenen commentaar is geleverd. Deels volgend uit de discussies met opdrachtgevers, begeleidingsteam en workshop heeft specifieke afstemming plaats gevonden met Olivier Beauchard en is de methodiek gepresenteerd en bediscussieerd met het CBS (Arco van Strien en Martin Poot). Daarnaast zijn er activiteiten geweest die niet direct onderdeel uitmaakten van het hier beschreven project, maar die daar wel uit volgden en die een mooie gelegenheid waren om de methodiek en ideeën te toetsen. Zo is de methodiek in ontwikkeling gepresenteerd en bediscussieerd tijdens de tri-nationale Doggersbank-workshop op 8 februari 2017 te Hamburg (Fock et al., 2017). Daarnaast zijn de auteurs betrokken bij de invulling van KRM-factsheets behorend bij het Actieplan Mariene Strategie (deel I) 2018-2020, en is de eerste auteur de trekker van de factsheet 'Benthische Indicatorsoorten Index (BISI): D6C3/5', wat in feite de eerste toepassing van de methodiek op T0 (resultaten op basis van de KRM benthos-monitoring van 2015) betreft.

3.2 Ontwikkelen schaalbare aanpak

Combineren van verschillende methodieken over schalen:

De methodiek dient toepasbaar te zijn voor verschillende gebieden, EUNIS-ecotopen en habitattypen. In principe wordt er voor ieder te evalueren gebied een specifieke interne referentie met een gebiedseigen set aan indicatorsoorten opgesteld. Enerzijds omdat ieder gebied een unieke ecotopensamenstelling heeft met bijbehorende potentieel voorkomende soorten (en dus ook indicatorsoorten). Daarnaast is de gevoeligheid van verschillende typen van verstoringen tot op-zekere-hoogte ecotoopspecifiek (zeker daar waar het een directe impact op de bodem betreft). Anderzijds is ook het monitoringsprogramma bepalend voor de mogelijkheden om (deel)gebieden samen te voegen in evaluaties. Het betreft daarbij niet enkel de toegepaste bemonsteringsmethode (bv boxcore, schaaf of video die niet zondermeer te combineren zijn, daargelaten dat ook aspecten als bemonsterd oppervlak, gehanteerde zeef, selectief uitzoeken soorten, etc., een rol kan spelen), maar ook het design van het monitoringsprogramma. Gestratificeerde, random uitgevoerde en/of volgens een vast patroon uitgevoerde bemonsteringen die per gebied ook in bemonsteringsdichtheid kunnen variëren kunnen niet zonder meer worden gecombineerd. Tot op zekere hoogte is de KRM-bemonstering afgestemd op de te beoordelen (deel)gebieden waarbij monsters specifiek wel of niet bedoeld zijn voor de evaluatie van ASEVs en/of de evaluatie van de effectiviteit van maatregelen. Wanneer het de evaluatie van EUNIS-ecotopen en HR-habitattypen betreft, dienen veelal monsters uit verschillende gebieden te worden gecombineerd. Dit vereist veelal een tussenstap waarbij ontwikkelingen binnen en buiten ASEVs (eventueel eerst op basis van één van de bemonsteringstechnieken) dienen te worden vergeleken. Aangezien er in principe wordt gewerkt met een vastgesteld bemonsteringsprogramma, is het ook in het geval er duidelijke verschillen tussen deelgebieden waarneembaar zijn waar ook de bemonsteringsintensiteit verschilt, toch mogelijk die deelgebieden samen te voegen in een gezamenlijke analyse. Wel dient dan te worden nagegaan bij evaluatie waar de oorzaak van eventueel waargenomen veranderingen ligt (mogelijk in één van de samengevoegde deelgebieden).

Van ASEVs naar ecotopen en habitats op landelijk niveau:

Een ander aspect van het evalueren van grotere eenheden, zoals het ecotoop 'diep zandig substraat' dat grote delen van meerdere ASEVs en overige gebieden bevat, is dat een unieke referentie met indicatorsoorten diende te worden opgesteld. Aangezien ASEVs in principe zo zijn geselecteerd dat ze representatief zijn voor grotere eenheden en veelal gedomineerd worden door een bepaald type ecotoop (op EUNIS 3 niveau: EUNIS, 2016) (Wijnhoven et al., 2013), kan de referentie voor bepaalde gebieden met specifieke ecologische waarden veelal (gedeeltelijk) worden overgenomen, en/of

gecombineerd. Hierbij is wel steeds nagegaan aan de hand van de habitatbeschrijving in World Register of Marine Species (WoRMS, 2017) of indicatorsoorten specifiek zijn voor het desbetreffende ecotoop (of eerder te verbinden zijn met een ander ecotoop dat mogelijk ook aanwezig is in een ASEV waarvan de referentie wordt betrokken). Voor Habitatrichtlijn-habitattypen (bv H1110b; overstroomde zandbanken in de kustzone, waar 3 ASEVs in vallen) zijn de referenties van ASEVs naar rato van de bemonsteringsinspanning per gebied gemiddeld, waarbij soorten van nature specifiek voor een bepaalde regio (bv enkel aanwezig in het noordelijke deel en daarmee geen goede indicator voor het gehele gebied) eventueel zijn uitgesloten.

De methodiek is dus in zoverre schaalbaar dat deze om kan gaan met veranderingen in bemonsteringsintensiteit en toepasbaar is op gebieden van verschillende grootes, maar dat veelal wel een specifieke referentie dient te worden opgesteld, die dan ook heel specifiek onderbouwd moet worden. Het is dus niet mogelijk om de huidige methodiek direct toe te passen op ieder random te kiezen gebied met variabele grootte. De basismethodiek is echter wel met enig voorwerk in te richten voor toepassing waar dan ook.

3.3 Selectie indicatorsoorten

‘Slimme’ soorten als de basis:

De selectie van indicatorsoorten is initieel uitgevoerd tijdens de studie in 2013, op basis van een uitgebreide literatuurreview door het NIOZ en expertconsultatie (workshop en schriftelijk kunnen aandragen en onderbouwen van indicatorsoorten). In feite zijn daar soorten op basis van morfologische en ecologische eigenschappen (ook wel ‘biological traits’ genoemd; o.a. Bolam et al. (2014), Beauchard et al. (2017)) geselecteerd waarvoor een specifieke gevoeligheid voor bepaalde drukken wordt verondersteld. Soorten zijn echter zoveel als mogelijk op basis van kennis vanuit de wetenschappelijke literatuur (experimenten en veldstudies) en de consultatie van experts met veldkennis (observaties vanuit het veld) geclassificeerd en er is gezocht naar bevestiging van indicatiewaarde op basis van traits. Specifieke ‘biological traits’ die een rol hebben gespeelt bij de classificatie van potentiële indicatorsoorten zijn de potentiële grootte en leeftijd van soorten en de voortplantingsstrategie (zie Tabel 3, categorieën C, D en E). Biologische eigenschappen als het creëren van tertiaire structuren en bioturbatie of bioirrigatie activiteit zijn respectievelijk te vertalen in het belang van de soort voor de habitat diversiteit (Tabel 3, categorie H) en voor de biologische activatie van de bodem (Tabel 3, categorie I). Voor bepaling van de gevoeligheid voor bodemverstoring (Tabel 3, categorie A) is de gebruikelijke diepte van de soort in de bodem in ogenschouw genomen, maar enkel als enige criterium gebruikt wanneer specifieke informatie voor de soort ontbrak in de literatuur maar wel werd bevestigd voor nauwverwante soorten met diezelfde positie in de bodem (bv een soort uit hetzelfde geslacht). Selectie en beoordeling zijn in detail beschreven in Wijnhoven et al. (2013). Een in Wijnhoven et al (2013) geïntroduceerde term is die van ‘slimme soorten’, waarmee indicatorsoorten (specifieke indicatiewaarde voor de aanwezigheid van een bepaalde druk, danwel representatief voor een bepaald effect op het functioneren van het systeem) worden aangeduid, waarvan populatiefluctuaties ook potentieel detecteerbaar zijn met een realistische monitoringsinspanning. Een realistische monitoringsinspanning betekent dat een beperkt aantal monsters met de gangbare methodes van het KRM-monitoringsprogramma voldoende is om significante populatieveranderingen (indicatief 50% verandering in abundantie of trefkans) te kunnen waarnemen tussen twee meetmomenten, wat is getoetst op basis van waargenomen recente waarnemingen (gemiddelde ± variantie). Het huidige KRM-monitoringsprogramma is afgestemd op het voorkomen en kunnen detecteren van veranderingen voor ‘slimme soorten' en typische soorten.

Inclusie van typische soorten:

De typische soorten zijn de constante soorten met indicatie voor goede abiotische toestand (Ca), constante soorten met indicatie voor goede biotische structuur (Cb), constante soorten met indicatie voor goede abiotische toestand en goede biotische structuur (Cab), karakteristieke soorten (K) en

exclusieve soorten (E), zoals geïdentificeerd voor de Habitatrichtlijn-habitattypes. Na de studie van Wijnhoven et al. (2013) is de lijst met typische soorten uitgebreid, zodat in de Nationale Benthos Indicator nu de meest recente lijsten met typische soorten voor H1110 en H1170 (Min EZ, 2014a,b) hanteert.

Uitbreiden selectie indicatorsoorten omwille van betrouwbaarheid:

Om de kans te verminderen dat evaluaties per toeval veranderingen zouden kunnen laten zien die niet direct te relateren zijn aan veranderingen in drukfactoren is het wenselijk dat meerdere indicatorsoorten in de evaluaties worden gecombineerd. Dit geldt niet alleen voor de algemene kwaliteitsbeoordeling op basis van de totale set aan indicatorsoorten per te evalueren gebied, maar ook voor specifieke evaluaties om oorzaken en gevolgen van kwaliteitsveranderingen te detecteren. Aangezien de toetsing ten aanzien van de geschiktheid van indicatorsoorten ('slimme soorten') of met andere woorden het berekende benodigde aantal monsters om verandering te kunnen detecteren vrij conservatief is geweest (zie hieronder 'afstemming gevoeligheid'), is het toelaatbaar om ook soorten die in eerste instantie in 2013 zijn afgevallen, te selecteren als indicatorsoorten. Soorten die een indicatorscore hadden van 1 of meer in Wijnhoven et al. (2013) zijn toegevoegd indien ze goed observeerbaar bleken te zijn met de monitoringstechnieken in gebruik. Daarnaast zijn soorten met een goede indicatiewaarde voor meerdere specifieke evaluaties die consequent talrijk bleken te zijn in bepaalde gebieden (maar nu grotendeels ontbreken) op basis van Bergman & Van Santbrink (1998), De Bruyne et al. (2013), Lavaleye et al. (2000) en Van Moorsel (2002) toegevoegd omdat dit potentieel talrijke en karakteristieke soorten betreft.

Specifieke beoordelingen:

De indicatorsoortensamenstelling per te evalueren gebied bestaat dus uit een mix van gevoelige soorten, karakteristieke (gebiedseigen) soorten en goed detecteerbare soorten met indicatiewaarde. Daar er geen selectie gericht op een specifieke indicatiewaarde heeft plaats gevonden (en dus niet soorten indicatief voor een bepaalde verstoring eerder zijn geselecteerd dan soorten indicatief voor een andere verstoring), is de aanname dat de indicatorsoortenselectie een representatief beeld geeft van de algemene kwaliteitstoestand. Door in te zoomen op selecties met specifieke indicatiewaarde kan inzicht worden verkregen in de mogelijke oorzaken en potentiële effecten van waargenomen kwaliteitsveranderingen. Dit worden de specifieke evaluaties genoemd. De specifieke evaluaties sluiten grotendeels aan bij de in 2013 geselecteerde categorieën waarop potentieel 'slimme soorten' zijn beoordeeld. Tabel 3 geeft een overzicht van de specifieke evaluaties en het aantal niveaus dat onderscheiden is om soorten te karakteriseren.

Tabel 3. Overzicht van de verschillende evaluaties (algemene + specifieke evaluaties), en het aantal categorieën dat is onderscheiden om soorten in te delen. Naast dat genoemde indicatorwaarden worden gebruikt in de evaluatie op basis van BISI spelen ze ook een rol bij de selectie van de indicatorsoorten.

Code	**Oorzaken en effecten van kwaliteitsverander-ingen (specifieke beoordelingen)**	**Omschrijving**	**Indicator waarde (IV)**
Algemene kwaliteit		Ieder soort heeft per definitie een indicator waarde van 1 (anders wordt de soort niet gezien als een geschikte indicator soort).	1 (per definitie)
A.	Verstoring zeebodem	Gecombineerde indicator waarde voor een complex aan verstoringen (verschillende oorzaken, intensiteit, frequentie).	3 niveaus (0, 0.5, 1)
B.	Ecologische	Gecombineerde indicator waarde voor effect van eutrofiëring,	3 niveaus (0,

	verstoring	verontreinigingen en toxische stoffen, zuurstof arme condities en temperatuur verhoging.	0.5, 1)
C.	Intensiteit van bodemverstorende visserij	Indicator waarde op basis van de grootte van soorten (grote soorten worden sneller beschadigd en/of weggevist bij een lage bodemverstorende visserij intensiteit terwijl populaties van kleinere soorten enkel bij zeer hoge intensiteit significant worden beïnvloed).	4 niveaus (0.25, 0.5, 0.75, 1)
D.	Frequentie van bodemverstorende visserij	Indicator waarde op basis van leeftijd van soorten (populaties van soorten die ouder worden kunnen al bij een lage bodemberoerende visserij frequentie worden beïnvloed, terwijl populaties van kort levende soorten naar verwachting enkel bij frequent voorkomen van bodemberoerende visserij worden beïnvloed.	10 niveaus (leeftijd gedeeld door 10, IV van 1 bij leeftijd >10)
E.	Herstel	Indicator waarde op basis van het frequent voorkomen van rekrutering (dergelijke soorten zijn goede indicatoren voor de eerste fase van herstel).	4 niveaus (0, 0.1, 0.5, 1)
F.	Karakteristieke soorten	Soorten zijn bijna exclusief of veel talrijker in het te evalueren gebied dan elders in de Nederlandse Noordzee.	3 niveaus (0, 0.5, 1)
G.	Structuur voedselweb	Soorten vormen belangrijke voedselbronnen voor hogere trofische niveaus (vissen, vogels en mariene zoogdieren).	3 niveaus (0, 0.5, 1)
H.	Habitat diversiteit	Soorten die permanente tertiaire structuren creëren, die een specifieke niche voor verschillende andere soorten vormen.	3 niveaus (0, 0.5, 1)
I.	Biologisch activeren van de zeebodem (top laag)	Soorten verantwoordelijk voor bioturbatie en bioirrigatie die daarmee een belangrijke rol spelen in het ecologisch functioneren van het systeem (o.a. recyclage van nutriënten, afbraak van verontreinigingen, geschikt maken van de bodem voor andere soorten).	2 niveaus (0, 1)
J.	Typische soorten van de Habitatrichtlijn	Voor soorten aangewezen als typische soorten voor habitattypen van de Habitatrichtlijn wordt aangenomen dat ze van belang zijn voor biotische en/of abiotische processen, en/of karakteristiek of exclusief zijn voor een specifiek habitat type (H1110 & H1170; Min EZ, 2014a,b).	2 niveaus (0, 1)

De aanname is dat voor een betrouwbare evaluatie deze ten minste op basis van 5 indicatorsoorten dient te geschieden zodat resultaten van specifieke evaluaties op basis van minder soorten niet in overweging worden genomen.

3.4 Afstemmen gevoeligheid en vaststellen T0

Werken volgens vergelijking met T0:

De T0 (berekening BISI op basis van monitoringdata van 2015) is de eerste maal, en tot op heden de enige dataset beschikbaar, waarin de monitoring volgens het KRM-monitoringprogramma is uitgevoerd. Enerzijds is de T0-monitoring dus representatief voor hetgeen verwacht kan worden in de toekomst wat betreft aantallen en type (verschillende bemonsteringstechnieken) monsters per te evalueren gebieden en de spreiding in de data per gebied. Anderzijds speelt de monitoring 2015 een bijzondere rol in de methodiek daar deze fungeert als de T0 ten opzichte waarvan in de toekomst geëvalueerd gaat worden. Hoewel de uitvoering van een T0 evaluatie niet specifiek onderdeel is van de huidige opdracht, en in deze rapportage dus ook niet specifiek de beoordeling van 2015 wordt

gepresenteerd en bediscussieerd (zie Hoofdstuk 5.5 Aanbevelingen), maken de resultaten van die monitoring wel onderdeel uit van de methodiek omdat in principe ieder toekomstig monitoringmoment zal worden vergeleken met de T0.

Keuze voor realistische referentie i.p.v. ongerepte referentie:

Men zou in principe kunnen evalueren ten opzichte van een ongerepte/oorspronkelijke referentie voor zover we in staat zijn die in voldoende detail te reconstrueren. Het is echter de verwachting dat ten eerste een dergelijke referentie geen realistisch doel is, daar de habitatconstitutie van het onderwater milieu en vooral de zeebodem, dusdanig door toedoen van de mens is veranderd dat deze ongeschikt is voor diverse oorspronkelijke soorten om zich daar te vestigen of de referentie-abundantie te bereiken. Daar komt bij dat de transitie in habitatconstitutie grotendeels onomkeerbaar is, en grotendeels niet via natuurlijke ontwikkeling na het wegnemen van de dominante drukken zal herstellen. Hooguit kan eventueel op kleine schaal iets worden bereikt door middel van restauratie. Ten tweede hebben we nu ook te maken met andere soorten die potentieel in de gelegenheid zouden kunnen zijn om milieus met verminderde druk te koloniseren of populaties op te bouwen (de aanwezige soortenpool is niet vergelijkbaar met een oorspronkelijke referentie). Hoewel het vanuit het oogpunt van de gewaarwording wat voor een impact de mens op het onderwatermilieu heeft gehad zeer nuttig is om een oorspronkelijke referentie te reconstrueren, zullen kwaliteitsverbeteringen zeer waarschijnlijk niet zichtbaar worden door een ontwikkeling in die richting, omdat de uitgangssituatie (habitats en soorten) sterk verschild. Ten derde is het met betrekking tot de detecteerbaarheid van veranderingen ook niet wenselijk om met een referentie te werken die ver af ligt van de huidige situatie waarbij veranderingen mogelijk niet opvallen omdat ze in vergelijking tot de referentie minimaal zijn.

Als voorbeeld van de oorspronkelijke referentie waarvan het zeer onwaarschijnlijk is dat die op korte tot middellange termijn zal herstellen via natuurlijke ontwikkeling dient de uitgebreide *Ostrea edulis* platte oesterriffen die tot eind 19de / begin 20ste eeuw aanwezig zijn geweest ter hoogte van de Centrale Oestergronden. In de literatuur wordt gesproken over een aaneengesloten oppervlakte van meer dan 25000 km^2 in die tijd (Olsen, 1883, Van Duren et al., 2016). Platte oesters hebben onder andere hechtingsmogelijkheden nodig die nu grotendeels ontbreken en hoogstwaarschijnlijk voorlopig niet op natuurlijke wijze zullen ontstaan. De platte oester is één van de oorspronkelijke referentiesoorten, maar met de riffen was uiteraard een hele gemeenschap geassocieerd (habitattype biogeen rif verwoest door visserij) die nu ontbreekt.

De nadelen van een oorspronkelijke referentie in ogenschouw nemend, is ervoor gekozen om te werken met een realistische referentie, samengesteld op basis van relatief recente waarnemingen of inschattingen op basis van recente ontwikkelingen. De aanname hierbij is dat maximaal waargenomen abundantie en/of verspreidingspatronen gedurende de afgelopen decennia een beeld geven van wat in ieder geval bereikbaar is voor indicatorsoorten. We zijn daarbij uitgegaan van de observaties van de afgelopen 30 jaar (met uitzondering van enkele oudere gegevens voor de Vlakte van de Raan, omdat recentere gegevens beperkt beschikbaar waren). Het moet dus gezegd dat daarin de databeschikbaarheid tevens een belangrijke rol speelt.

Recente historische data voor afleiding referentie:

Datasets en/of data gepresenteerd in rapporten die beschikbaar waren en zijn gebruikt voor de afleiding van de realistische referentie (in de methodiek ook wel de interne referentie genoemd) zijn:

BIOMON/MWTL Noordzee data van boxcore-bemonsteringen in de periode 1991-2012 (IHM, 2017).

WOT schelpdiersurvey data van overwegend schaafbemonsteringen (aangevuld met Van Veen en Zuigkor-monsters) voor de periode 2004-2014 (IHM, 2017).

Schaaf data voor de periode 2007-2010 vanuit enkele NIOZ projecten beschikbaar gemaakt voor de studie van Wijnhoven et al. (2013) en gepresenteerd in verspreidingskaarten in Witbaard et al. (2013).

Schaaf en aanvullende boomkordata van het BEON project voor de jaren 1996-1997 zoals gepresenteerd in Bergman & Van Santbrink (1998).

Video-opnames van de Klaverbank gemaakt in 2011-2012 door het NIOZ beschikbaar gemaakt voor de studie van Wijnhoven et al. (2013).

Hamon-grijper, video-opnames, duik waarnemingen, boomkor en schaaf data van de Klaverbank uit 2002 zoals gepresenteerd in Van Moorsel (2003).

Data ICES North Sea Benthos Survey uit 1986 met boxcore en Van Veen grijper gedeeltelijk gepresenteerd in Duineveld et al. (1991) en Craeymeersch et al. (1997).

Schaaf en boxcore data van Voordelta en Vlakte van de Raan uit de periode 1984-1988 van het BOVO project zoals onder andere gepresenteerd in Seip & Brand (1987) en Wijnhoven et al. (2006).

Schaaf data van de Vlakte van de Raan uit de periode 1962-1966 genomen door het DIHO voor het 'Bodemhappen Open water project'; data gepresenteerd in Wolff (1973) en Wijnhoven et al. (2006).

Een additioneel schaafmonster uit 1990 van de Vlakte van de Raan genomen in het kader van het internationale MMP (Monitoring Master Plan) programma onder de vlag van ICES en OSPAR.

Details aangaande bemonsteringsmethoden worden gegeven in het protocol in Annex 1.

Afleiding realistische referentie:

De realistische referentie bestaat uit waargenomen maximum abundantie of verspreidingsobservaties, eventueel opgehoogd wanneer er gegronde redenen zijn om aan te nemen dat maximum waarnemingen binnenkort zullen worden overstegen. Daarbij zijn steeds afwegingen gemaakt of data representatief zijn voor het te beoordelen gebied. In een aantal gevallen zijn referenties uit vergelijkbare gebieden verkregen. Bijvoorbeeld wanneer de historische databeschikbaarheid goed was net buiten het te beoordelen gebied in vergelijkbaar ecotoop, of een ASEV wordt representatief bevonden voor een ecotoop– of habitattype. In en aantal gevallen zijn meerdere gebieden representatief voor delen van het te beoordelen gebied. Er is dan ook wel gebruik gemaakt van het gewogen gemiddelde van die gebieden voor de afleiding van de referentie. Observaties van maximum abundantie zijn voor de interne referentie frequent verhoogd met de waargenomen standaarddeviatie in de data, of verdubbeld. Het betreft hier overwegend 'expert judgement', maar dergelijke aanpassingen zijn ook niet uit de lucht gegrepen. Het betreft indicatorsoorten waarvoor de historische data zeer recentelijk een toename laten zien (waarnemingen in 2015 benaderen reeds de maximum waargenomen waarde en/of de maximum waarde is van relatief recente datum). Het kan ook soorten betreffen die met een andere (suboptimale) bemonsteringstechniek een hogere abundantie hebben laten zien in perioden dat er gegevens beschikbaar zijn met de (optimale) toegekende bemonsteringstechniek (bijvoorbeeld consequent hogere dichtheden waargenomen in het verleden op basis van boxcore monitoring, waar de soort nu met zowel boxcore als schaaf nauwelijks wordt aangetroffen en op basis van de grootte bij voorkeur met de schaaf zou moeten worden bemonsterd). In een aantal gevallen zijn indicatorsoorten ook in het verleden niet waargenomen in het desbetreffende gebied, maar verwachten we ze er wel wanneer de dominante drukken op de bodemdiergemeenschappen significant afnemen. Voor die soorten is een voor de soort frequent voorkomen in één of twee van de monsters (afhankelijk van de huidige bemonsteringsinspanning) als referentie genomen. In Hoofdstuk 4.2.3 'Interne referentie' wordt een schema (Figuur 3) getoond waarin is weergegeven welke afleidingsmethodiek wordt toegepast. De exact toegepaste afleiding van de referentie wordt per indicator soort per te evalueren gebied weergegeven in de Assessment Tool (Appendix 2).

Een robuuste methodiek:

Het is inherent aan het werken met een referentie dat er onzekerheden zijn. Het valt niet uit te sluiten dat zal blijken dat de referentie van bepaalde soorten idealiter iets zou moeten worden opgehoogd (of

verlaagd, hoewel die kans minder groot lijkt te zijn daar de referentie op waarnemingen gebaseerd is). De verwachting is echter dat dergelijke onzekerheden weinig effect op de beoordelingen zullen hebben, daar een range aan soorten in de beoordeling wordt meegewogen, en de beoordeling niet snel tegen de begrenzing loopt omdat indicatorsoorten tot 100x de referentie kunnen overstijgen alvorens afkap plaats vindt. De verwachting is dat de huidige interne referentie in ieder geval voor de komende jaren zonder probleem kan worden gebruikt. Eventueel kan op basis van de eerste beoordelingen (na enkele monitoringcycli) en/of bevindingen uit toepassingen in andere gebieden de interne referentie worden geoptimaliseerd. De verwachting is dat de methodiek robuust genoeg is zodat dit geen substantieel andere beoordeling zal opleveren. Dit is ook gebleken uit eerste berekeningen met de data uit 2015. Beoordelingen op basis van twee bemonsteringsmethoden gecombineerd zoals bedoeld (Boxcore en Schaaf) geven vergelijkbare resultaten als beoordelingen enkel op de ene of de andere methode gebaseerd. Uiteraard vergt een aanpassing van de referentie dat beoordelingen uit het verleden dienen te worden herhaald met de nieuwe referentie (maar dit is een relatief geringe inspanning). De methodiek wordt tevens opgeleverd in Excel-format (BISI v290517.xlsx) met voorgeprogrammeerde rekenvelden, zodat een aanpassing van een referentie direct het nieuwe resultaat oplevert.

Detecteren kwaliteitsveranderingen in de tijd is sterkte van de methodiek:

Zoals weergegeven is de Nationale Benthos Indicator voor de Noordzee volgens de BISI specifiek bedoeld voor het beoordelen van veranderingen in de kwaliteitstoestand en het identificeren van het relatieve belang van specifieke potentiële oorzaken en effecten. Het betreft dan de beoordeling van de kwaliteitsverandering op een bepaald moment in de tijd ten opzichte van de T0. Idealiter zijn er na de T0 maatregelen getroffen zodat ook veranderingen kunnen worden verwacht, maar een uitstel van die maatregelen of een ‘T0’ op het moment dat maatregelen al genomen zijn is voor de methodiek op zich geen probleem (men is in het laatste geval uiteraard minder zeker over wat aan de kwaliteitsveranderingen ten grondslag ligt). Dit kan uiteraard ook een ontwikkeling in de kwaliteitstoestand zijn (m.a.w. een trend wanneer verschillende meetmomenten (monitoringsjaren) zijn geweest (indicatief >5 meetjaren). Een speciale toetsing betreft de beoordeling van gebieden met specifieke maatregelen ten opzichte van gebieden zonder die maatregelen, waarop het monitoringprogramma is afgestemd zodat volgens een BACI (Before-After-Control-Impact) design kan worden getoetst. Waar de nauwkeurigheid van de referentie wel iets meer van belang is, is bij *sec* de kwaliteitsbeoordeling van één moment, zoals bv enkel de T0 (de toestand in 2015), omdat het hier geen relatieve beoordeling van de ontwikkeling betreft. Het is uiteraard ook juist bij de T0, het moment waarop slechts één volledige monitoring volgens het KRM-monitoringprogramma is uitgevoerd, dat we de interne referentie voor bepaalde gebieden nog niet echt goed hebben kunnen testen. Het is niet gezegd dat een dergelijke beoordeling niet mogelijk is: Voornamelijk met betrekking tot het relatieve belang van oorzaken en effecten van de waargenomen kwaliteitstoestand is de verwachting dat de betrouwbaarheid behoorlijk is. De onzekerheid zit hem vooral in het vergelijken van kwaliteitsniveaus tussen verschillende gebieden (met verschillende indicatorsoorten, referentie waarden, monitoringsinspanningen, etc.) wat het stapelen van onzekerheden betekent.

Power van de testen:

Bij de bepaling van het benodigde aantal monsters (Wijnhoven et al., 2013) zijn poweranalyses uitgevoerd ter berekening van het benodigde aantal monsters om minimaal 50% verandering in populaties tussen twee momenten in de tijd te kunnen aantonen. Werkende met vele onzekerheden die in 2013 niet in de laatste plaats ook de databeschikbaarheid betroffen, is het in ieder geval een standaardprocedure geweest, die vergelijkbaar is voor de diverse te vergelijken gebieden. Wel kan worden gesteld dat de berekening behoorlijk conservatief is geweest omdat:

- Analyses zijn uitgegaan van onafhankelijke t-testen. Dit is voor de vergelijking met de interne referentie veelal het geval, maar in het geval de kwaliteitsverandering ten opzichte van de T0 wordt beoordeeld is er veelal sprake van gepaarde vergelijkingen en in het geval van de beoordeling van de

effectiviteit van maatregelen is er spraken van een BACI-design. Beiden leveren een grotere power van de toetsen op.

- Poweranalyses zijn veelal gebaseerd op een beperkte dataset (relatief grote variantie door het lage aantal monsters). Met het huidige KRM-monitoringprogramma is het aantal beschikbare monsters meestal groter dan gebruikt voor de poweranalyses zodat de power in werkelijkheid groter zal zijn.

Nu komt het goed uit dat er nog wel enige ruimte in de detecteerbaarheid van verschillen zit, want 50% verschil kan al een behoorlijk verschil zijn. Daarnaast is de set met indicatorsoorten substantieel uitgebreid, maar betreft het ook soorten die momenteel in zeer lage dichtheden aanwezig zijn (of zelfs ontbreken), waarvoor het detecteren van verschillen lastiger kan zijn. Anderzijds is de kans op het per toeval waarnemen van veranderingen die niet direct zijn toe te schrijven aan veranderingen in drukken kleiner wanneer meer indicatorsoorten in de analyses worden meegewogen. In principe is het mogelijk om ook voor de huidige designs te bepalen wat de power van de toetsen is (hoewel daar wel wat bij komt kijken). Dit is echter minder van belang daar de BISI de waargenomen variantie meeweegt in de beoordelingen en bij de eerste beoordelingen en berekeningen op basis van de T0 is gebleken dat frequent significante resultaten kunnen worden gevonden bij kwaliteitsveranderingen zoals die te verwachten zijn.

3.5 Uitwerking in duidelijke protocollen

Er zijn diverse mogelijkheden en formats (de revue gepasseerd) voor het presenteren van een methodiek in een protocol. We hebben voor het huidige protocol (Annex 1) gekozen dat is opgezet voor het presenteren van indicatoren binnen de ICES werkgroep WGBIODIV. Het template sluit goed aan bij de factsheets en protocollen in gebruik binnen Helcom, OSPAR en DEVOTES, maar is nog in ontwikkeling. We hebben in ieder geval in eerste instantie gekozen voor een Engelstalig protocol gezien de huidige interesses om de methodiek internationaal toe te gaan passen, zoals in tri-nationaal vergelijkend werk rond de Doggersbank (Fock et al., 2017) en de plannen om de indicator te introduceren bij OSPAR. We hebben er op dit moment nog niet direct voor gekozen om de indicator in het OSPAR format te gieten omdat daar de nadruk sterk ligt op het toetsen van de indicator onder diverse omstandigheden (iets wat we op zijn vroegst kunnen doen bij het beschikbaar hebben van de data van een tweede monitoringsronde), of wanneer BISI wordt afgestemd en toegepast op een gebied met enkele consistente jaren aan monitoring. We wilden in deze fase de nadruk leggen op de toepasbaarheid van de indicator.

Behalve dat de methodiek in principe uitvoerbaar dient te zijn, voor de (deel)gebieden, ecotopen en habitats van de Nederlandse Noordzee waarvoor de methodiek is ontwikkeld, aan de hand van het protocol (Annex 1), wordt deze samen met een Excel-bestand opgeleverd waarin de diverse evaluaties zijn uitgewerkt (BISI v290517.xlsx). Door het gebruik van voorgeprogrammeerde berekeningen is het mogelijk om voor ieder monitoringjaar de gemiddelden ± standaard deviaties voor de indicatorsoorten als waarnemingen (O_i) in te voeren waarna de beoordeling (algemene kwaliteitsbeoordeling en specifieke beoordelingen) eruit rollen. Die dienen dan enkel nog te worden vergeleken met (of getoetst te worden ten opzichte van) de T0 of andere evaluaties (indien al enkele evaluaties zijn geweest).

4. De methodiek

4.1 Benthische Indicator Soorten Index (BISI)

De berekeningen in formule-vorm:

Het voorkomen (ruimtelijke trefkans) en/of de dichtheden (n/m^2) van een gebied- , ecotoop- en/of habitat-specifieke selectie aan indicatorsoorten voor een bepaald evaluatiemoment wordt/worden

vergeleken met een samengestelde (interne) referentie voor dezelfde selectie van indicatorsoorten. De methode bestaat uit het berekenen van een (meetkundig) gemiddelde van de gewogen log-getransformeerde observatie-referentie ratio's die wordt terug-getransformeerd, waarbij waargenomen varianties in de observatie dataset worden betrokken in het statistisch testen van potentiële verschillen.

Een evaluatie van de kwaliteitsontwikkeling van een bepaald gebied of de relatieve kwaliteitsontwikkeling van gebieden ten opzichte van elkaar, bestaat steeds uit een algemene kwaliteitsbeoordeling en enkele specifieke kwaliteitsbeoordelingen. Een algemene kwaliteitsbeoordeling laat zien of er ontwikkelingen zijn, of wat de kwaliteitstoestand is, op basis van een set aan gebied-specifieke indicatorsoorten die allen even zwaar meewegen in de beoordeling. De specifieke kwaliteitsbeoordelingen zijn gebaseerd op subsets aan indicatorsoorten waarvoor een beoordeling-specifieke indicatiewaarde (een bepaald gewicht in de beoordeling) wordt meegegeven. De specifieke beoordelingen zijn bedoeld om duiding te geven aan de eventuele oorzaken en gevolgen van de waargenomen kwaliteitstoestand of veranderingen in de kwaliteitstoestand.

Als formule wordt de berekening van de Benthische Indicator Soorten Index (BISI) als volgt weergegeven:

$$BISI = \exp((1/S)\sum(IV_i)\log(O_i/R_i)),$$

waarbij:

S = het aantal indicatorsoorten in de evaluatie van het desbetreffende gebied,

IV_i = is de soort-specifieke indicatorwaarde (waarde vastgesteld per specifieke beoordeling),

O_i = waargenomen abundantie van soort i op het te evalueren tijdstip,

R_i = referentie abundantie voor soort i (interne referentie).

De methodiek wordt beschreven in Annex 1, waarbij aan de hand van de daar gegeven voorbeelden en opgestelde referenties met indicator waardes per soort voor ieder van de te evalueren gebieden, de methodiek in principe dient te kunnen worden uitgevoerd. Voor toepassing van BISI kan gebruik worden gemaakt van bijgeleverde Excel-file (BISI v290517.xlsx) waarin de berekeningen voor de T0 zijn uitgevoerd in voorgeprogrammeerde matrices, zodat enkel de meetwaarden op een volgend evaluatiemoment dienen te worden vervangen waarna de BISI beoordeling ten opzichte van de interne referentie automatisch wordt weergegeven. Voor details zie: '5. Toepassing'.

4.2 Specificaties

De BISI bestaat uit een samengestelde realistische referentie, gebaseerd op maximum waarnemingen van de afgelopen 30 jaar, eventueel verdubbeld of verhoogd (of verdubbeld en verhoogd) met de waargenomen standaard deviatie voor gespecificeerde te evalueren gebieden of afgeleid van vergelijkbare gebieden. Daarmee is de methodiek toepasbaar voor vastgestelde gebieden gebaseerd op een vastgesteld monitoringprogramma.

4.2.1. Vastgestelde gebieden

De uitwerking voor gebieden van het NCP:

De Nationale Benthos Indicator is specifiek uitgewerkt voor de 8 gebieden met bijzondere ecologische waarden (ASEVs), 6 ecotopen (volgens de EUNIS classificatie op niveau 3) die het NCP vlakdekkend beschrijven, en 3 HR-habitattypes (te weten H1170, H1110b en H1110c). Binnen de ASEVs kunnen tevens evaluaties van de effectiviteit van visserijmaatregelen plaats vinden, waarbij ontwikkelingen in deelgebieden ten opzichte van elkaar worden getoetst. In principe wordt daarvoor dezelfde interne referentie gebruikt, en is het enkel een andere dataset (specifiek toegewezen dataset) die daarvoor wordt gebruikt. In principe vindt evaluatie van de ASEVs plaats op basis van data verkregen door

middel van boxcore bemonstering en schaaf bemonstering, waarbij de methode per soort is aangeduid. In het geval van de evaluatie van de effectiviteit van visserijmaatregelen (waarvoor een specifiek monitoring design wordt aangehouden met een vergelijkbare bemonstering binnen en buiten 'gesloten' gebieden wat de Power van het statistisch toetsen ten goede komt) zijn enkel schaaf data beschikbaar. Voor een aantal 'boxcore-soorten' wordt de evaluatie van beheer dan op basis van schaaf data uitgevoerd, waarvoor wel een schaaf-eigen referentie is vastgesteld, om zodoende toch een optimaal aantal indicatorsoorten in de beoordeling mee te laten lopen. Een uitzondering is de ASEV Klaverbank waar evaluatie van de kwaliteitstoestand plaats vindt op basis van Hamon-happen en videotracks en beide technieken ook worden ingezet voor de evaluatie van de effectiviteit van maatregelen. Annex 1 toont uitgewerkte methoden (verschillende referenties) voor alle te evalueren gebieden van het NCP.

Mogelijkheden toepassingen buiten het NCP:

Het mogen duidelijk zijn dat voor het evalueren van additionele gebieden, gebiedseigen referenties dienen te worden opgesteld. Bij het instellen van nieuwe beheereenheden (bijvoorbeeld sluiten van een extra gebied voor bodemberoerende visserij), kan, indien evaluatie gewenst is, mogelijk de referentie van het gebied waar het in valt grotendeels worden overgenomen. Het kan echter de zeggingskracht van de evaluatie ten goede komen om voor een aantal soorten na te gaan of een andere bemonsteringstechniek kan worden gehanteerd om de referentielijst uit te breiden. Uiteraard is er ook een specifieke bemonstering toegespitst op de desbetreffende nieuwe beheerseenheid nodig.

Verschuivende begrenzingen:

Waar de begrenzing van ASEVs en deelgebieden met specifieke visserijmaatregelen in principe vast ligt, kan de ligging van EUNIS-ecotopen en HR-habitattypen variëren. In de praktijk zullen de verschuivingen overigens niet direct heel groot zijn. De methodiek is in principe ontwikkeld om de kwaliteitsstatus van vaste gebieden (en bijbehorende monsterlocaties) te evalueren. Met betrekking tot EUNIS-ecotopen is dan ook het voorstel om voorlopig de huidige kaart aan te houden, en wanneer een nieuwe kaart beschikbaar is op zijn minst ook de verschuivingen (in oppervlak) en mogelijke consequenties voor de beoordeling te evalueren. Voor de HR habitattypes waarvoor overigens ook juist het waargenomen oppervlak onderdeel uit maakt van de HR beoordeling, kunnen nieuwe contouren steeds worden overgenomen, maar dient kwaliteitsverandering altijd te worden afgezet tegen oppervlakteverandering.

Met betrekking tot de te evalueren EUNIS-ecotopen en HR-habitattypen zijn er in de toekomst verschuivingen te verwachten in ligging en oppervlak. Hoewel naar verwachting niet al te ingrijpend, kan het betekenen dat met de introductie van een nieuwe ecotopenkaart en/of begrenzing van een bepaald habitat, er andere monsterlocaties binnen of buiten gaan vallen waarvoor voorheen het tegenovergestelde gold. De afweging is dan of men geïnteresseerd is in de toestandsverandering ten opzichte van de T0 waarbij het mogelijk voorkomen van soorten behorende bij een ander ecotoop type wellicht een kwaliteitsvermindering zal betekenen of dat het nieuwe ecotoop wordt aangehouden waarbij die mogelijk een lagere kwaliteit zal krijgen omdat de aangetroffen gemeenschap wellicht eerder uit pioniersoorten bestaat. In de praktijk wordt er gewerkt met een groot aantal monsters en zullen die overgangsmonsters een klein percentage uitmaken. Met betrekking tot de EUNIS-ecotopen is het voorstel om in eerste instantie uit te gaan van de nu gebruikte kaart (v2016), en bij het beschikbaar zijn van een nieuwe ecotopenkaart te analyseren wat de oppervlakteveranderingen zijn en de consequenties voor de evaluatie met betrekking tot monsterlocaties die nu in een ander ecotoop vallen. Een vergelijken van de kwaliteitstoestand voor ecotopen met de twee verschillende kaarten voor hetzelfde jaar kan dan inzicht geven of er consequenties zijn van een overstap. Met betrekking tot de HR habitattypes is het voor de hand liggend dat er iedere 6 jaar verschuivingen worden waargenomen. Kwaliteitsveranderingen dienen dan altijd in relatie tot oppervlakte

ontwikkelingen te worden gezien (iets dat overigens ook al een belangrijk onderdeel is van de HR beoordeling).

4.2.2. Gebruikte bemonsteringsmethode

Keuze bemonsteringsmethodiek per soort:

Er zijn diverse benthossoorten die met verschillende bemonsteringstuigen bemonsterd kunnen worden. Vaak is één van de methoden idealer en/of betrouwbaarder omdat ofwel de kans op toevalstreffers toeneemt dan wel overwegend juvenielen worden waargenomen, maar anderzijds de maaswijdte er voor kan zorgen dat geen representatief beeld van het voorkomen van een soort wordt verkregen. Vaak ligt de bemonsteringsmethode te gebruiken voor de analyses per soort ook vast omdat de soort bij de andere methode niet standaard wordt geregistreerd of onderscheiden. In die gevallen dat meerdere methoden potentieel bruikbaar zijn, kan ervoor gekozen worden wellicht een minder geschikte methode (waarmee niet gezegd is dat gegevens onbetrouwbaar zijn) toch te gebruiken in de evaluatie in het geval er maar één methode voor handen is voor het type evaluatie. Zo zijn er diverse soorten waarvoor de observaties in de evaluaties van ASEVs gebaseerd zijn op boxcore data, terwijl bij de evaluatie van de effectiviteit van visserijmaatregelen schaafdata voor die soorten worden gebruikt. Referentiewaarden verschillen in die gevallen ook voor dezelfde soort omdat die specifiek zijn per bemonsteringmethode. Annex 1 toont uitgewerkte methoden met de aanduiding van de gebruikte bemonsteringsdata per indicatorsoort per te evalueren gebied.

Omgang met verschillen in bemonsterd oppervlak:

Een aspect dat in potentie de aandacht nodig heeft is het bemonsterde oppervlak zowel per monsterlocatie als per te evalueren gebied. Idealiter wordt een standaard methodiek met standaard monsteroppervlak gehanteerd tijdens de monitoring aansluitend bij de gegevens op basis waarvan de referentie is afgeleid. Het huidige benthos-monitoringprogramma kent een monstername met standaard boxcorers (0,078 m^2) en standaard Hamon-grijpers (0,09 m^2; enkel toegepast op de Klaverbank). Hiermee zijn de monsters genomen met dezelfde methodiek per definitie vergelijkbaar, er van uitgaande dat het volledige monster altijd wordt uitgezocht. In de praktijk zal subsampling voor bepaalde soorten plaats vinden en hebben plaats gevonden. Daar dit enkel onder strikte voorwaarden geoorloofd is kunnen we er vanuit gaan dat dit de schatting van de dichtheden per soort niet substantieel beïnvloed, en dat alle aanwezige soorten worden gedetecteerd. Voor afleiding van de referentie zijn frequent gegevens afkomstig van bemonsteringen met andere oppervlaktematen gebruikt. Aangezien de historische data zijn gebruikt voor de afleiding van het maximum potentieel voor indicatorsoorten, is het in het verleden gebruikte oppervlak niet erg van belang er vanuit gaande dat de monitoring een representatief beeld geeft van het desbetreffende gebied. Er bestaat hooguit een risico op ondersampling waardoor relatief zeldzame soorten, of soorten die van nature aanwezig zijn in lage dichtheden, worden gemist. De kans daarop is uiteraard gering als data voor diverse referentiejaren voor verschillende perioden (bijvoorbeeld jaren 80, jaren 90 en begin van deze eeuw) beschikbaar zijn. De (historische) databeschikbaarheid speelt mee in de verwachtte representativiteit van het maximum potentieel dat wordt waargenomen. Het is dan aan de expert (opsteller methodiek voor bepaald gebied), om te bepalen of het maximum potentieel in de waarnemingsjaren te verwachten was, of de bemonsteringsintensiteit steeds voldoende is geweest. Vervolgens wordt op basis van de inschatting bepaald wat een reële referentie is die bij het substantieel reduceren van de dominante drukken op de middellange termijn kan worden waargenomen. In alle, maar vooral in dat laatste aspect, zitten onzekerheden. We hebben er hier voor gekozen een zo goed mogelijke inschatting te maken van een realistische referentie per soort dat betekent dat we ons deels op historische waarnemingen baseren maar de stap hoe daar mee om te gaan een expert beoordeling is geweest. Overigens wel volgens vaste keuzemogelijkheden (zie 4.2.3. Interne referentie) zodat ook van standaardisatie gesproken kan worden. (Wanneer de methodiek in de toekomst eventueel voor andere geografische gebieden met een compleet andere soortensamenstelling moet kunnen worden ingezet en resultaten onderling moeten kunnen worden vergeleken, zal verdere standaardisatie van

de afleiding van de interne referentie gewenst zijn. Men dient echter ook te realiseren dat er een bepaalde mate aan variatie in de monstername optreed die niet random is, maar waarvoor het de vraag is of compensatie daarvoor in de methodiek enige verbetering oplevert. Denk daarbij aan steekdieptes van monsterapparaten afhankelijk van het type substraat en de soorten die ondanks aanwezig toch worden gemist. De mogelijke bronnen van variatie in ogenschouw nemende zou men kunnen stellen dat een boxcoremonster van 0,078 m^2 en een Hamon-hap van 0,09 m^2 (waarvoor niet het gehele oppervlak even diep is gestoken) tot op zekere hoogte vergelijkbaar zijn.

Wat betreft de schaaftrekken en videotracks weten we dat de geïnventariseerde oppervlaktes in het verleden en nog steeds sterk verschillen, waarbij de data over het algemeen naar een standaard maat omgerekend worden gepresenteerd. Eigenlijk kan men dan enkel stellen dat een monster representatief dient te zijn voor het bemonsterde gebied, en dat hooguit een minimum oppervlak dat dient te zijn geïnventariseerd kan worden aangehouden om te voorkomen dat soorten aanwezig in lage dichtheden ten onrechte worden gemist. Maar wat men veelal niet volledig in de hand heeft is of een relatief homogeen substraat wordt bemonsterd of dat er toch habitat elementen zijn die er voor kunnen zorgen dat andere soorten worden aangetroffen of waargenomen dichtheden anders uitvallen. Daarvoor is het wenselijk om trekken (mocht men het materiaal al kunnen verzamelen of analyseren) niet te lang te maken. Ook de steekdiepte, wederom mede afhankelijk van het substraat, bepaalt de trefkans voor soorten. Werkende met afgeleide maximum potentieel waarnemingen uit het recente verleden en in ieder geval vanaf 2018 zo veel als mogelijk gestandaardiseerde treklengtes, is de verwachting dat omrekeningen naar standaard oppervlaktes (en het dientengevolge wegstrepen van soorten met lage dichtheden indien grotere oppervlaktes zijn bemonsterd) geen grotere nauwkeurigheid geeft.

Vastgelegd benthos-monitoringprogramma voorkomt extra variatie:

Het feit dat in de toekomst wordt gewerkt met een vastgelegd monitoringprogramma, betekent dat bepaalde bronnen van variatie ieder monitoringjaar min of meer dezelfde zijn, zodat de vergelijkbaarheid van campagnes groot is. Zo zal variatie in steekdiepte gerelateerd aan substraattype in dezelfde mate bij dezelfde locaties optreden. Dit maakt zelfs dat, het feit dat schaafmonsters in de kustzone plaatselijk vervangen worden door Van Veen happen of Zuigkor monsters, geen probleem is met betrekking tot de evaluaties, daar het steeds dezelfde locaties betreft.

De monitoringsinspanning per te evalueren gebied is afgestemd op de ‘natuurlijke’ variatie voor potentiële indicatorsoorten zoals bepaald in een eerdere fase (Wijnhoven et al., 2013). Wanneer de gerealiseerde monitoringsinspanning hier weinig van afwijkt (dit is de verwachting gezien het vastgelegde monitoringprogramma) is de verwachting dat het detecteren van verschillen in het voorkomen van indicatorsoorten werkelijke verschillen betreffen (en niet het gevolg zijn van verschillen in het bemonsterde totaal oppervlak).

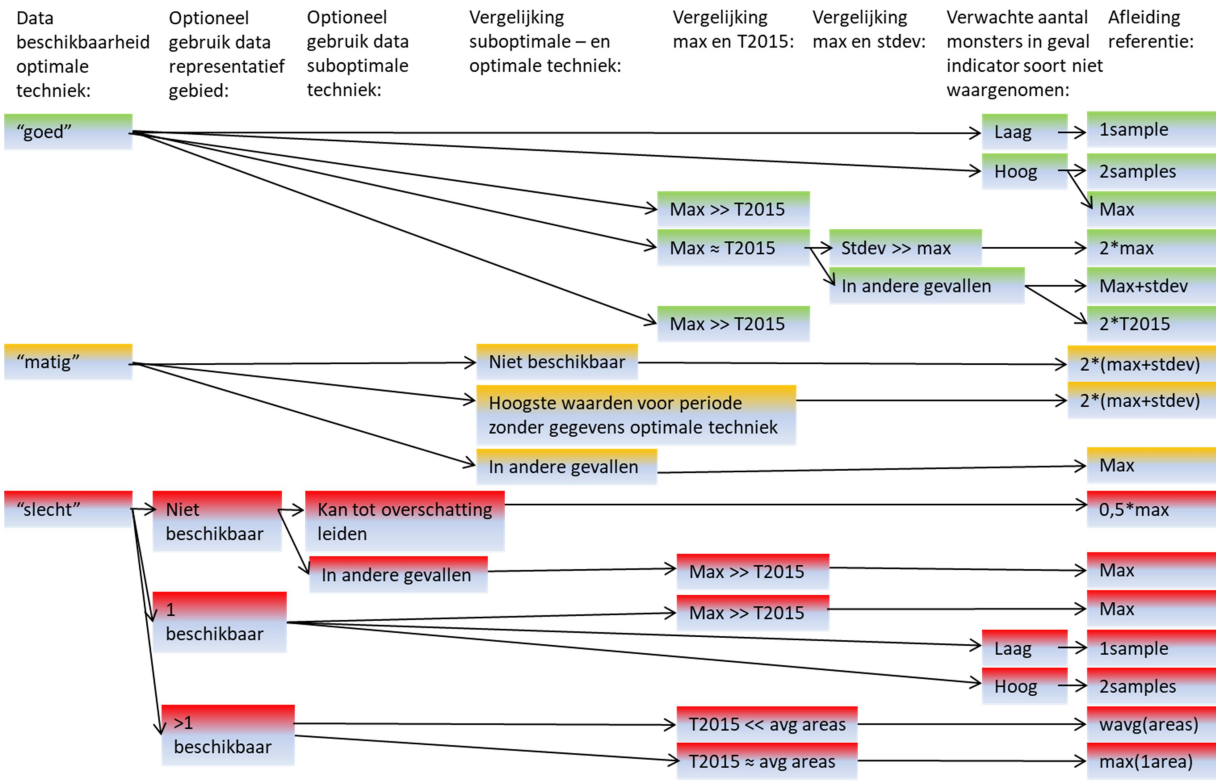
4.2.3. Interne referentie

Interne referentie

De interne referentie is een samengestelde realistische referentie met betrekking tot de abundantie van bodemdier indicatorsoorten (wat betekent dat bij het grotendeels wegnemen van de heersende drukken de beschreven toestand op natuurlijke wijze kan worden bereikt uitgaande van de huidige habitatsamenstelling en aanwezige soorten pools) die in de BISI methodiek wordt gebruikt om de toestand op een te evalueren moment mee te vergelijken.

In de BISI wordt gebruikt gemaakt van een referentiewaarde. De referentie is de gewenste toestand van het benthos. Er is voor gekozen om niet te werken met een oorspronkelijke/ongerepte referentie, omdat het niet realistisch is dat door natuurlijke ontwikkeling na het minimaliseren of wegnemen van de drukken op de benthische gemeenschappen, een dergelijk referentiebeeld zal worden bereikt. Het zeebodemmilieu wordt al meer dan honderd jaar intensief beïnvloed door de mens, waardoor de habitatsamenstelling in weinig lijkt op een oorspronkelijke referentie. Daarnaast is er een compleet ander soortenspectrum van potentieel terugkerende en/of zich vestigende soorten in geval van kwaliteitsverbetering aanwezig. Er wordt dan ook gewerkt met een realistische referentie, die zo goed mogelijk de gemeenschappen beschrijft in geval nu de dominante drukken worden opgeheven, uitgaande van de huidige situatie. Door recente historische (hoofdzakelijk afgelopen 30 jaar) abundantie en verspreidingsobservaties te gebruiken (zie 3.5 'Afstemmen gevoeligheid en vaststellen T0' voor de gebruikte datasets) voor het samenstellen van de referentie wordt de realiteitszin van de gehanteerde referentie tot op zekere hoogte gewaarborgd.

Afleiding van referentiewaarden:



Figuur 3. Overzicht keuzeschema afleiding interne referentie. Voor de exacte referentiewaarden en de afleidingsmethodiek per indicatorsoort per te evalueren gebied zie de BISI Assessment Tool (Appendix 2). Max = maximum jaargemiddelde zoals waargenomen in de recente historische waarnemingen; stdev = standard deviatie; T2015 = de jaargemiddelde waarde zoals waargenomen in 2015; 1sample = een dichtheid vergelijkbaar met het voorkomen van de soort in één monster; wavg = gewogen gemiddelde van verschillende gebieden op basis van het aantal genomen monsters; >> = veel groter; << = veel kleiner; ≈ = vergelijkbare waarden.

De afleiding van de referentiewaarde per indicatorsoort per te evalueren gebied is zo veel mogelijk gestandaardiseerd (Fig. 3). Afhankelijk van recente ontwikkelingen van indicatorsoorten, het huidig niveau van de abundantie, eventuele observaties uit andere (suboptimale) bemonsteringstechnieken, een inschatting van de representativiteit van het bemonsteringsprogramma ten tijde van de historische waarnemingen en de waargenomen spreiding in de data wordt, als referentie de maximaal

waargenomen waarden gehanteerd, eventueel verdubbeld dan wel verhoogd met de waargenomen standaard deviatie (of beiden). In een aantal gevallen is ook de suboptimale waarneming gehalveerd, of is een voorkomen in één of twee van de monsters aangehouden als referentie. Er is voor gekozen om de afleidingsmethodiek voor de referentiewaarden niet volledig vast te leggen, maar enige (onderbouwde) keuzemogelijkheden toe te laten. Hiermee is de realiteitszin verkozen boven het maximaal standaardiseren van de afleidingsmethodiek, maar blijft enige expertbeoordeling onderdeel van het afleidingsproces.

De keuze voor evaluatie t.o.v. een referentie:

Het voordeel van een evaluatie ten opzichte van een referentie is dat observaties in perspectief kunnen worden beoordeeld, hoewel het opstellen van een referentie per definitie onzekerheden met zich mee brengt. Een verdubbeling van de abundantie van de ene indicatorsoort is mogelijk een veel belangrijkere indicatie dan voor een andere soort, afhankelijk van de vraag of deze ontwikkelingen de referentie gaan benaderen, of dat een verdubbeling bijvoorbeeld nog steeds betekent dat de soort ver van de referentie verwijderd is. Door overschrijding van de referentie ook positief mee te laten wegen en de data pas bij 100x overschrijding (en overigens ook onderschrijden) af te kappen, wordt de exacte referentiewaarde minder belangrijk. Hiermee is de methodiek ideaal om kwaliteitsveranderingen in de tijd of veranderingen tussen verschillend beheerde gebieden op basis van een specifiek bemonsteringsdesign te beoordelen. De beoordeling van de exacte kwaliteit op 1 meetmoment of het vergelijken van gebieden met verschillende referenties en bemonsteringsinspanningen is niet het sterkste punt van de methodiek. Echter door het gebruik van een range aan indicatorsoorten is de methodiek robuust genoeg om zelfs betrouwbare uitspraken te doen over de kwaliteitsstatus op basis van één bemonsteringsjaar (zoals voor de T0). Daarnaast levert de identificatie van oorzaken en gevolgen van de waargenomen kwaliteitswaarde belangrijke inzichten op. Annex 1 toont uitgewerkte methoden (inclusief de samengestelde interne referenties) voor alle te evalueren gebieden van het NCP.

4.2.4. Data type

Evaluatie van verschillende datatypen mogelijk:

Hoewel grotendeels gebruik wordt gemaakt van de evaluatie van de abundantie van indicatorsoorten in dichtheden (n/m^2) is de methodiek in principe geschikt om verschillende observatietypen te gebruiken en/of te combineren. In sommige evaluaties wordt gebruik gemaakt van de ruimtelijke trefkans voor soorten. Dit is vooral interessant wanneer de soort van nature een onregelmatige ('patchy') verspreiding kent, en dan lokaal zeer talrijk aanwezig kan zijn, of wanneer soorten grote seizoensgebonden fluctuaties vertonen die zich al vroeg in het jaar kunnen manifesteren (monitoring wordt normaal gesproken juist in het vroege voorjaar uitgevoerd om het effect van seizoenfluctuaties te minimaliseren). Wel is het van belang dat voor gebruik van trefkans de bemonsteringsmethode een vast oppervlak bemonstert of beoogt te bemonsteren en er geen subsampling (in feite reductie van bemonsterd oppervlak) plaats vindt. Omdat dit enkel het geval is in het huidige KRM-benthos monitoringprogramma voor de boxcorer en Hamon-grijper wordt enkel voor die methoden zo nu en dan met ruimtelijke trefkans gewerkt. Uiteraard dient het datatype van de observaties en de referentie overeen te komen.

Inrichting voor gebruik t.b.v Natura 2000:

De huidige beoordelingen in het kader van de Habitatrichtlijn werken onder andere met het evalueren van de veronderstelde aanwezigheid van typische soorten in HR-habitattypes. De Nationale Benthos Indicator geeft de mogelijkheid om dit ook te onderbouwen. Aangezien nu de komende jaren in principe met een vastgesteld monitoringsprogramma wordt gewerkt (standaardinspanning), is het mogelijk om de aan-/afwezigheid van bijvoorbeeld alleen de typische soorten (specifieke beoordeling J) in het monitoringprogramma per gebied (HR habitattype) te beoordelen, en kan worden

onderbouwd of daar ontwikkelingen in plaats vinden. In Annex 1 wordt het standaard datatype per indicatorsoort per gebied weergegeven.

Rekening houden met bemonsteringsinspanningen voor de te beoordelen jaren:

Naast het type bemonsteringstechniek is ook het bemonsteringsdesign van belang. Een scheve verdeling van het aantal monsterlocaties (geconcentreerd in een bepaald gebied) kan een afwijkende beoordeling opleveren. In principe gaat de methodiek uit van een random of representatieve (bijvoorbeeld naar oppervlakte ratio van de EUNIS-ecotopen die het te beoordelen gebied beschrijven) verdeling van de monsters. Echter, doordat er sprake is van een vastgesteld monitoringprogramma, kan de methodiek eventueel ook functioneren wanneer de monstername toch op een bepaald gebied is toegespitst. Er dient dan wel te worden nagegaan of de monitoringsinspanning in de te evalueren jaren die zelfde (scheve) verdeling volgen. Het monitoringprogramma is in feite een random gestratificeerd design dat op een bepaald moment is vastgelegd. De monsterlocaties ter beoordeling van ASEVs geven naar verwachting een representatief beeld (waarmee het ook minder erg is wanneer de data van een random monster door bepaalde omstandigheden ontbreken). Wel is er sprake van een gestratificeerd design, omdat de monitoring is toegespitst op ASEVs. Dit heeft als consequentie dat wanneer EUNIS-ecotopen of HR-habitattypen worden beoordeeld, er dient te worden nagegaan of gebieden binnen en buiten ASEVs een vergelijkbare kwaliteit kennen. Dit is helemaal het geval wanneer bepaalde bemonsteringstechnieken (bijvoorbeeld de schaaf) voor bepaalde evaluaties enkel in ASEVs worden toegepast. Men dient dan te testen of toch beide technieken voor evaluatie kunnen worden gebruikt, of dat bijvoorbeeld enkele de boxcore data een representatief beeld kunnen geven. Beoordelingen kunnen in hun algemeenheid niet los worden gezien van eventuele ontwikkelingen in individuele ASEVs. Daarnaast zijn er de evaluaties van beheermaatregelen waarvoor monsterlocaties zijn aangeduid (een specifiek design volgend). Zeker de monsters ter vergelijking (voor de beoordeling van de Nederlandse Noordzee, de monsters genomen in ‘open’ gebied ten opzichte van een specifiek ‘gesloten’ gebied) zullen naar verwachting niet representatief zijn voor alle open gebieden binnen een bepaald gebied met bijzondere ecologische waarden (ASEV), maar zijn geselecteerd omdat ze vergelijkbaar zijn met de habitats en/of gemeenschappen van het gesloten gebied (van voor de maatregelen). Monsters ter beoordeling van de effectiviteit van maatregelen zijn specifiek aangeduid en kunnen niet zo maar worden gebruikt voor andere beoordelingen (die representatief behoren te zijn). Zie ‘5. Toepassing’ voor de specifieke testen die worden gebruikt ter beoordeling van de bruikbaarheid van data en de uitvoer van de evaluaties zelf.

4.2.5. Compleetheid referentie

In feite is de beoordeling volgens BISI gebaseerd op het beoordelen van de compleetheid (intactness) van een referentie, waarbij de referentie bestaat uit een samengestelde indicatorsoorten gemeenschap. In de beoordeling wordt de relatieve afstand van de abundantie van een indicatorsoort voor een specifiek gebied tot de referentie bepaald, waarna uitkomsten van indicatorsoorten worden gemiddeld. In de algemene kwaliteitsbeoordeling wegen alle soorten even zwaar. Met betrekking tot (aanvullende) specifieke beoordelingen om de oorzaken en of effecten van waargenomen kwaliteit(veranderingen) te achterhalen heeft iedere indicatorsoort een specifieke indicatiewaarde, ter weging van de individuele resultaten. Een indicatiewaarde (IV) van 0 betekent dat de desbetreffende soort niet wordt meegewogen, terwijl een IV van 1 betekent dat de soort maximaal mee telt. Individuele indicatorsoortresultaten (in de berekeningen ook wel aangeduid met IIS waarden = Individuele Indicator Soort waarden) worden meetkundig gemiddeld (de IIS waarde is de log-getransformeerde ratio van observatie gedeeld door de referentie, vermenigvuldigd met de IV weegfactor), waarna de gemiddelde IIS waarde weer wordt terug-getransformeerd (met behulp van inverse log-transformatie). Hierdoor wordt voorkomen dat zeer talrijke indicatorsoorten de resultaten gaan bepalen. Om te zorgen dat de methodiek om kan gaan met het niet waarnemen van soorten (0-waarde) vindt er afkap plaats wanneer de observatie 100x kleiner is dan de referentie. In geval van

ontbreken van de soort wordt een observatie gedeeld door referentie (Oi/Ri) van 0,01 verondersteld. Om de indicator even zo indicatief voor kwaliteitstoename als –afname te maken vindt afkap ook plaats bij 100x overschrijding van de referentie. Zie voor details, formules en rekenvoorbeelden Annex 1.

5. Toepassing

5.1 Algemene toepassing en Excel tool

Zoals eerder aangeduid, bestaat de beoordeling uit het vergelijken van BISI-waarden (een algemene kwaliteitsbeoordeling per te evalueren gebied en een aantal specifieke beoordelingen om oorzaken en effecten van de waargenomen kwaliteitstoestand te identificeren). Naast dat er potentiële verschillen,waargenomen verschil in niveau tussen referentie (per definitie BISI = 1) en observatiemoment of tussen tijdstippen dan wel (deel)gebieden, zichtbaar worden, dient ook te worden getoetst of die eventuele verschillen significant zijn, waarbij de waargenomen variantie wordt meegewogen.

De componenten van een BISI evaluatie als weergegeven in de Assessment Tool:

Het onderstaande verwijst naar het Excel-bestand 'BISI v260917.xlsx' waarin alle referenties voor de evaluatie (huidige status) van het NCP zijn uitgewerkt in aparte werkbladen. Steeds wordt aangeduid welk type observaties dienen te worden gebruikt voor de evaluaties. Waar referenties in principe vast staan (of er moet worden besloten dat de methodiek wordt aangepast, waarna eerdere beoordelingen ook met behulp van de nieuwe referentie dienen te worden beoordeeld) kan het veld met observaties (O_i ± stdev) nu ingevuld voor het jaar 2015, worden overschreven met de observaties van een ander evaluatiemoment.

Indicatorsoorten: De werkbladen per te evalueren gebied (ASEV, EUNIS-ecotoop of HR-habitattype), presenteren in de eerste kolom de gebied-specifieke lijst met indicatorsoorten. Daar waar meerdere tussenevaluaties noodzakelijk zijn (bijvoorbeeld binnen en buiten ASEVs vergelijken om na te gaan of data gezamenlijk kunnen worden gebruikt en/of een methode enkel toegepast binnen een ASEV wel of niet kan worden meegenomen in de evaluatie van een ecotooptype), wordt dezelfde lijst met indicatorsoorten (en alle andere kolommen) een aantal regels naar beneden herhaald.

Aantal monsters: Na de kolom met indicatorsoorten volgen de kolommen met het aantal te verwachten monsters (volgens het KRM benthos-monitoringprogramma) en indicatie van de methode (bemonsterd oppervlak). In de berekeningen wordt in principe niets gedaan met het te verwachten aantal monsters, maar het is wel een indicatie dat wanneer het gerealiseerde aantal monsters substantieel lager is er dient te worden nagegaan of die subset nog wel representatief is. Wat de kolommen wel aangeven, is welke observatiemethode voor de desbetreffende indicatorsoort gaat worden gebruikt (en dit is eventueel gebied- of zelfs evaluatie-specifiek). Overigens wordt verderop wel het gerealiseerde aantal monsters, in de vorm van de standaard deviatie, voor de waarnemingen gebruikt voor het testen van eventuele verschillen m.b.v. de t-testen.

Type evaluatie: Vervolgens volgen de kolommen die aanduiden welk datatype zal worden geëvalueerd. Het betreft hier overwegend 'dichtheden (n/ m^2)' en in een aantal gevallen ruimtelijke trefkans (als aandeel monsters waarin soort voor komt op totaal).

Maximum waarden voor gemiddelden ± stdev per historisch monitoringprogramma: Vervolgens volgt een aantal kolommen met data die zijn gebruikt om een realistische referentie af te leiden. Het betreft hier de maximaal waargenomen jaargemiddelden ± standaard deviatie (indien die relevant en/of representatie bevonden werden) voor monitoringprogamma's of delen daarvan. Het kunnen verschillende bemonsteringsmethoden betreffen, waarvan steeds is afgewogen of die data wel of niet een realistische referentie kunnen vormen. Zo worden er bijvoorbeeld ook wel schaafobservaties gepresenteerd voor boxcore soorten en *vice versa*, waarbij die waarden op zich misschien niet zijn

overgenomen, maar wel een indicatie konden zijn om uiteindelijke referentiewaarden wel of niet op te hogen. (Gepresenteerde data in deze velden zijn nu dus puur informatief).

R_i (de interne referentie): Dit is de samengestelde realistische referentie die in principe ook een soort van doel voor de kwaliteitstoestand kan aangeven, hoewel in veel gevallen een niet achteruit gaan van de kwaliteitstoestand of een significante verbetering van de kwaliteitstoestand het doel is (zonder dat er een specifiek einddoel qua kwaliteit is binnen een gestelde termijn). In de BISI zullen observaties ten opzichte van de interne referentie worden beoordeeld. Referenties zijn specifiek voor toegepaste observatiemethoden, en ook hier wordt dus weergegeven waar de waarnemingen vandaan dienen te komen.

Oi en Oi/Ri ratio (observaties en ratio berekeningen). Hier volgen altijd 6 kolommen, waar in de eerste twee de observaties als gemiddelde en standaard deviatie worden ingevuld. Op dit moment zijn daar de resultaten van de monitoring in 2015 ingevuld (die tevens zullen gaan dienen als T0 waarmee in de toekomst wordt vergeleken). Wanneer hier de monitoring resultaten voortkomend uit toekomstige campagnes van de aangeduide methode worden ingevuld, dan rollen daar automatische de observatie-referentie verhoudingen uit (Oi/Ri). Eventueel worden die in de kolom 'adjusted O_i/R_i' aangepast doordat afkap plaats vindt bij 100x groter of kleiner dan de referentie. De bij de ratio behorende standaard deviatie is vervolgens automatisch te vinden in de volgende kolom, eventueel daarna ook weer aangepast indien kleiner dan 0,01 om, om te kunnen gaan met nul-waarden en omdat wordt aangenomen dat er altijd een kans op een minimum aan variatie is (ook al is die niet direct waargenomen).

IV_i (Indicatie waarden individuele soorten per specifieke beoordeling). Hier volgens de toegekende indicatiewaardes voor een aantal categorieën met in de eerste kolom (General quality) per definitie een 1 voor de algemene kwaliteitsbeoordeling en dan de IV voor de specifieke beoordelingen zoals gespecificeerd in Tabel 3 (tevens op ieder werkblad onder de beoordelingen kort geïdentificeerd).

$(IV_i)\log(O_i/R_i)$, Individuele Indicator Soort –waarde (IIS-waarde): Dezelfde categorieën aan specifieke beoordelingen zijn hier terug te vinden waarvoor automatische de IIS-waarde wordt berekend. Dit is in feite de gewogen logaritmische observatie-referentie verhouding. (Wanneer de soort geen specifieke indicatiewaarde heeft wordt die soort ook niet meegewogen en verschijnt hier 'na').

Standard deviation: Dezelfde categorieën aan specifieke beoordelingen zijn hier terug te vinden waarvoor nu automatische de standaard deviatie behorende bij de IIS-waarde wordt gegeven. (Wanneer de soort geen specifieke indicatiewaarde heeft wordt die soort ook niet meegewogen en verschijnt hier 'na').

De resultaten van een beoordeling a.d.h.v. de Assessment Tool:

Alle informatie voor de beoordeling op basis van de BISI hebben we nu in handen en deze kan worden berekend. Dit gebeurt in de rijen onder de lijst met indicatorsoorten en de informatie zojuist besproken. Voor een ASEV is de procedure het eenvoudigste omdat slechts één lijst met observaties dient te worden ingevuld.

Voor de volledigheid wordt aangegeven hoeveel indicatorsoorten per gebruikte observatiemethode worden onderscheiden. Vervolgens is een regel lager de formule ter berekening van de BISI ($BISI = \exp((1/S)\sum(IV_i)\log(O_i/R_i))$) te vinden.

Wanneer we naar rechts gaan vinden we onder de lijst met indicatiewaarden per soort, de gemiddelde IV voor de specifieke beoordeling, en daar onder het aantal indicatorsoorten voor de specifieke beoordeling. We beschouwen 5 indicatorsoorten als een minimum voor een betrouwbare (specifieke) evaluatie. Voor sommige beoordelingen komen we niet aan die 5 indicatorsoorten: kolommen zijn dan grijs gearceerd en resultaten worden niet meegenomen in de beoordeling (in veel gevallen betreft het ook een specifieke beoordeling die weinig relevant is voor het desbetreffende gebied).

(In een enkel geval is het misschien te overwegen om in de toekomst nog op zoek te gaan naar een extra indicatorsoort om de desbetreffende beoordeling toch te kunnen uitvoeren).

BISI-waarden: Wanneer we verder naar rechts gaan vinden we een regel lager de BISI-waarden (vet gedrukt) voor de algemene en de specifieke beoordelingen. In feite is dit het resultaat en geeft de waarde aan hoe ver de kwaliteitstoestand verwijderd is van de realistische interne referentie. (De bijbehorende standaard deviaties volgen verderop in dezelfde regel).

Toetsen van waargenomenm verschillen:

Daar het absolute verschil met de referentie die per definitie een BISI-waarde van 1 heeft, niets zegt of het werkelijk gaat om een verschil, wordt dit in de rijen onder de BISI-waarden automatisch getest. Het betreft hier 2-zijdige (kwaliteitstoestand kan lager of hoger zijn de referentie) onafhankelijke t-toetsen (want de referentie is veelal gebaseerd op een anders ingerichte monitoring dan de KRM benthos-monitoring).

Toets-resultaten: In de 4de rij van de statistische resultaten is de 'Probability of computed t' te vinden, het toetsing-resultaat dat aangeeft dat we te maken hebben met een significant verschil met de interne realistische referentie indien de waarde ≤0,05. Voor de duidelijkheid wordt voor de T2015 hier aangegeven of verschillen zeer significant (≤0,001; ***), behoorlijk significant (≤0,01; **) of significant (≤0,05; *) of niet significant (>0,05; ns) zijn. Met betrekking tot een T0 zoals uitgevoerd in 2015 zou men kunnen stellen dat de kwaliteitstoestand nog niet optimaal is indien er een significant verschil voor de algemene beoordeling wordt gevonden, maar dat bepaalde potentiële oorzaken of effecten van de kwaliteitstoestand, zoals aangeduid door de specifieke beoordelingen, minder van belang zijn indien niet significant bevonden.

Voor de volledigheid worden eveneens synoniemen of (eventueel foutieve maar wel gebruikte) andere naamgevingen voor indicatorsoorten zoals voorkomend in de referentie data, vermeld onder de lijst met indicatorsoorten.

5.2 T0 beoordeling van ecotopen en habitats

In geval van de beoordeling van een ecotoop of habitat is het mogelijk dat de beoordeling niet in één keer in zijn geheel kan worden uitgevoerd. Er dient bijvoorbeeld eerst te worden getest of de initiële kwaliteitstoestand binnen en buiten ASEVs wel vergelijkbaar is. Dit kan bijvoorbeeld op basis van de boxcore data. Indien de toestand vergelijkbaar is, kan men inderdaad overwegen om ook de schaafdata die bijvoorbeeld enkel in de ASEVs zijn genomen, toch in de analyse mee te nemen.

De beoordeling van de afzonderlijke delen binnen en buiten een ASEV is exact dezelfde als eerder beschreven voor een gebied met bijzondere ecologische waarden als geheel. Het is enkel zo dat nu slechts een deel van indicatorsoorten in de beoordeling mee loopt (enkel de soorten te volgen met een boxcore bemonstering). De BISI berekeningen zijn hetzelfde, alleen wordt nu niet het verschil met de referentie specifiek getoetst, maar eerst gekeken of er een eventueel verschil bestaat tussen de delen binnen en buiten het ASEV. Wel gaat het hier weer om 2-zijdige onafhankelijke t-toetsen. Wanneer er nu geen significante verschillen worden gevonden dan kan men eventueel ook de schaafmonsters (ondanks dat ze enkel binnen het ASEV zijn genomen, in de analyses betrekken. De berekening worden nog eens uitgevoerd op basis van de gecombineerde boxcore en schaaf data en getoetst ten opzichte van de referentie. Bij twijfel kan men ook enkel de boxcore gegevens in ogenschouw nemen en toetsen ten opzichte van de referentie.

5.3 T0 beoordeling effectiviteit maatregelen

In feite is de T0 beoordeling met betrekking tot de evaluatie van beheer maatregelen dezelfde als de hierboven beschreven methodiek voor 'samengestelde' gebieden. Ook hier wordt de kwaliteitstoestand onafhankelijk in twee gebieden bepaald en met elkaar vergeleken. Zij het dat het

hier juist om schaafmonsters gaat (met uitzondering van de Klaverbank) en dat de monsters specifiek voor deze toepassing zijn aangewezen. Verder valt te overwegen om gesloten gebieden afzonderlijk of gezamenlijk te evalueren, maar deze keuze is in feite al gemaakt in de werkbladen (en eigenlijk al bij de inrichting van het monitoringprogramma). Testresultaten geven nu weer of de uitgangssituatie (veelal de situatie voordat maatregelen effectief zijn geworden) vergelijkbaar is in de gebieden, of niet.

5.4 Testen in de toekomst

Na vaststelling van de T0 is het afhankelijk van de doelstellingen, uitvoering van maatregelen en databeschikbaarheid welke toetsen worden ingezet. In principe zal gelden dat de toekomstige monitoring jaren zullen worden vergeleken met de T0. Daar er gewerkt wordt met een vastgelegd monitoringprogramma dat iedere 3 jaar wordt herhaald, kan het testen op significantie worden beschouwd als een gepaarde t-test (wat meer Power geeft). Indicatief zal men in vanaf 2028 wellicht ook voldoende gegevens hebben voor een trendbepaling op basis van de BISI waarden. Voor een aantal gebieden is het echter mogelijk dat de monitoring in 2018 komt voor of ten tijden van de instelling van maatregelen, waarmee te overwegen valt om naast het vergelijken van jaren met die van 2015 als T0, de 2015-2018 data als T0 te beschouwen en de jaren daarna (eventueel ook door monitoring jaren samen te voegen) met een dubbele hoeveelheid aan data te vergelijken.

Met betrekking tot het evalueren van de effectiviteit van maatregelen is er duidelijk sprake van een BACI design. Niet alleen het verschil tussen gebieden met en zonder maatregelen in een bepaald jaar is dan van belang, maar ook de uitgangssituatie (te meer wanneer er al duidelijk kwaliteitsverschillen waren ten tijden van de T0). Voor het toetsen van eventuele significante verschillen kan dan het verschil in IIS (Individuele Indicator Soort) waarden tussen de T0 en een ander moment van observatie worden bepaald, zodat reeksen met IIS verschillen per indicatorsoort worden verkregen. Die kunnen gezamenlijk worden vergeleken met behulp van een gepaarde t-test (na het testen van eventuele verschillen in variantie: F-test) voor de gehele set aan indicatorsoorten (algemene kwaliteitsbeoordeling) of de geïdentificeerde subsets aan indicatorsoorten (voor identificatie van eventuele oorzaken en/of gevolgen van waargenomen kwaliteitsverschillen).

5.5 Aanbevelingen

Het sterke punt van de BISI methodiek is vooral het kunnen aantonen van kwaliteitsveranderingen. Hiermee is het niet gezegd dat de methodiek geen kwaliteitsoordeel over de huidige toestand kan geven (bijvoorbeeld de situatie in 2015 met een voor het eerst vrijwel volledig uitgevoerde monitoring volgens het benthos-monitoringprogramma). Echter, vooral de vergelijking van de kwaliteit van verschillende gebieden onderling, gaat nu nog wel gepaard met enige onzekerheden. IJking door toepassing van de methodiek voor verschillende gebieden en op verschillende momenten in de tijd zal ook de kwaliteitsbeoordeling op een specifiek moment kunnen verbeteren.

Beoordeling recent historische situatie m.b.v. BISI:

De kwaliteitstoestand in 2015 maakt in principe deel uit van de methodiek; toekomstige evaluaties zullen worden afgezet tegen de uitgangssituatie. Zodoende is de situatie in 2015 (de T0) gedeeltelijk in de huidige rapportage en de Assessment Tool (Appendix 2) verwerkt. Toch is juist daarom aan te raden om de kwaliteitstoestand in 2015 goed vast te leggen in figuren en tabellen in een T0 rapportage, zodat het referentiekader duidelijk is. Voor een aantal te beoordelen gebieden is de situatie in 2015 een werkelijke T0 situatie omdat beheer- en beschermingsmaatregelen juist rond 2015 zijn geëffectueerd en eventuele effecten daarvan de komende jaren worden verwacht. Het is dan echter van belang dat per gebied duidelijk is waar in het proces de toestand zich nu bevind. Maar ook wat de ontwikkelingen gedurende de afgelopen jaren zijn geweest indien dit is aan te duiden. Zo is een T0 toestand die al decennia lang relatief constant is wellicht iets heel anders dan een kwaliteitstoestand die al een aantal jaren een achteruitgaande of juist toenemende trend laat zien.

Een waardevolle exercitie is daarom, daar waar mogelijk (afhankelijk van databeschikbaarheid), BISI evaluaties voor jaren en/of perioden in het verleden uit te voeren en de resultaten te presenteren als onderdeel van de T0. Het is daarbij niet noodzakelijkerwijs nodig dat data te allen tijde met dezelfde bemonsteringsinspanning aanwezig zijn voor alle bemonsteringsmethodieken onderdeel van de beoordeling. Rekening houdende met de (toenemende) onzekerheden kunnen eventuele gaten in de data worden ingevuld waarmee toch belangrijke inzichten kunnen worden verkregen. Tevens zal dit inzicht geven in de robuustheid van de huidige methodiek.

Afzetten tegen ongerepte referentie:

Voor plaatsing van de hedendaagse resultaten in perspectief zou het ook goed zijn om voor een aantal gebieden (waar mogelijk) de onverstoorde oorspronkelijke referentie te schetsen op basis van historische data en literatuur. Hoewel dit veelal een situatie zal zijn die na het wegnemen van de dominante drukken niet op natuurlijke wijze realiseerbaar zal zijn, is het wel van belang om te kunnen laten zien dat de huidige situatie het resultaat is van intensief gebruik van de systemen door de eeuwen heen. Daarnaast kan een dergelijke exercitie ook duidelijk maken welke elementen en of gebieden extra aandacht en/of bescherming verdienen en kan het helpen met betrekking tot gerichte maatregelen tot herstel (bijvoorbeeld actief herstel in de vorm van lokale natuurbouw).

Toepassing buiten de grenzen van het NCP:

De methodiek is op dit moment specifiek uitgewerkt voor de Nederlandse situatie. Dit betekent niet dat deze in principe niet toepasbaar zou zijn voor ieder ander gebied, maar voordat dat mogelijk is dienen er nog wel enkele aspecten verder te worden uitgewerkt. Het belangrijkste aspect betreft de interne referentie. Voor toepassing buiten het NCP dient de selectie van indicator soorten en vooral de afleiding van referentiewaarden volledig te worden gestandaardiseerd. Hoewel niet direct extra problemen worden verwacht wanneer de methodiek wordt toegepast in afwijkende habitats, op basis van andere soortensamenstellingen, bij gebruik van andere monitoringstechnieken, in gebieden waar hele andere drukfactoren een rol spelen, etc., zijn dat uiteraard wel mooie omstandigheden om de methodiek te toetsen en eventueel te verfijnen. Hierbij aansluitend wordt er op dit moment gekeken of de BISI wellicht kan worden opgewerkt en/of geïntegreerd met het bestaande initiatief van de BH1 (Typical Species Composition) als OSPAR indicator (www.ospar.org).

Voor toepassing in nabij het NCP gelegen gebieden zijn (daar waar het vergelijkbare ecotopen betreft) slechts geringe aanpassingen van de methodiek nodig. Het gaat daarbij voornamelijk om afstemming van de referentie aan de toegepaste monitoringsmethodiek en/of adaptatie aan eventuele andere ecotoop oppervlakte verhoudingen. Om de methodiek te toetsen en te verfijnen zou toepassing in aangrenzende gebieden in Engeland, Duitsland en België, dan ook zeer waardevol zijn. Idealiter wordt de methodiek getoetst in gebieden met een, tot op zekere hoogte, bekende ruimtelijke en/of temporele variatie in de dominante drukfactor(en). Wat in het Nederlandse toepassingsgebied ontbreekt is een ‘referentiegebied’ waar de dominante drukken substantieel lager zijn, zoals gebieden die effectief al langere tijd gesloten zijn voor alle potentieel bodemverstorende activiteiten.

Test- en toepassingsmogelijkheden binnen het NCP:

Echter ook in de Nederlandse situatie zijn geschikte testsituaties aanwezig waarbij, wat tot op heden nog niet is gebeurd, eventuele kwaliteitsveranderingen kunnen worden gekoppeld aan bekende variatie in drukfactoren. Het vergelijken van de kwaliteit volgens BISI met visserijactiviteiten is een goede test voor de gevoeligheid van de indicator. Zo zijn er wellicht ook goede toepassings- en testmogelijkheden rond de recentelijk ingerichte en in te richten windparken waar de aanwijzing gepaard gaat met het uitsluiten van allerlei activiteiten in de directe omgeving en over het algemeen een intensieve monitoring onderdeel uit maakt van de uitvoer. Onder andere het Prinses Amaliapark kent een monitoring met een behoorlijk aantal schaafmonsters genomen in verschillende jaren sinds 2003 (persoonlijke mededeling Maarten de Jong). Naast de evaluatie van (relatief kleine schaal) effecten van onder anderen het sluiten van de gebieden voor visserijactiviteiten kan de BISI ook een

belangrijke rol spelen in de detectie van 'autonome' ontwikkelingen. Het betreft dan de ontwikkeling van de grotere gebieden in de Noordzee waarin de windparken gelegen zijn, waarmee rekening dient te worden gehouden bij evaluaties van effecten van windparken.

Eventuele aanpassingen in de toekomst:

Naast het toepassen van de methodiek in testsituaties of andere (internationale) gebieden zal ook de toepassing voor de KRM-evaluaties en de evaluatie van de effectiviteit van beheermaatregelen mogelijk aanleiding kunnen zijn om in de toekomst bepaalde aspecten te verfijnen. Hoewel de verwachting is dat de huidige uitwerking voldoende ruimte biedt om de komende decennia de evaluaties op het NCP uit te voeren is het mogelijk dat dient te worden geconcludeerd dat de referentie voor een enkele individuele indicatorsoort dient te worden bijgesteld. Het kan dan vooral soorten betreffen waarvoor de referentie dient te worden verhoogd of voortschrijdend inzicht met betrekking tot de specificiteit van indicatorsoorten voor verschillende drukfactoren en kwaliteitsverbeteringen. De verwachting is dat de methodiek robuust genoeg is (o.a. doordat beoordelingen zijn gebaseerd op de ontwikkeling van een groot aantal indicatorsoorten) waardoor kleine aanpassingen nauwelijks effect zullen hebben op de beoordeling. Wel dienen op het moment van wijzigingen in de methodiek, voorafgaande evaluaties ook opnieuw te worden doorgerekend om trendbeoordelingen en of veranderingen in de tijd zuiver te houden. (Dit is echter een geringe inspanning daar het doorvoeren van aanpassingen in de BISI Assessment Tool direct de nieuwe resultaten oplevert; uiteraard wel aan te raden kopieën van de resultaten van de originele en de gewijzigde methodiek apart op te slaan). Er wordt aangeraden om bij iedere toepassing standaard een paragraaf in de resulterende rapportage te wijden aan de toetsing van de methodiek en suggesties voor verbeteringen in de toekomst aan te duiden.

Toepasbaarheid m.b.t de HR en Natura 2000:

De methodiek is nu ook zo ingericht dat deze in principe kan worden toegepast voor gebruik voor Habitat Richtlijn rapportages en Natura 2000 evaluaties. Tot op heden kennen de HR en Natura 2000 een eigen systematiek waarin het voorkomen van typische soorten een belangrijke rol speelt. De BISI methodiek kent nu specifieke evaluaties van de HR habitattypes en specifieke beoordelingen van de verzameling aan typische soorten. Daarmee is het dus mogelijk niet enkel een uitspraak te doen over het voorkomen van typische soorten, maar deze ook te koppelen aan de bemonsteringsinspanning en zodoende ontwikkelingen in de populaties van typische soorten te evalueren. Hiermee worden kwaliteitsveranderingen in een eerder stadium duidelijk dan wanneer enkel het aantal aanwezige typische soorten wordt beoordeeld, en kunnen veranderingen door de koppeling aan specifieke drukken en effecten en de beoordeling van verschillende (deel)gebieden, ook worden geduid. Daar een BISI doorrekening (nu dat de methodiek beschikbaar is) met een relatief geringe inspanning is uit te voeren, is het voor de hand liggend om resultaten van BISI ten minste te gebruiken als aanvullende informatie of ter onderbouwing van rapportages in het kader van de HR en Natura 2000.

6. Literatuur

- Beauchard, O. (2016). Life-history strategies of North Sea benthic macroinvertebrates: Typology and indication of beam-trawl fishing impacts. Powerpoint presentation part of the NIOZ colloquia given on 27-10-2016 at NIOZ-Yerseke.

- Beauchard, O., Veríssimo, H., Queirós, A.M., Herman, P.M.J. (2017). The use of multiple biological traits in marine community ecology and its potential in ecological indicator development. Ecological Indicators 76, 81-96.

- Bergman, M.J.N. & Van Santbrink, J.W. (1998). Distribution of larger sized invertebrate species (megafauna) in the Dutch sector of the North Sea. In: Bergman, M.J.N., Van Santbrink, J.W., Buijs, J., Craeymeersch, J.A., Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., Laban, C., Zevenboom, W. (eds.) The distribution of benthic macrofauna in the Dutch sector of the North Sea in relation to the micro distribution of beam trawling. BEON Rapport nr. 98-2, NIOZ, NIOO-CEMO, RIVO-DLO, NITG-TNO, RWS-DNZ, p. 55-89.

- Bolam, S.G., Coggan, R.C., Eggleton, J., Diesing, M., Stephens, D. (2014). Sensitivity of microbenthic secondary production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: A biological trait approach. Journal of Sea Research 85, 162-177.

- Buckland, S.T., Studeny, A.C., Magurran, A.E., Illian, J.B., Newson, S.E. (2011). The geometric mean of relative abundance indices: A biodiversity measure with a difference. Ecosphere 2, 100 (doi:10.1890/ES11-00186.1).

- Craeymeersch, J.A., Heip, C.H.R., Buijs, J. (1997). Atlas of North Sea benthic infauna. (Based on the 1986 North Sea Benthos Survey). ICES Cooperative Research Report, No. 218. pp. 86.

- Craeymeersch, J.A., Escaravage, V., Adema, J., Van Asch, M., Tulp, I., Prins, T. (2015). PMR Monitoring natuurcompensatie Voordelta – bodemdieren 2004-2013. IMARES Rapport C091/15; Monitor Taskforce Publication Series 2015 - 09, NIOZ, Yerseke, 171 pp.

- De Bruyne, R., Van Leeuwen, S., Gmelig Meyling, A., Daan, R. (2013). Schelpdieren van het Nederlandse Noordzeegebied. Ecologische atlas van de mariene weekdieren (Mollusca). Uitgeverij Tirion, Utrecht en Stichting ANEMOON, Lisse, 414 pp.

- Duineveld, G.C.A., Künitzer, A., Niermann, U., De Wilde, P.A.W.J., Gray, J.S. (1991). The macrobenthos of the North Sea. Netherlands Journal of Sea Research 28, 53–65.

- Duineveld, G.C.A., Bergman, M.J.N., Lavaleye, M.S.S. (2007). Effects of an area closed to fisheries on the composition of the benthic fauna in the southern North Sea. ICES Journal of Marine Science 64, 899–908.

- EUNIS (2016). EUropean Nature Information System, Classification of marine environments at level 3, v2016. (Available from: www.emodnet-seabedhabitats.eu).

- Fock, H.O., Ware, S., McBreen, F., Wijnhoven, S., Pusch, C., Schuchardt, B., Schückel, S., Nunez-Riboni, I. (2017). The trinational Doggerbank Survey 2016 and Doggerbank monitoring issues. Report on the Workshop. February 8-9, 2017, Thünen Institute of Sea Fisheries, Hamburg, 14 pp.

- Greenslade, P.J.M. (1983). Adversity selection and the habitat templet. American Naturalist 122,352–365.

- IHM (2017). Monitoring data voor het NCP, afkomstig uit BIOMON en MWTL benthosmonitoring programma's en de WOT schelpdiersurvey, beschikbaar gesteld door het Informatiehuis Marien. Beschikbaar via: http://www.informatiehuismarien.nl/open-data/.

- Min EZ (2014a). Profiel habitattype H1110 Permanent overstroomde zandbanken (versie 2014), (www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/.../Profiel_habitattype_1110_2014.pdf).

- Min EZ (2014b). Profiel habitattype H1170 Riffen (versie 2014), (www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/.../Profiel_habitattype_1170_2014.pdf).

- Lavaleye, M.S.S., Lindeboom, H.J., Bergman, M.J.N. (2000). Macrobenthos van het NCP. Rapport Ecosysteemdoelen Noordzee. NIOZ-Rapport 2000-4, NIOZ, Texel, 66 pp.

- Lindeboom, H.J., Geurts van Kessel, J., Berkenbosch L. (2005). Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ/2005.008. Alterra Report nr. 1109.

- Min EZ (2013). Report on Implementation Measures (Article 17, Habitats Directive). (Beschikbaar via de Eionet Central Data Repository).

- Min IenM, Min ELenI (2012). Mariene Strategie voor het Nederlandse deel van de Noordzee 2012-2020, Deel 1. Publicatie van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu in samenwerking met het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag, 140 pp.

- Min IenM, Min EZ (2014). Mariene Strategie voor het Nederlandse deel van de Noordzee 2012-2020, Deel 2. KRM-monitoringprogramma. Publicatie van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu in samenwerking met het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag, 160 pp.

- Min IenM, Min EZ (in prep.). Mariene Strategie voor het Nederlandse deel van de Noordzee, Actualisatie 2018-2020, Deel 1. Publicatie van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu in samenwerking met het Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.

- 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, UK.

- Poot, M. (2016). Netwerk Ecologische Monitoring Nieuwsbrief 17, 3-4. Beschikbaar via: http://www.netwerkecologischemonitoring.nl/downloads/379/2016NB06%20-%20NEM%20nieuwsbrief.pdf.

- Rijnsdorp, A.D., Bastardie, F., Bolam, S.G., Buhl-Mortensen, L., Eigaard, O.R., Hamon, K.G., Hiddink, J.G., Hintzen, N.T., Ivanović, A., Kenny, A., Laffargue, P., Nielsen, J.R., O'Neill, F.G., Piet, G.J., Polet, H., Sala, A., Smith, C., Van Denderen, P.D., Van Kooten, T., Zengin, M. (2016). Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. ICES Journal of Marine Science 73 (Supplement 1), i27–i38.

- Seip, P.A., Brand, R. (1987). Inventarisatie van macrozoobenthos in de Voordelta. Rapportage BOVO-project, NIOZ rapport 1987-1, 147 pp.

- Southwood, T.R.E. (1988). Tactics, strategies and templets. Oïkos 52, 3–18.

- Troost, K, van Asch, M., Craeymeersch, J., Duineveld, G., Escaravage, V., Goudswaard, K., Lavaleye, M., Wijnhoven, S. (2013). Monitoringsplan t0 VHR gebieden Noordzee. Rapport Imares C049/13.

- Van Asch, M., Troost, K. (2014). Beantwoording helpdeskvraag “Ligging meetlocaties benthos op de Noordzee”. Rapport Imares C053.14.

Van Duren, L.A., Gittenberger, A., Smaal, A.C., Van Koningsveld, M., Osinga, R., Cado van der Lelij, J.R., De Vries, M.B. (2016). Rijke riffen in de Noordzee. Verkenning naar het stimuleren van natuurlijke riffen en gebruik van kunstmatig hard substraat. Rapportage Deltares, GiMaRIS, Wageningen UR, TU Delft. Rapportage project 1221293-000, 90 pp.

- Van Kooten, T. (2013). Briefrapportage 7 augustus 2013, Projectnummer: 4308601059.

- Van Moorsel, G.W.N.M. (2003). Ecologie van de Klaverbank. BiotaSurvey 2002. Ecosub, Doorn, 154 pp.

- Van Strien, A.J., Soldaat, L.L., Gregory, R.D. (2012). Desirable mathematical properties of indicators for biodiversity change. Ecological Indicators 14, 202-208.

- Wijnhoven, S., Duineveld, G., Lavaleye, M., Craeymeersch, J., Troost, K., van Asch, M. (2013). Kaderrichtlijn Marien indicatoren Noordzee. Naar een uitgebalanceerde selectie van indicatorsoorten ter evaluatie van habitats en gebieden en scenario's hoe die te monitoren. Monitor Taskforce Publication Series 2013-02. NIOZ, Den Hoorn & Yerseke, 105 pp.

- Wijnhoven, S., Sistermans, W., Escaravage, V. (2006). Historische waarnemingen van infauna uit het Voordelta gebied. NIOO-CEME rapport 2006-04. Monitor Taakgroep, KNAW-NIOO, Yerseke, 72 pp.

- Witbaard R., Duineveld, G.C.A., Bergman, M.J.N., Lavaleye, M.S.S., Wat-mough, T., 2013. Atlas of the megabenthos in the Dutch Economic Zone of the North Sea. NIOZ report 2013-04, pp. 221.

- WoRMS (2017). World Register of Marine Species. Beschikbaar via: http://www.marinespecies.org at VLIZ.

- Wolff, W.J. (1973). The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. Zoologische Verhandelingen 126, 1-242.

Annex 1. Protocol Benthic Indicator Species Index (BISI)

Appendix 1. Referentielijsten met indicatorsoorten voor de te evalueren gebieden van het NCP

(In English)

Reference lists of indicator species for each of the areas with special ecological values (ASEVs), ecotopes (EUNIS3) and Habitat Directive habitat types that are (part of) benthos related evaluations of the Dutch North Sea. Indicated are which type of monitoring will be used (and the expected number of samples taken with 3-year intervals starting in 2015); the type of observations used in the evaluation (indicated with '1'; the used reference value (R_i) for evaluation; and the Indicator Value (IV_i) for different causes of and functions subjected to change as indicated by the indicator species. The Indicator Value is shown for the causes and functions: A. Sea floor disturbance, B. Ecological disturbance (combining possible effects of pollutants and toxicants, hypoxia and temperature increases), C. Intensity of sea floor disturbing fisheries (on basis of size of species), D. Frequency of sea floor disturbing fisheries (on basis of age of species), E. Recovery (on basis of frequent recruits), F. Characteristic species, G. Food web structure (importance for higher trophic levels), H. Habitat diversity (species creating permanent structures), I. Biological activation of sea floor top layer (bioturbating and bioirrigating species), and J. Habitat Directive typical species, when relevant. Total numbers of indicator species as part of the general quality assessment and of the specific evaluations are indicated.

Appendix 1a. Reference list of indicator species for the area with special ecological value Doggersbank.

ASEV Doggersbank	Expected number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure										
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (20m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m2)	Boxcorer (0,078 m2);hit rate (per core) or densities (n/m2)	Dredge (20 m2); densities (n/m2)	General quality	A	B	C	D	IV for recovery	National importance	IV for Ecological Functioning			Habitat Directive
												E	F	G	H	I	J
Acrocnida brachiata	20			1	160,920		1			0,5	0,4	1	1	1		1	1
Alcyonium digitatum		15		1		0,006	1	1		1	1	0,5	1				1
Angulus fabula	20			1	331,013		1	1		0,5	0,3	1					1
Aphrodita aculeata		15		1		0,420	1	0,5	0,5	0,75	1	0,1	1				1
Arctica islandica		15		1		0,602	1	1	0,5	1	1	0,1					1
Astropecten irregularis		15		1		1,195	1	0,5		1	0,5	0,1	0,5				1
Bathyporeia elegans	20			1	490,375		1		1	0,25	0,1	1		1		1	1
Bathyporeia guilliamsoniana	20			1	100,585		1		1	0,25	0,1	1		1		1	1
Buccinum undatum		15		1		0,184	1	1	1	1	1		1				1
Corystes cassivelaunus		15		1		1,595	1	1	1	1	1	1		1		1	1
Echinocyamus pusillus	20			1	36,863		1		1	0,25	1	1					1
Ensis ensis		15		1		5,332	1	1		1	1	0,1	1	1			1
Ensis siliqua		15		1		1,144	1	1		1	1	0,1	0,5	1			
Euspira pulchella	20			1	57,688		1	0,5		0,5	0,3	1		1			1
Gari fervensis		15		1		1,184	1	1		0,75	1	0,5	1				1
Goniada maculata	20			1	92,950		1				0,1	1		1			1
Iphinoe trispinosa	20			1	18,300		1			0,25	0,1	1					
Kurtiella bidentata	20			1	1287,500		1										1
Lanice conchilega	20			1	474,040		1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1	1
Liocarcinus holsatus		15		1		0,175	1			1	1	1		1			1
Luidia sarsii		15		1		0,040	1						1				1
Magelona johnstoni + M. filiformis	20			1	775,638		1			0,25	0,3	1		1		1	1
Nephtys assimilis	20			1	12,813		1	0,5	1	0,5	0,6	1	1				
Nephtys cirrosa	20			1	43,263		1	0,5	1	0,5	0,5	1					1
Nephtys hombergii	20			1	181,420		1	0,5	1	0,5	0,5	1					1
Neptunea antiqua		15		1		0,010	1						1				1
Ophiothrix fragilis		15		1		0,075	1						1				1
Ophiura ophiura		15		1		0,166	1	1	1	0,5	0,5	1		1			1
Owenia fusiformis	20			1	73,713		1		1	0,25	0,5	1		1	1	1	
Pagurus bernhardus		15		1		0,728	1	0,5		1	1	1					1
Psammechinus miliaris		15		1		0,423	1	0,5	1	0,75	1	1	1				
Sigalion mathildae	20			1	52,888		1	0,5		0,5	0,4	1	1				1
Spiophanes bombyx	20			1	3730,780		1			0,25	0,2	1				1	1
Urothoe poseidonis	20			1	125,000		1			0,25	0,1	1		0,5			1
Number of species (S)	18	16					34	19	14	29	30	29	14	14	2	8	29

The specific evaluation to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = *Angulus fabula*; *Fabulina fabula* = *Angulus fabula*; *Euspira poliana* = *Euspira pulchella*; *Lunatia poliana* = *Euspira pulchella*; *Euspira nitida* = *Euspira pulchella*; *Ophiura texturata* = *Ophiura ophiura*; *Amphiura brachiata* = *Acrocnida brachiata*; *Mysella bidentata* = *Kurtiella bidentata*; *Eupagurus bernhardus* = *Pagurus bernhardus*; *Magelona papillicornis* = *M. johnstoni* + *M. filiformis* (as *M. papillicornis* has never been present in the North Sea).

Appendix 1b. Reference list of indicator species for the area with special ecological value Klaverbank and Habitat Directive habitat type H1170 'Reefs' (as both evaluations are based on the same samples).

ASEV Klaverbank / Natura2000 habitat H1170	Expected number of samples per year (2015+)			Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure							IV for Ecological Functioning			
Indicator Species	Hamon grab (0,09 m^2)	Boxcore (0,078 m^2)	Video tracks (20 m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Hamon grab (0,09 m^2); hit rate (per grab) or density (n/m^2)*	Video tracks (20 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
Arcopagia crassa	17	1			1	0,526		1	1		0,5	1	0,5	1				1
Aequipecten opercularis			16		1		0,016	1	1		1	0,6	1	1				1
Alcyonium digitatum			16		1		36,085	1	1		1	1	0,5	1				1
Aonides paucibranchiata	17	1			1	962,880		1				0,1	1		1			
Aporrhais pespelicani	17	1		1		0,125		1	1		0,8	0,3	1	1				1
Arctica islandica	17	1		1		0,250		1	1		1	1	0,1					
Buccinum undatum			16		1		0,125	1	1	1	1	1	0,1					1
Cerianthus loydii	17	1			1	88,222		1	1		1	1	0,1			1		
Chone duneri	17	1			1	217,350		1	1	0,5	0,3	0,1	1	1			0,5	1
Dosinia exoleta	17	1			1	133,334		1	1		0,8	1	0,1	1				1
Echinocyamus pusillus	17	1			1	1069,340		1	1		0,3	0,3	1	0				
Galathea intermedia	17	1			1	3,000		1	1		0,8	0,5	1	1				1
Goniadella bobretzkii	17	1			1	172,666		1				0,1	1		1			
Liocarcinus sp.			16		1		0,168	1			1	1	1		1			
Lithothamnion sonderi & *Phymatolithon* (encrusting calcareous red algae)			16		1		0,222	1	1	1	0,5	1	1	1				1
Paguridae			16		1		0,120	1	0,5		1	1	1					
Pagurus cuanensis	17	1		1		0,125		1	0,5		1	1	1	1				
Pododesmus sp.			16		1		0,005	1	1		0,5	0,3	1	1				1
Polititapes rhomboides	17	1		1		0,250		1	1		0,5	0,8	0,5	1				
Porifera (large structure forming species)			16		1		0,004	1	1		1	0,3	1			1		1
Protodorvillea kefersteini	17	1			1	226,880		1				0,1	1		1			
Sabellaria spinulosa	17	1		1		0,278		1	1		0,5	0,1	1	1	0,5	0,5		1
Simnia patula	17	1		1		0,059		1	1			0,1	1	1				1
Spiophanes kroyeri	17	1			1	13,526		1	1		0,3	0,1	1			1		
Spirobranchus triqueter	17	1			1	29,334		1			0,5	1	1	1		1		
Terebellides stroemi	17	1			1	13,076		1	1		0,5	0,3	0,5			1		
Timoclea ovata	17	1			1	17,112		1	1		0,3	0,8	0,5					
Upogebia deltaura	17	1			1	540,660		1		1	1	0,3	1			1	1	
Urothoe marina	17	1			1	493,560		1			0,3	0,2	1	1	1			
Urticina sp.			16		1		0,202	1	1		1	1	0,5	1				1
Number of species (S)	21	21	9					30	23	4	26	30	30	16	6	7	2	14

* Results of Hamon grabs and Boxcores are combined in the evaluation (without compensation of the slight difference in sampled surface area).

The specific evaluation to identify the possible impact of ecological disturbance as the cause of changes in the quality status (B.) and the specific evaluation to indicate changes in the biological activation of the sea floor top layer (I.) by taking bioturbating/ bioirrigating species into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Xandarovula patula = *Simnia patula*; *Polititapes virgineus* = *Polititapes rhomboides*; *Tapes*

rhomboides = *Poltitapes rhomboides*; *Venerupis rhomboides* = *Polititapes rhomboides*; *Pomatoceros triqueter* = *Spirobranchus triqueter*; *Ceriantharia* (not identified to species level in current monitoring) = *Cerianthus loydii* ; Sabellidae (not identified to species level in current monitoring) = *Chone duneri*; Corallinaceae = *Lithothamnion sonderi* & *Phymatolithon* (encrusting calcareous red algae); Paguridae = *Pagurus bernhardus* + *P. cuanensis*. The typical species '*Pododesmus patelliformis*' for Habitat Directive habitat H1170 has been replaced by '*Pododesmus* sp.' as the species cannot be identified on basis of video (and natural densities are too low for the Hamon grab).

Appendix 1c. Reference list of indicator species for the area with special ecological value Centrale Oestergronden.

ASEV Centrale Oestergronden	Expected number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure									
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (20m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2);hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (20 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	IV for recovery E	National importance F	IV for Ecological Functioning G	H	I
Acanthocardia echinata		12		1		0,450	1	1		1	1	0,1	1			
Amphiura filiformis	18			1	1331,183		1	0,5	1	0,5	1	1	0,5	1	1	1
Aphrodite aculeata		12		1		0,716	1	0,5		0,8	1	0,1	1			
Arctica islandica		12		1		0,306	1	1	0,5	1	1	0,1				
Brissopsis lyrifera		12		1		5,734	1	1	1	0,8	0,5	1	1			1
Callianassa subterranea	18			1	123,917		1	0,5	0,5	0,8	0,2	1	0,5	1	1	1
Chaetoperus variopedatus	18			1	30,483		1	1		0,8	0,3	0,1	1		1	
Chamelea striatula		12		1		4,714	1	1		0,8	1	0,5				
Corbula gibba	18			1	1209,400		1	0,5		0,5	0,2	1	1	1		
Cylichna cylindracea	18			1	60,000		1			0,3	0,3	0,1	1			
Dosinia lupinus		12		1		0,900	1	1		0,8	1	0,5	0,5			
Echinocardium cordatum		12		1		39,375	1		1	0,8	1	1		1		1
Echinocardium flavescens		12		1		1,756	1			0,8	1	0,5	1			1
Nephtys incisa	18			1	21,940		1	0,5	1	0,5	0,5	1	1			
Nucula nitidosa	18			1	136,734		1	1		0,5	1	1	0,5			
Sthenelais limicola	18			1	56,333		1	1	1	0,5	0,3	1				
Terebellides stroemi	18			1	23,517		1	1		0,5	0,3	0,5	1		1	
Turritella communis		12		1		27,956	1	1		0,5	1	1	1			
Upogebia deltaura		12		1		1,509	1	1		1	0,3	1	1	1	1	1
Upogebia stellata		12		1		0,678	1	1		0,8	0,3	1	1	1	1	1
Number of species (S)	9	11					20	17	7	20	20	20	16	6	6	7

Nucula turgida = Nucula nitidosa; Chamelea gallina = Chamelea striatula

Appendix 1d. Reference list of indicator species for the area with special ecological value Friese Front.

ASEV Friese Front	Expected number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure									
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (20m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2);hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (20 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	IV for recovery E	National importance F	IV for Ecological Functioning G	H	I
Amphiura filiformis	9			1	1749,820		1	0,5	1	0,5	1	1	0,5	1	1	1
Atherospio guillei	9			1	75,313		1			0,3	0,2	1	1			
Callianassa subterranea	9			1	293,250		1	0,5	0,5	0,8	0,2	1	0,5	1	1	1
Corystus cassivelaunus		15		1		0,646	1	1	1	1	1	1	0,5	1		1
Dosinia lupinus		15		1		1,421	1	1		0,8	1	0,1	0,5			
Euspira pulchella	9			1	38,450		1	1		0,5	0,3	1				
Echinocardium cordatum		15		1		36,914	1		1	0,5	1	1				1
Goneplax rhomboides		15		1		4,714	1	1		1	0,5	1	1	1	1	1
Leptosynapta inhaerens	9			1	19,226		1	1		0,5	0,3	0,1	0,5			1
Nephtys incisa	9			1	22,425		1	0,5	1	0,3	0,5	1	0,5			
Oxydromus flexuosus	9			1	25,613		1			0,3	0,2	1	1	0,5		
Ophiura albida		15		1		39,375	1	0,5	1	0,5	0,3	1	0,5	1		0,5
Podarkeopsis helgolandica /	9			1	35,250		1			0,3	0,2	1	1			
Thracia convexa		15		1		0,585	1	1	1	0,8	1	0,1	1			
Upogebia deltaura		15		1		23,392	1	1		1	0,3	1	1	1	1	1
Upogebia stellata		15		1		0,488	1	1		0,8	0,3	1	0,5	1	1	1
Number of species (S)	8	8					16	12	7	16	16	16	14	8	5	9

Euspira poliana = Euspira pulchella; *Lunatia poliana = Euspira pulchella*; *Euspira nitida = Euspira pulchella*; *Polydora guillei = Atherospio guillei*; *Ophiodromus flexuosus = Oxydromus flexuosus.*

Appendix 1e. Reference list of indicator species for the area with special ecological value Bruine Bank.

ASEV Bruine Bank	Expected number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure							IV for Ecological Functioning		
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (20m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2);hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (20 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Angulus fabula	7			1	17,560		1	1		0,5	0,3	1				
Bathyporeia elegans	7			1	246,775		1		1	0,3	0,1	1		1		1
Bathyporeia guilliamsoniana	7			1	84,880		1		1	0,3	0,1	1		1		1
Corystus cassivelaunus		9		1		0,485	1	1	1	1	1	1	0,5	1		1
Donax vittatus		9		1		1,520	1	1		0,5	0,3	1	1	1		
Echinocardium cordatum		9		1		4,601	1		1	0,8	1	1		1		1
Echinocyamus pusillus	7			1	5,667		1		1	0,3	1	1				
Ensis ensis		9		1		1,172	1	1		1	1	0,1	1	1		
Ensis siliqua		9		1		0,248	1	1		1	1	0,1	0,5	1		
Euspira pulchella		9		1		0,954	1	0,5		0,5	0,3	1		1		
Goniada maculata	7			1	10,975		1				0,1	1		1		
Lanice conchilega	7			1	40,250		1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1
Liocarcinus holsatus		9		1		0,251	1			1	1	1		1		
Nephtys cirrosa	7			1	289,700		1	0,5	1	0,5	0,5	1	1			
Ophiura albida		9		1		8,342	1	0,5	1	0,5	0,3	1	0,5	1		0,5
Ophiura ophiura		9		1		2,525	1	0,5	1	0,5	0,5	1	0,5	1		
Pagurus bernhardus		9		1		0,488	1	0,5		1	1	1				
Spiophanes bombyx	7			1	819,320		1			0,3	0,2	1				1
Spisula elliptica		9		1		1,565	1	1		0,8	0,3	1	0,5	1		1
Thia scutellata		9		1		1,253	1	0,5		0,5	0,5	1	1			
Urothoe poseidonis	7			1	169,850		1			0,3	0,1	1		0,5		
Number of species (S)	9	12					21	13	9	20	21	21	9	15	1	8

The specific evaluation to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = Angulus fabula; *Fabulina fabula = Angulus fabula*; *Euspira poliana = Euspira pulchella*; *Lunatia poliana = Euspira pulchella*; *Euspira nitida = Euspira pulchella; Ophiura texturata = Ophiura ophiura*; *Eupagurus bernhardus = Pagurus bernhardus.*

Appendix 1f. Reference list of indicator species for the area with special ecological value Noordzeekustzone.

ASEV Noordzeekustzone	number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure										
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (15 m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2);hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (15 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	E IV for recovery	F National importance	G IV for Ecological Functioning	H	I	J Habitat Directive
Abra alba	16			1	147,470		1	1	1	1	1	1	0,5	1		1	1
Angulus fabula	16			1	523,780		1	1		0,5	0,3	1	1				1
Bathyporeia elegans	16			1	200,390		1		1	0,25	0,1	1		1		1	1
Buccinum undatum		66		1		0,030	1	1	1	1	1						1
Chamelea striatula		66		1		0,379	1	1		0,75	1	0,5					
Corystes cassivelaunus		66		1		0,510	1	1	1	1	1	1		1		1	
Donax vittatus		66		1		4,477	1	1		0,5	0,3	1		1			1
Echinocardium cordatum	16			1	85,470		1		1	0,75	1	1		1		1	1
Euspira pulchella		66		1		0,685	1			0,5	0,3	1		1			1
Lanice conchilega	16			1	1968,860		1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1	1
Liocarcinus holsatus		66		1		2,486	1			1	1	1		1			1
Lutraria lutraria		66		1		0,541	1	0,5		1	0,5	1					
Macoma balthica		66		1		65,978	1			0,5	1	1	1	1			1
Mactra stultorum		66		1		0,068	1	1		0,75	0,6	1					1
Magelona johnstoni + M. filiformis	16			1	4711,040		1			0,25	0,3	1		1		1	1
Mytilus edulis		66		1		0,078	1	0,5		0,5	0,5	1		1	1		
Nephtys cirrosa	16			1	188,090		1	1	1	0,5	0,5	1					1
Nephtys hombergii	16			1	105,340		1	1	1	0,5	0,5	1					1
Ophiura ophiura		66		1		26,869	1	0,5	1	0,5	0,5	1	0,5	1			1
Owenia fusiformis	16			1	47,850		1		1	0,25	0,5	1		1	1	1	
Pagurus bernhardus		66		1		1,814	1	0,5		1	1	1					1
Pontocrates altamarinus	16			1	97,400		1	0,5		0,25	0,1	1		1			1
Spiophanes bombyx	16			1	750,330		1			0,25	0,2	1				1	1
Spisula subtruncata		66		1		246,470	1	1		0,75	0,3	1	0,5	1		1	1
Urothoe poseidonis	16			1	838,340		1			0,25	0,1	1		0,5			1
Number of species (S)	11	12					25	16	10	25	25	24	5	16	3	9	20

The specific evaluation to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = *Angulus fabula*; *Fabulina fabula* = *Angulus fabula*; *Euspira poliana* = *Euspira pulchella*; *Lunatia poliana* = *Euspira pulchella*; *Euspira nitida* = *Euspira pulchella*; *Mactra corallina* = *Mactra stultorum*; *Ophiura texturata* = *Ophiura ophiura*; *Magelona papillicornis* = *M. johnstoni* + *M. filiformis* (as *M. papillicornis* has never been present in the North Sea); *Chamelea gallina* = *Chamelea striatula* (as *C. gallina* is not present in the Dutch North Sea).

Appendix 1g. Reference list of indicator species for the area with special ecological value Voordelta.

ASEV Voordelta	Expected number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure										
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (15 m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2); hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (15 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	IV for recovery E	National importance F	IV for Ecological Functioning G	H	I	Habitat Directive J
Abra alba		83		1		222,260	1	1	1	1	1	1	0,5	1		1	1
Angulus fabula	16			1	223,370		1	1		0,5	0,3	1	1				1
Bathyporeia elegans	16			1	149,690		1		1	0,25	0,1	1		1		1	1
Buccinum undatum		83		1		0,024	1	1	1	1	1						1
Donax vittatus		83		1		7,190	1	1		0,5	0,3	1		1			1
Echinocardium cordatum	16			1	61,880		1		1	0,75	1	1		1		1	1
Euspira pulchella	16			1	56,170		1			0,5	0,3	1		1			1
Lanice conchilega	16			1	2871,900		1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1	1
Liocarcinus holsatus		83		1		0,920	1			1	1	1		1			1
Lutraria lutraria		83		1		0,300	1	0,5		1	0,5	1					
Macoma balthica		83		1		383,940	1			0,5	1	1	1	1			1
Mactra stultorum		83		1		0,060	1	1		0,75	0,6	1					1
Magelona johnstoni + M. filiformis	16			1	2945,130		1			0,25	0,3	1		1		1	1
Nephtys cirrosa	16			1	111,570		1	1	1	0,5	0,5	1					1
Nephtys hombergii	16			1	145,300		1	1	1	0,5	0,5	1					1
Ophiura ophiura		83		1		32,840	1	0,5	1	0,5	0,5	1	0,5	1			1
Owenia fusiformis	16			1	128,200		1		1	0,25	0,5	1		1	1	1	
Pagurus bernhardus		83		1		2,160	1	0,5		1	1	1					1
Pontocrates altamarinus	16			1	26,340		1	0,5		0,25	0,1	1		1			1
Spiophanes bombyx	16			1	3705,200		1			0,25	0,2	1				1	1
Spisula subtruncata		83		1		31,606	1	1		0,75	0,3	1	0,5	1		1	1
Thia scutellata		83		1		0,019	1	0,5		0,5	0,5	1	1				
Urothoe poseidonis	16			1	1029,130		1			0,25	0,1	1		0,5			1
Number of species (S)	12	11					23	14	9	23	23	22	6	14	2	8	20

The specific evaluation to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = *Angulus fabula*; *Fabulina fabula* = *Angulus fabula*; *Euspira poliana* = *Euspira pulchella*; *Lunatia poliana* = *Euspira pulchella*; *Euspira nitida* = *Euspira pulchella*; *Mactra corallina* = *Mactra stultorum*; *Ophiura texturata* = *Ophiura ophiura*; *Magelona papillicornis* = *M. johnstoni* + *M. filiformis* (as *M. papillicornis* has never been present in the North Sea.

Appendix 1h. Reference list of indicator species for the area with special ecological value Vlakte van de Raan.

ASEV Vlakte van de Raan	Expected number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure										
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (15 m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2); hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (15 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	IV for recovery E	National importance F	IV for Ecological Functioning G	H	I	Habitat Directive J
Abra alba		39		1		64,480	1	1	1	1	1	1	0,5	1		1	1
Angulus fabula	8			1	40,000		1	1		0,5	0,3	1	1				1
Bathyporeia elegans	8			1	68,000		1		1	0,25	0,1	1		1		1	1
Buccinum undatum		39		1		0,030	1	1	1	1	1						1
Donax vittatus		39		1		6,440	1	1		0,5	0,3	1		1			1
Echinocardium cordatum	8			1	6,800		1		1	0,75	1	1		1		1	1
Euspira pulchella	8			1	4,000		1			0,5	0,3	1		1			1
Lanice conchilega	8			1	264,810		1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1	1
Liocarcinus holsatus		39		1		0,850	1			1	1	1		1			1
Lutraria lutraria		39		1		0,140	1	0,5		1	0,5	1					
Macoma balthica		39		1		320,520	1			0,5	1	1	1	1			1
Mactra stultorum		39		1		0,050	1	1		0,75	0,6	1					1
Magelona johnstoni + M. filiformis	8			1	520,000		1			0,25	0,3	1		1		1	1
Nephtys cirrosa	8			1	86,000		1	1	1	0,5	0,5	1					1
Nephtys hombergii	8			1	37,400		1	1	1	0,5	0,5	1					1
Ophiura ophiura		39		1		30,440	1	0,5	1	0,5	0,5	1	0,5	1			1
Owenia fusiformis	8			1	16,000		1		1	0,25	0,5	1		1	1	1	
Pagurus bernhardus		39		1		2,010	1	0,5		1	1	1					1
Pontocrates altamarinus	8			1	12,750		1	0,5		0,25	0,1	1		1			1
Spiophanes bombyx	8			1	648,000		1			0,25	0,2	1				1	1
Spisula subtruncata		39		1		16,120	1	1		0,75	0,3	1	0,5	1		1	1
Urothoe poseidonis	8			1	120,000		1			0,25	0,1	1		0,5			1
Number of species (S)	12	10					22	13	9	22	22	21	5	14	2	8	20

The specific evaluation to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = *Angulus fabula*; *Fabulina fabula* = *Angulus fabula*; *Euspira poliana* = *Euspira pulchella*; *Lunatia poliana* = *Euspira pulchella*; *Euspira nitida* = *Euspira pulchella*; *Mactra corallina* = *Mactra stultorum*; *Ophiura texturata* = *Ophiura ophiura*; *Magelona papillicornis* = *M. johnstoni* + *M. filiformis* (as *M. papillicornis* has never been present in the North Sea.

Appendix 1i. Reference list of indicator species for the EUNIS 3 ecotope 'Deep coarse sediment'.

EUNIS ecotope: Deep coarse sediment (Diep grof sediment)	Expected number of samples per year (2015+)			Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure							IV for Ecological Functioning		
Indicator Species	Hamon grab (0,09 m^2)	Boxcore (0,078 m^2)	Video tracks (20 m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Hamon grab (0,09 m^2); hit rate (per grab) or density (n/m^2)*	Video tracks (20 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Arcopagia crassa	10	1			1	0,526		1	1		0,5	1	0,5	1			
Aequipecten opercularis			10		1		0,016	1	1		1	0,6	1	1			
Alcyonium digitatum			10		1		18,042	1	1		1	1	0,5	1			
Aonides paucibranchiata	10	1			1	1224,360		1				0,1	1		1		
Aporrhais pespelecani	10	1		1		0,125		1	1		0,8	0,3	1	1			
Arctica islandica	10	1		1		0,250		1	1		1	1	0,1				
Buccinum undatum			10		1		0,382	1	1	1	1	1	0,1				
Cerianthus lloydii	10	1			1	92,364		1	1		1	1	0,1			1	
Chone duneri	10	1			1	217,350		1	1	0,5	0,3	0,1	1	1			0,5
Dosinia exoleta	10	1			1	129,454		1	1		0,8	1	0,1	1			
Echinocyamus pusillus	10	1			1	1438,540		1	1		0,3	0,3	1				
Galathea intermedia	10	1			1	3,000		1	1		0,8	0,5	1	1			
Goniadella bobrezkii	10	1			1	129,090		1				0,1	1		1		
Lithothamnion sonderi & *Phymatolithon* (encrusting calcareous red algae)			10		1		0,222	1	1	1	0,5	1	1	1			
Pagurus cuanensis	10	1		1		0,250		1	0,5		1	1	1	1			
Pododesmus sp			10		1		0,005	1	1		0,5	0,3	1	1			
Polititapes rhomboides	10	1		1		0,250		1	1		0,5	0,8	0,5	1			
Porifera (large structure forming species)			10		1		0,004	1	1		1	0,3	1			1	
Protodorvillea kefersteini	10	1			1	322,920		1				0,1	1		1		
Sabellaria spinulosa	10	1		1		0,278		1	1		0,5	0,1	1	1	0,5	0,5	
Simnia patula	10	1		1		0,059		1	1			0,1	1	1			
Spiophanes kroyeri	10	1			1	13,526		1	1		0,3	0,1	1			1	
Spirobranchus triqueter	10	1			1	32,000		1			0,5	1	1	1		1	
Terebellides stroemi	10	1			1	13,076		1	1		0,5	0,3	0,5			1	
Timoclea ovata	10	1			1	3,250		1	1		0,3	0,8	0,5				
Upogebia deltaura	10	1			1	593,820		1		1	1	0,3	1			1	1
Urothoe marina	10	1			1	694,540		1			0,3	0,2	1	1	1		
Urticina sp			10		1		0,572	1	1		1	1	0,5	1			
Number of species (S)	21	21	7					28	22	4	24	28	28	16	5	7	2

* Results of Hamon grabs and Boxcores are combined in the evaluation (without compensation of the slight difference in sampled surface area).

The specific evaluation to identify the possible impact of ecological disturbance as the cause of changes in the quality status (B) and the specific evaluation to indicate changes in the biological activation of the sea floor top layer (I.) by taking bioturbating/bioirrigating species into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Xandarovula patula = *Simnia patula*; *Polititapes virgineus* = *Polititapes rhomboides*; *Tapes rhomboides* = *Poltitapes rhomboides*; *Venerupis rhomboides* = *Polititapes rhomboides*; *Pomatoceros triqueter* = *Spirobranchus triqueter*; *Ceriantharia* (not identified to species level in current monitoring) = *Cerianthus lloydii* ; *Sabellidae*

(not identified to species level in current monitoring) = *Chone duneri*; *Corallinaceae* = *Lithothamnion sonderi* & *Phymatolithon* (encrusting calcareous red algae); *Paguridae* = *Pagurus bernhardus* + *P. Cuanensis*. The typical species '*Pododesmus patelliformis*' for Habitat Directive habitat H1170 has been replaced by '*Pododesmus* sp.' as the species cannot be identified on basis of video (and natural densities are too low for the Hamon grab).

Appendix 1j. Reference list of indicator species for the EUNIS 3 ecotope 'Deep sandy substratum'.

EUNIS ecotope: Deep sandy (Diep zandig)#	Expected number of samples per year (2015+)				Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure							IV for Ecological Functioning			
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Hamon grab (0,09 m^2)	Dredge (20m^2)	Video tracks (20 m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2); hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (20 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	IV for recovery E	National importance F	G	H	I
Angulus fabula	45	4				1	64,010		1	1		0,5	0,3	1				
Arctica islandica			12	9		1		0,024	1	1	0,5	1	1	0,1				
Bathyporeia elegans	45	4				1	100,220		1		1	0,3	0,1	1		1		1
Bathyporeia guilliamsoniana	45	4				1	89,613		1		1	0,3	0,1	1		1		1
Corystus cassivelaunus			12	9		1		0,485	1	1	1	1	1	1	0,5	1		1
Donax vittatus			12	9		1		1,520	1	1		0,5	0,3	1	1	1		
Dosinia lupinus	45	4				1	9,167		1	1		0,8	1	0,5	0,5			
Echinocardium cordatum	45	4				1	45,154		1		1	0,8	1	1		1		1
Echinocyamus pusillus	45	4				1	158,000		1		1	0,3	1	1				
Ensis ensis			12	9		1		1,172	1	1		1	1	0,1	1	1		
Ensis siliqua			12	9		1		0,248	1	1		1	1	0,1	0,5	1		
Euspira pulchella	45	4				1	31,890		1	0,5		0,5	0,3	1		1		
Gari fervensis			12	9		1		0,592	1	1		0,8	1	0,5	1			
Goniada maculata	45	4				1	26,297		1				0,1	1		1		
Lanice conchilega	45	4				1	166,790		1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1
Liocarcinus holsatus			12	9		1		0,126	1			1	1	1		1		
Nephtys cirrosa	45	4				1	67,670		1	0,5	1	0,5	0,5	1	1			
Ophiura albida			12	9		1		4,171	1	0,5	1	0,5	0,3	1	0,5	1		0,5
Ophiura ophiura			12	9		1		1,262	1	0,5	1	0,5	0,5	1	0,5	1		
Pagurus bernhardus			12	9		1		0,488	1	0,5		1	1	1				
Psammechinus miliaris			12	9		1		0,211	1	0,5	1	0,8	1	1	1			
Spiophanes bombyx	45	4				1	634,960		1			0,3	0,2	1				1
Spisula elliptica			12	9		1		0,783	1	1		0,8	0,3	1	0,5	1		1
Thia scutellata			12	9		1		0,627	1	0,5		0,5	0,5	1	1			
Urothoe poseidonis	45	4				1	89,924		1			0,3	0,1	1		0,5		
Number of species (S)	12	12	13	13					25	17	11	24	25	25	12	15	1	8

As Dredge samples are only taken inside nature areas at sea, it should be tested on basis of boxcore samples if areas inside and outside ASEV are similar (no significant differences); if so, dredge samples can be included in the evaluation (as in the shown table) as well.

*Results of Hamon grabs and Boxcores are combined in the evaluation (without compensation of the slight difference in sampled surface area). As data collected using video deviate too much from data collected using a dredge, video data are not used in the evaluation.

The specific evaluation to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = Angulus fabula; *Fabulina fabula = Angulus fabula*; *Euspira poliana = Euspira pulchella*; *Lunatia poliana = Euspira pulchella*; *Euspira nitida = Euspira pulchella; Ophiura texturata = Ophiura ophiura*; *Eupagurus bernhardus = Pagurus bernhardus.*

Appendix 1k. Reference list of indicator species for the EUNIS 3 ecotope 'Deep muddy substratum'.

EUNIS ecotope: Deep muddy (Diep slibrijk)#	Expected number of samples per year (2015+)				Data type of evaluation		R_i			IV for Pressure										
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Hamon grab (0,09 m^2)	Dredge (20m^2)	Video tracks (20 m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2) + Hamon grab (0,09 m^2); hit rate (per core/grab) or densities (n/m^2)*		Dredge + video track (20 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	IV for recovery E	National importance F	IV for Ecological Functioning G	H	I
Acanthocardia echinata			24	5		1			0,248	1	1		1	1	0,1	1			
Amphiura filiformis	31	3				1		1166,070		1	0,5	1	0,5	1	1	0,5	1	1	1
Aphrodite aculeata			24	5		1			0,716	1	0,5		0,8	1	0,1	1			
Arctica islandica			24	5		1			0,602	1	1	0,5	1	1	0,1				
Atherospio guillei	31	3				1		33,058		1			0,3	0,2	1	1			
Brissopsis lyrifera			24	5		1			2,945	1	1	1	0,8	0,5	1	1			1
Callianassa subterranea	31	3				1		201,079		1	0,5	0,5	0,8	0,2	1	0,5	1	1	1
Chaetoperus variopedatus	31	3				1		51,220		1	1		0,8	0,3	0,1	1		1	
Chamelea striatula	31	3				1		11,547		1	1		0,8	1	0,5				
Corbula gibba	31	3				1		477,063		1	0,5		0,5	0,2	1	1	1		
Corystus cassivelaunus			24	5		1			0,684	1	1	1	1	1	1	0,5	1		1
Cylichna cylindracea	31	3				1		32,200		1			0,3	0,3	0,1	1			
Dosinia lupinus			24	5		1			0,900	1	1		0,8	1	0,5	0,5			
Echinocardium cordatum	31	3				1		80,942		1		1	0,8	1	1		1		1
Echinocardium flavescens			24	5		1			0,927	1			0,8	1	0,5	1			1
Euspira pulchella	31	3				1		23,105		1	1		0,5	0,3	1				
Goneplax rhomboides			24	5		1			4,714	1	1		1	0,5	1	1	1	1	1
Leptosynapta inhaerens	31	3				1		14,620		1	1		0,5	0,3	0,1	0,5			1
Nephtys incisa	31	3				1		21,940		1	0,5	1	0,5	0,5	1	1			
Nucula nitidosa	31	3				1		122,800		1	1		0,5	1	1	0,5			
Ophiura albida			24	5		1			39,375	1	0,5	1	0,5	0,3	1	0,5	1		0,5
Oxydromus flexuosus	31	3				1		20,226		1			0,3	0,2	1	1	0,5		
Podarkeopsis helgolandica / P. capensis	31	3				1		24,880		1			0,3	0,2	1	1			
Sthenelais limicola	31	3				1		10,795		1	1	1	0,5	0,3	1				
Terebellides stroemi	31	3				1		9,442		1	1		0,5	0,3	0,5	1		1	
Thracia convexa			24	5		1			0,291	1	1	1	0,8	1	0,1	1			
Turritella communis			24	5		1			19,108	1	1		0,5	1	1	1			
Upogebia deltaura	31	3				1		43,900		1	1		1	0,3	1	1	1	1	1
Upogebia stellata			24	5		1			0,588	1	1		0,8	0,3	1	1	1	1	1
Number of species (S)	17	17	12	12						29	23	10	29	29	29	24	10	7	11

As Dredge samples are only taken inside nature areas at sea, it should be tested on basis of Boxcore samples if areas inside and outside ASEVs are similar (no significant differences); if so, dredge samples can be included in the evaluation (as in the shown table) as well.

*Results of Hamon grabs and Boxcores are combined in the evaluation (without compensation of the slight difference in sampled surface area). As data collected using video deviate too much from data collected using a dredge, video data are not used in the evaluation.

Nucula turgida = Nucula nitidosa; *Chamelea gallina = Chamelea striatula*; *Euspira poliana = Euspira pulchella*; *Lunatia poliana = Euspira pulchella*; *Euspira nitida = Euspira pulchella*; *Polydora guillei = Atherospio guillei*; *Ophiodromus flexuosus = Oxydromus flexuosus*.

Appendix 1I. Reference list of indicator species for the EUNIS 3 ecotope 'Shallow to moderate deep coarse sediment'.

EUNIS ecotope: Shallow coarse sediment (Ondiep grof sediment)	Expected number of samples per year (2015+)		Type of evaluation		R_i		IV for Pressure									
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (20m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2); hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (20 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	IV for recovery E	National importance F	IV for Ecological Functioning G	H	I
Abra alba	27			1	22,060		1	1	1	1	1	1		1		1
Alcyonium digitatum		13		1		0,077	1	1		1	1	0,5	0,5			
Angulus fabula	27			1	313,037		1	1		0,5	0,3	1				
Bathyporeia guilliamsoniana	27			1	185,088		1		1	0,25	0,1	1	0,5	1		1
Chamelea striatula		13		1		1,935	1	1		0,75	1	0,5				
Corystes cassivelaunus		13		1		0,138	1	1	1	1	1	1		1		1
Echinocardium cordatum	27			1	90,267		1		1	0,75	1	1		1		1
Echinocyamus pusillus	27			1	95,685		1		1	0,25	1	1	0,5			
Euspira pulchella	27			1	151,053		1			0,5	0,3	1		1		
Liocarcinus holsatus		13		1		3,384	1			1	1	1		1		
Lutraria lutraria		13		1		5,468	1	0,5		1	0,5	1				
Ophiura ophiura		13		1		18,390	1	1	1	0,5	0,5	1		1		
Pagurus bernhardus		13		1		1,743	1	0,5		1	1	1				
Thia scutellata	27			1	15,574		1	0,5		0,5	0,5	1	1			
Number of species (S)	7	7					14	9	6	14	14	14	4	7	0	4

The specific evaluation to identify the possible impact of changes at the national level (F.) by taking characteristic species into account, to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account, and to indicate possible impact on biological activation of the sea floor (I.) by taking bioturbating and bioirrigating species into account, does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = Angulus fabula; *Fabulina fabula = Angulus fabula*; *Euspira poliana = Euspira pulchella*; *Lunatia poliana = Euspira pulchella*; *Euspira nitida = Euspira pulchella; Ophiura texturata = Ophiura ophiura*; *Eupagurus bernhardus = Pagurus bernhardus.*

Appendix 1m. Reference list of indicator species for the EUNIS 3 ecotope 'Shallow to moderate deep sandy substratum'.

EUNIS ecotope: Shallow sandy (Ondiep zandig)	Expected number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure							IV for Ecological Functioning		
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (15 m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2); hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (15 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	E	F	G	H	I
Abra alba		224		1		94,666	1	1	1	1	1	1	0,5	1		1
Angulus fabula	56			1	402,834		1	1		0,5	0,3	1	1			
Bathyporeia elegans	56			1	328,316		1		1	0,25	0,1	1		1		1
Buccinum undatum		224		1		0,012	1	1	1	1	1					
Chamelea striatula		224		1		4,098	1	1		0,75	1	0,5				
Corystes cassivelaunus		224		1		0,235	1	1	1	1	1	1		1		1
Donax vittatus		224		1		3,647	1	1		0,5	0,3	1		1		
Echinocardium cordatum	56			1	111,872		1		1	0,75	1	1		1		1
Euspira pulchella	56			1	69,230		1			0,5	0,3	1		1		
Lanice conchilega	56			1	2082,360		1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1
Liocarcinus holsatus		224		1		1,904	1			1	1	1		1		
Lutraria lutraria		224		1		2,544	1	0,5		1	0,5	1				
Mactra stultorum		224		1		0,148	1	1		0,75	0,6	1				
Magelona johnstoni + M. filiformis	56			1	3223,600		1			0,25	0,3	1		1		1
Mytilus edulis		224		1		49,819	1	0,5		0,5	0,5	1		1	1	
Nephtys cirrosa	56			1	261,444		1	1	1	0,5	0,5	1				
Ophiura ophiura		224		1		15,856	1	0,5	1	0,5	0,5	1	0,5	1		
Owenia fusiformis	56			1	162,643		1		1	0,25	0,5	1		1	1	1
Pagurus bernhardus		224		1		1,390	1	0,5		1	1	1				
Pontocrates altamarinus	56			1	66,768		1	0,5		0,25	0,1	1		1		
Sigalion mathildae	56			1	50,939		1	0,5		0,5	0,4	1	1			
Spiophanes bombyx	56			1	3553,400		1			0,25	0,2	1				1
Spisula subtruncata		224		1		72,775	1	1		0,75	0,3	1	0,5	1		1
Urothoe poseidonis	56			1	1249,887		1			0,25	0,1	1		0,5		
Number of species (S)	12	12					24	16	9	24	24	23	5	15	3	9

The specific evaluation to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = *Angulus fabula*; *Fabulina fabula* = *Angulus fabula*; *Euspira poliana* = *Euspira pulchella*; *Lunatia poliana* = *Euspira pulchella*; *Euspira nitida* = *Euspira pulchella*; *Mactra corallina* = *Mactra stultorum*; *Ophiura texturata* = *Ophiura ophiura*; *Magelona papillicornis* = *M. johnstoni* + *M. filiformis* (as *M. papillicornis* has never been present in the North Sea); *Chamelea gallina* = *Chamelea striatula* (as *C. gallina* is not present in the Dutch North Sea).

Appendix 1n. Reference list of indicator species for the EUNIS 3 ecotope 'Shallow to moderate deep muddy substratum'.

EUNIS ecotope: Shallow muddy (Ondiep slibrijk)	Expected number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure							IV for Ecological Functioning		
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (15 m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2); hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (15 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	E IV for recovery	F National importance	G	H	I
Abra alba		14		1		152,544	1	1	1	1	1	1	0,5	1		1
Angulus fabula		14		1		90,944	1	1		0,5	0,3	1	0,5			
Donax vittatus		14		1		0,598	1	1		0,5	0,3	1		1		
Lanice conchilega	3			1	248,700		1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1
Liocarcinus holsatus		14		1		5,521	1			1	1	1		1		
Macoma balthica		14		1		1793,180	1			0,5	1	1	1	1		
Magelona johnstoni + M. filiformis	3			1	520,000		1			0,25	0,3	1		1		1
Nephtys hombergii	3			1	76,000		1	1	1	0,5	0,5	1				
Ophiura ophiura		14		1		43,189	1	0,5	1	0,5	0,5	1		1		
Owenia fusiformis	3			1	60,000		1		1	0,25	0,5	1		1	1	1
Spiophanes bombyx	3			1	658,400		1			0,25	0,2	1				1
Spisula subtruncata		14		1		45,568	1	1		0,75	0,3	1	0,5	1		1
Number of species (S)	5	7					12	7	5	12	12	12	4	9	2	6

The specific evaluation to identify the possible impact of changes at the national level (F.) by taking characteristic species into account, and the specific evaluation to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account do not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = *Angulus fabula*; *Fabulina fabula* = *Angulus fabula*; *Ophiura texturata* = *Ophiura ophiura*; *Magelona papillicornis* = *M. johnstoni* + *M. filiformis* (as *M. papillicornis* has never been present in the North Sea).

Appendix 1o. Reference list of indicator species for the Habitat Directive habitat H1110c ‘Permanently submersed sand banks‘ – Offshore subtype.

Natura2000 habitat H1110c	Expected number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure										
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (20m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2);hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (20 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	IV for recovery E	National importance F	IV for Ecological Functioning G	H	I	Habitat Directive J
Acrocnida brachiata	24			1	160,920		1			0,5	0,4	1	1	1		1	1
Alcyonium digitatum		15		1		0,006	1	1		1	1	0,5	1				1
Angulus fabula	24			1	331,013		1	1		0,5	0,3	1					1
Aphrodita aculeata		15		1		0,420	1	0,5	0,5	0,75	1	0,1	1				1
Arctica islandica		15		1		0,602	1	1	0,5	1	1	0,1					1
Astropecten irregularis		15		1		1,195	1	0,5		1	0,5	0,1	0,5				1
Bathyporeia elegans	24			1	490,375		1		1	0,25	0,1	1		1		1	1
Bathyporeia guilliamsoniana	24			1	100,585		1		1	0,25	0,1	1		1		1	1
Buccinum undatum		15		1		0,184	1	1	1	1	1		1				1
Corystes cassivelaunus		15		1		1,595	1	1	1	1	1	1		1		1	1
Echinocyamus pusillus	24			1	36,863		1		1	0,25	1	1					1
Ensis ensis		15		1		5,332	1	1		1	1	0,1	1	1			1
Ensis siliqua		15		1		1,144	1	1		1	1	0,1	0,5	1			
Euspira pulchella	24			1	57,688		1	0,5		0,5	0,3	1		1			1
Gari fervensis		15		1		1,184	1	1		0,75	1	0,5	1				1
Goniada maculata	24			1	92,950		1				0,1	1		1			1
Iphinoe trispinosa	24			1	18,300		1			0,25	0,1	1					
Kurtiella bidentata	24			1	1287,500		1										1
Lanice conchilega	24			1	474,040		1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1	1
Liocarcinus holsatus		15		1		0,175	1			1	1	1		1			1
Luidia sarsii		15		1		0,040	1						1				1
Magelona johnstoni + M. filiformis	24			1	775,638		1			0,25	0,3	1		1		1	1
Nephtys assimilis	24			1	12,813		1	0,5	1	0,5	0,6	1	1				
Nephtys cirrosa	24			1	43,263		1	0,5	1	0,5	0,5	1					1
Nephtys hombergii	24			1	181,420		1	0,5	1	0,5	0,5	1					1
Neptunea antiqua		15		1		0,010	1						1				1
Ophiothrix fragilis		15		1		0,075	1						1				1
Ophiura ophiura		15		1		0,166	1	1	1	0,5	0,5	1		1			1
Owenia fusiformis	24			1	73,713		1		1	0,25	0,5	1		1	1	1	
Pagurus bernhardus		15		1		0,728	1	0,5		1	1	1					1
Psammechinus miliaris		15		1		0,423	1	0,5	1	0,75	1	1	1				
Sigalion mathildae	24			1	52,888		1	0,5		0,5	0,4	1	1				1
Spiophanes bombyx	24			1	3730,780		1			0,25	0,2	1				1	1
Urothoe poseidonis	24			1	125,000		1			0,25	0,1	1		0,5			1
Number of species (S)	18	16					34	19	14	29	30	29	14	14	2	8	29

The specific evaluation to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = *Angulus fabula*; *Fabulina fabula* = *Angulus fabula*; *Euspira poliana* = *Euspira pulchella*; *Lunatia poliana* = *Euspira pulchella*; *Euspira nitida* = *Euspira pulchella*; *Ophiura texturata* = *Ophiura ophiura*; *Amphiura brachiata* = *Acrocnida brachiata*; *Mysella bidentata* = *Kurtiella bidentata*; *Eupagurus bernhardus* = *Pagurus bernhardus*; *Magelona papillicornis* = *M. johnstoni* + *M. filiformis* (as *M. papillicornis* has never been present in the North Sea).

Appendix 1p. Reference list of indicator species for the Habitat Directive habitat H1110b ‘Permanently submersed sand banks‘ – Coastal subtype.

Natura2000 habitat H1110b	Expected number of samples per year (2015+)		Data type of evaluation		R_i		IV for Pressure										
Indicator Species	Boxcore (0,078 m^2)	Dredge (15 m^2)	Hit rate (spatial)	Densities (number/m^2)	Boxcorer (0,078 m^2); hit rate (per core) or densities (n/m^2)	Dredge (15 m^2); densities (n/m^2)	General quality	A	B	C	D	IV for recovery E	National importance F	IV for Ecological Functioning G	H	I	Habitat Directive J
Abra alba		188		1		29,166	1	1	1	1	1	1	0,5	1		1	1
Angulus fabula	40			1	306,860		1	1		0,5	0,3	1	1				1
Bathyporeia elegans	40			1	153,632		1		1	0,25	0,1	1		1		1	1
Buccinum undatum		188		1		0,011	1	1	1	1	1						1
Donax vittatus		188		1		1,797	1	1		0,5	0,3	1		1			1
Echinocardium cordatum	40			1	60,300		1		1	0,75	1	1		1		1	1
Euspira pulchella	40			1	28,604		1			0,5	0,3	1		1			1
Lanice conchilega	40			1	1989,266		1	0,5	1	0,5	0,1	1		1	1	1	1
Liocarcinus holsatus		188		1		0,902	1			1	1	1		1			1
Lutraria lutraria		188		1		0,944	1	0,5		1	0,5	1					
Macoma balthica		188		1		65,978	1			0,5	1	1	1	1			1
Mactra stultorum		188		1		0,026	1	1		0,75	0,6	1					1
Magelona johnstoni + M. filiformis	40			1	3166,468		1			0,25	0,3	1		1		1	1
Nephtys cirrosa	40			1	137,064		1	1	1	0,5	0,5	1					1
Nephtys hombergii	40			1	107,736		1	1	1	0,5	0,5	1					1
Ophiura ophiura		188		1		10,473	1	0,5	1	0,5	0,5	1	0,5	1			1
Owenia fusiformis	40			1	73,620		1		1	0,25	0,5	1		1	1	1	
Pagurus bernhardus		188		1		0,705	1	0,5		1	1	1					1
Pontocrates altamarinus	40			1	51,096		1	0,5		0,25	0,1	1		1			1
Spiophanes bombyx	40			1	1911,812		1			0,25	0,2	1				1	1
Spisula subtruncata		188		1		87,455	1	1		0,75	0,3	1	0,5	1		1	1
Urothoe poseidonis	40			1	770,988		1			0,25	0,1	1		0,5			1
Number of species (S)	12	10					22	13	9	22	22	21	5	14	2	8	20

The specific evaluation to indicate changes in habitat structure (H.) by taking species creating permanent structures into account does not meet the criterion of a minimum of 5 indicator species in the analyses.

Tellina fabula = *Angulus fabula*; *Fabulina fabula* = *Angulus fabula*; *Euspira poliana* = *Euspira pulchella*; *Lunatia poliana* = *Euspira pulchella*; *Euspira nitida* = *Euspira pulchella*; *Ophiura texturata* = *Ophiura ophiura*; *Eupagurus bernhardus* = *Pagurus bernhardus*; *Magelona papillicornis* = *M. johnstoni* + *M. filiformis* (as *M. papillicornis* has never been present in the North Sea).

Appendix 2. 'BISI Assessment Tool' werkbladen met uitgewerkte methodiek per te evalueren gebied.

Werkbladen bevatten de volledige uitgewerkte methodiek ter evaluatie op basis van BISI inclusief de totstandkoming van de referenties en een eerste berekening van de BISI waarden voor de situatie in 2015 (T0). Werkbladen kunnen bij toekomstige evaluaties worden gebruikt door de waarden voor 2015 te vervangen door de desbetreffende waarden van een ander te evalueren jaar. Als apart bestand (BISI Assessment Tool v260917.xlsx) toegevoegd.

Appendix 3. Overzicht agenda's Workshops / Expertbijeenkomsten 'Benthos Indicator Ontwikkeling', van 7 november 2016 en 16 februari 2017 met deelnemerslijsten.

agenda

Omschrijving	Workshop benthos indicator
Voorzitter	Dennis van Schaardenburg
Vergaderdatum en -tijd	7 november 2016, 10.00 uur – 15.00 uur
Locatie	ntb

Vergaderpunten

1. Opening / mededelingen vooraf
2. Inleidende presentaties: setting the stage
   a. Achtergrond benthos indicator en het monitoringsporgramma (Suzanne Stuijfzand) (10 min)
   b. Monitoringsprogramma: gemaakte keuzes (Sander Wijnhoven) (30 min)
   c. Intermediate Assessment Ospar: Common Indicator BH2 Multi-metric index (Willem van Loon *a.h.v. bijlage 1*) (15 min)
   d. Habitatrichtlijn/beheerplannen N2000 (15 min)
   e. Geoweb Viewer en benodigde data (Serge Rotteveel) (15 min)
   f. Inleiding naar middagdeel (10 min)
3. Lunch (12.30-13.10)
4. Middagdeel
   a. Plan van Aanpak: denkrichting voor benthos indicator en de stappen die je kunt nemen (Oscar Bos/Sander Wijnhoven) (40 min) – *zie bijlage 2*
   b. Discussie (40 min), inzoomend op
      i. Input experts op de stappen
      ii. Overige zaken van experts
   c. Conclusies (15 min)
   d. Afronding

Deelnemers: Anne-Marie Svoboda (EZ), Dennis van Schaardenburg (WVL), Suzanne Stuijfzand (WVL), Serge Rotteveel (WVL), Willem van Loon (WVL), Annemiek Adams (EZ), Peter Heslenfeld (ZD), Ad Stolk (ZD), Johan Craeymeersch (WUR), Karin van der Reijden (RUG), Edwin Verduin (Eurofins), Vincent Escaravage (NIOZ), Oscar Bos (WUR), Sander Wijnhoven (Ecoauthor).

Deelname aan discussie over email buiten workshop om: Tobias van Kooten (WUR).

agenda

Omschrijving	Workshop benthos indicator
Voorzitter	Dennis van Schaardenburg
Vergaderdatum en -tijd	16 februari 2017, 9.30 uur – 14.00 uur
Locatie	BCN, Catharijnesingel 48, Utrecht

Vergaderpunten

1. Opening / mededelingen vooraf
2. Benthis-Beauchard methodiek (Ger Jan Piet)
3. Methodiek uit rapport (Sander Wijnhoven)
    a. Inleiding
    b. Vergelijking 2 methodieken
    c. Ingezonden reacties - bijlage 1
4. Lunch (12.00-12.45)
5. Stand van zaken datamanagement Geoweb (Serge Rotteveel)
6. Discussie nav punt 3
7. Conclusies en afronding

Deelnemers: Anne-Marie Svoboda (EZ), Dennis van Schaardenburg (WVL), Suzanne Stuijfzand (WVL), Serge Rotteveel (WVL), Willem van Loon (WVL), Maarten Platteeuw (WVL), Hans de Ruiter (WVL), Peter Heslenfeld (ZD), Joël Cuperus (CIV), Edwin Verduin (Eurofins), Vincent Escaravage (NIOZ), Tobias van Kooten (WUR), GerJan Piet (WUR), Sander Wijnhoven (Ecoauthor).

Nabespreking en bediscussiëren resultaten workshop: Johan Craeymeersch (WUR).