

Aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor kustwateren en overgangswateren

Een verkenning ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water

april 2003

Rapport: RIKZ/2003.024

C.M. Lorenz, Witteveen+Bos
H. Duijts, RIKZ
J.G. Hartholt, RIKZ

Inhoudsopgave

1	Inleiding	5
1.1	Aanleiding en doel	5
1.2	Werkwijze	5
1.3	Vervolgacties	5
2	Fytoplankton	9
2.1	Organismegroepen	9
2.2	Beoordelen, waarden en diagnosticeren	9
2.2.1	Binnen Nederland bestaande en gebruikte graadmeters	9
2.2.2	Andere wetenschappelijke of buitenlandse graadmeters	11
2.3	Oorzaak-effect analyse	14
2.4	Klassengrenzen	14
2.5	Referenties	16
2.5.1	Meest natuurlijke wateren in Nederland	16
2.5.2	Natuurlijke wateren in vergelijkbare gebieden in het buitenland	16
2.5.3	Historische gegevens	16
2.5.4	Biogeografie en autecologie van soorten	17
2.5.5	Procedure voor het invullen van referentietypen	17
2.6	Beschikbaarheid van monitoringsgegevens	18
2.7	Beschikbaarheid van modellen	19
2.8	Conclusies	19
3	Macroalgen en angiospermen	23
3.1	Organismegroepen	23
3.1.1	Zeegrassen	23
3.1.2	Schorvegetatie	23
3.1.3	Zeesla	24
3.2	Beoordelen, waarden en diagnosticeren	24
3.2.1	Binnen Nederland bestaande en gebruikte graadmeters	24
3.2.2	Andere wetenschappelijke of buitenlandse graadmeters	25
3.2.3	Oorzaak-effect analyse	25
3.3	Klassengrenzen	28
3.4	Referenties	31
3.4.1	Meest natuurlijke wateren in Nederland	31
3.4.2	Natuurlijke wateren in vergelijkbare gebieden in het buitenland	31
3.4.3	Historische gegevens	31
3.4.4	Biogeografie en autecologie van soorten	32
3.4.5	Procedure voor het invullen van referentietypen	32
3.5	Beschikbaarheid modellen	33
3.6	Conclusies	33
4	Macrozoöbenthos	37
4.1	Organismegroepen	37
4.2	Beoordelen, waarden en diagnosticeren	38
4.2.1	Binnen Nederland bestaande en gebruikte graadmeters	38
4.2.2	Andere wetenschappelijke of buitenlandse graadmeters	40
4.3	Oorzaak-effect analyse	44
4.4	Klassengrenzen	44
4.5	Referenties	45

4.5.1	Vergelijkbare wateren in binnen of buitenland	45
4.5.2	Historische gegevens	45
4.5.3	Autoecologie van soorten	46
4.5.4	Procedure voor het invullen van referentietypen	47
4.6	Beschikbaarheid van monitoringgegevens	47
4.7	Beschikbare modellen	47
4.8	Conclusies	48
5	Discussie en conclusies	53
5.1	Maatlatten	53
5.2	Referentie	54
5.3	Vervolgstappen	55
6	Literatuur	57
	Bijlage: Autoecologie en habitateisen van Klein en Groot zee gras	59
	Colofon	65

1 Inleiding

1.1 AANLEIDING EN DOEL

Eind 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) officieel van kracht geworden. Het doel van deze richtlijn is het scheppen van een kader voor het beschermen en zonodig verbeteren van aquatische ecosystemen en gebieden die daarvan afhankelijk zijn. Hiervoor moeten maatlatten ontwikkeld worden, die voldoen aan de eisen van de Kaderrichtlijn, zoals:

- beoordeling op basis van een aantal soortengroepen (fytoplankton, macrozoöbenthos, macro-algen en angiospermen, vissen.);
- beoordeling op basis van 5 klassen, waarbij de hoogste klasse de ongestoorde referentie is.

Dit rapport is een verkenning naar geschikte maatlatten voor de KRW voor kust- en overgangswateren. Op basis van deze verkenning moeten keuzes gemaakt worden over het vervolgtraject voor de KRW. Keuzes als: welke maatlat of graadmeter wordt gekozen voor verdere ontwikkeling, hoe wordt de referentie bepaald en hoe wordt de maatlat KRW bestendig gemaakt.

Dit rapport richt zich op drie soortengroepen: fytoplankton, macrozoöbenthos en macroalgen plus angiospermen. De verkenning naar geschikte maatlatten voor vissen in rijkswateren is door het RIVO en het OVB uitgevoerd (De Leeuw et al, 2002) en voor zoete rijkswateren door het RIZA. Een algemene verkenning naar referenties en maatlatten is door Alterra uitgevoerd. (Verdonschot et al, 2003)

1.2 WERKWIJZE

Voor deze verkenning is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de beschikbare kennis over soortengroepen en maatlatten bij de deskundigen van het RIKZ. Voor fytoplankton is samengewerkt met Hanneke Baretta-Bekker en Peter Bot, voor macroalgen en angiospermen met Dick de Jong en Jaap de Vlas en voor macrozoöbenthos met Fred Twisk.

De verkenning gaat per soortengroep in op:

- de rol van de soortengroep in het ecosysteem van overgangs- en kustwateren en de indicatieve waarde van de soortengroep voor de beoordeling van de ecologische toestand;
- graadmeters die binnen Nederland toegepast zijn;
- graadmeters die in het buitenland gebruikt worden of in de wetenschappelijke literatuur genoemd worden;
- analyse van oorzaak-effect relaties;
- vaststellen van klassengrenzen;
- bepaling van de referentie;
- beschikbaarheid van monitoringgegevens;
- beschikbaarheid van modellen;
- conclusies en mogelijke vervolgacties.

1.3 VERVOLGACTIES

Deze verkenning is de basis voor de uiteindelijk op te stellen maatlatten van de KRW. Om tot deze maatlatten te komen worden door Alterra een aantal door te lopen stappen beschreven. (Verdonschot et al, 2003) Het gaat om de volgende activiteiten per (sub)watersysteem:

- Opstellen van een referentie.
 - Selectie en bemonstering van 'beste' locaties.
 - Aanvullen referenties met informatie uit andere bronnen.
 - Beschrijven en vaststellen referenties.
- Verstoringsgradiënt(en).
 - Verzamelen en bewerken van bestaande gegevens en informatie.
 - Identificatie van pressoren.
- Maatlatontwikkeling.
 - Identificatie van ecosysteemkenmerken.
 - Selectie indicatoren. (positieve en negatieve)
 - Opstellen metrics en multimetrics.
 - Calibratie.
 - Bepaling ecologische breekpunten.
 - Vaststellen klassegrenzen.
 - Validatie.
 - Afleiden eenvoudige maatlatten.
- Implementatie en kwaliteit.
 - Documentatie maatlatten.
 - Opzetten kwaliteitscontrole.
 - Opzetten en geven cusus(sen).

Nederland kent een groot aantal verschillende zoutwatersystemen. De typologische indeling in het kader van de KRW is gebaseerd op hydro-morfologische kenmerken en luidt grofweg als volgt.. De kustzone, inclusief de Voordelta, wordt gerekend tot de kustwateren. De Waddenzee is typologisch nog niet ingedeeld, maar de tendens is nu deze tot de kustwateren te rekenen. Estuaria als Eems/Dollard, Haringvliet, Ooster- en Westerschelde zijn overgangswateren. Een aantal afgedamde zee-armen wordt tot de (zoute) meren gerekend. Aangezien de volledige lijst met wateren en de bijbehorende typologie bij het verschijnen van dit rapport nog niet is vastgesteld, wordt deze niet opgenomen in dit rapport. De aanzet tot de typologie wordt gegeven in Elbersen et al, 2003.

Per watersysteem moet de bovenstaande lijst met activiteiten doorlopen worden. Bij deze activiteiten vallen de volgende opmerkingen te maken.

- > Vooral in de zoute meren zal het opstellen van gradiënten problemen opleveren. In het algemeen zullen deze gradiënten niet groot zijn en zal de hierdoor de aanwezigheid van pressoren niet goed in een gradiënt zijn uit te drukken.
- > Hierop aansluitend zal het beschrijven van referentiesituaties aan de hand van 'beste locaties' moeizaam verlopen. Gezien het unieke karakter van de Nederlandse situatie is het vinden van buitenlandse referenties een probleem.
- > Het aantal meetpunten uit het standaard meetprogramma (MWTL) dat gebruikt kan worden voor de KRW is niet erg groot. Daardoor zal het afregelen van maatlatten via calibratie en validatie een probleem kunnen vormen.
- > In de zoute wateren lopen het ecologische onderzoek en de typologie aan de hand van biotische kenmerken achter bij de ontwikkelingen in het zoete water. Hierdoor zijn relatief basale onderzoeken naar ecologische preferenties en inventarisaties naar het voorkomen en zeldzaamheidskenmerken van organismen sporadisch voorhanden. Een grootschalige inhaalslag zal, gezien de huidige financiële en politieke situatie, niet gemaakt kunnen worden.

- > Het opstellen van de maatlatten voor de KRW zal hierdoor gericht zijn op deskundigen en eventueel aanwezige modellen. De onzekerheid rond dergelijke maatlatten is mogelijk groter dan wenselijk is.
- > Doordat ecologische preferenties van organismen beperkt voorhanden zijn, is het invullen van de kwaliteitskenmerken voor de hydromorfologie en de fysisch-chemische variabelen in deze verkenning weggelaten. In de uiteindelijke maatlatten zullen zij echter wel meegenomen moeten worden.

2 Fytoplankton

2.1 ORGANISMEGROEPEN

Fytoplankton is indicatief voor de productiviteit van het systeem en daardoor een goede maat voor de nutriëntenbelasting en eutrofiëring van overgangs- en kustwateren.

2.2 BEOORDELEN, WAARDEREN EN DIAGNOSTICEREN

2.2.1 Binnen Nederland bestaande en gebruikte graadmeters

In het kader van verschillende projecten is er in de loop der tijd veel werk verricht aan de ontwikkeling van indicatoren en/of graadmeters voor de ecologische toestand van zoute en brakke wateren. Het onderscheid tussen graadmeters en indicatoren is niet altijd duidelijk en omdat in de KRW graadmeters en indicatoren niet onderscheiden worden, worden de twee begrippen in deze verkenning door elkaar gebruikt.

Voor de Nederlandse zoute en brakke Rijkswateren worden op dit moment twee graadmeters gebruikt, die gebruik maken van de soortgroep fytoplankton: GONZ en de AMOEBE. Bij het schrijven van dit rapport was het kennisdocument dat Alterra schrijft in het kader van de Ecosysteendoelen Noordzee nog niet gepubliceerd. In dit rapport wordt hier dan ook geen aandacht aan geschonken.

a) GONZ

In het kader van GONZ, Graadmeters voor de Noordzee, zijn een aantal graadmeters ontwikkeld, waarvan de volgende voor fytoplankton van belang zijn:

- Soortendiversiteit fytoplankton: Als indicator voor de soortendiversiteit fytoplankton wordt de Shannon-Wiener diversiteitsindex gebruikt. Hierin wordt rekening gehouden met zowel het aantal soorten, als met de "evenness", d.w.z. de gelijkmatigheid, waarmee de aantallen over de soorten zijn verdeeld.
- Structuur van fytoplankton: Veranderingen in de structuur kunnen op drie manieren bekeken worden, de verhouding tussen flagellaten en diatomeeën, de grootteverdeling (grote versus kleine cellen) van het fytoplankton en de lengte van de tijdsduur van de bloei van plaalgallen. Deze drie veranderingen signaleren een verandering in de N / P ratio, waarbij aanvullend aangegeven moet worden of de nutriënten, en met name N, al dan niet in overmaat aanwezig zijn.
- Primaire productie: Deze wordt berekend met het GEM kuststrookmodel. Er zijn per jaar twee verschillende runs uitgevoerd, één met de actuele meteorologie en en rivierafvoeren met de bijbehorende gemeten waarden van de primaire productie. Daarna is er één gedaan zonder de meteorologie en rivierafvoeren, maar met de verder instellingen die uit de afregeling van de eerste run zijn gekomen. Hiermee is het mogelijk om de ruis van meteorologie en nutriënten weg te filteren en een genormaliseerde tijdreeks op te bouwen.

Voor de GONZ graadmeters is geen maatlat in klassen en een (ongestoorde) referentie ontwikkeld, waarmee een beoordeling van de ecologische toestand volgens de KRW uitgevoerd kan worden. Er is wel een duidelijke relatie tussen de richting van de graadmeterwaarde en de nutriëntenbelasting (bijv. als N en P toenemen dan neemt de primaire productie toe). GONZ is tot nu toe gebruikt om de waarden (kwaliteit) van de graadmeters voor verschillende wateren met

elkaar te vergelijken (bijv. de primaire productie als graadmeter is in water x hoger dan in water y).

b) AMOEBE

Als onderdeel van de Watersysteemverkenning is de toestand van het ecosysteem in de Nederlandse zoute wateren (peiljaar 1995) systematisch beschreven in Baptist & Jagtman (1997). Als basis voor deze beschrijving is de enigszins aangepaste al eerder geïntroduceerde Amoebe (ten Brink & Hosper, 1989) methodiek gebruikt. In totaal zijn 31 doelvariabelen beschreven, waarvan chlo-rofyll-a (doelvariabele fytoplankton), *Phaeocystis* en *Dinophysis* in dit verband relevant zijn.

Voor elke doelsoort is per deelgebied een referentiewaarde met boven- en ondergrens gegeven. De bandbreedte geeft de mate van onzekerheid en/of natuurlijke variatie weer. De referentiewaarden van fytoplankton, *Phaeocystis* en *Dinophysis* zijn gebaseerd op modelonderzoek. Dit modelonderzoek kan uitgaan van historische gegevens, van een geconstrueerde natuurlijke situatie of van een combinatie van beide. Ook wordt aandacht geschonken aan de beperkingen en onzekerheden van deze methode.

Tabel 2.1 geeft de voor deze verkenning relevante AMOEBE soorten met referentiewaarden en bandbreedten, relatief t.o.v. de referentiewaarde. De bandbreedte geeft de onder en/of bovengrens van de referentie aan en is het gevolg van onzekerheid over de juiste waarde van de referentie of natuurlijke fluctuaties. Aantallen binnen de bandbreedte voldoen aan de referentie.

Tabel 2.1 Amoebesoorten met WSV referentiewaarden en bandbreedte.

Amoebesoot	Eenheid	WSV referentie	Bandbreedte tov referentie	informatie bron referentie	Probleem
Fytoplankton	ug Chla/l (90 percentiel)	13.3	100 – 200%	model-berekeningen	
<i>Phaeocystis</i> spp	10 ⁶ cellen/l, (90 percentiel)	11	75 – 200 %	model-berekeningen	schuim
<i>Dinophysis</i>	cellen/l, (90 percentiel)	100	0 – 500 %	historische gegevens	DSP en PSP

De AMOEBE zelf heeft geen maatlat in vijf klassen. Het is een kwantitatieve methode, waarbij de beoordeling van de huidige toestand gebaseerd is op het verschil in abundantie of waarde van de doelvariabelen tussen een referentie en de huidige toestand. Wel is er in het kader van de Watersysteemverkenningen een indeling in vijf klassen gemaakt voor de Waterdialoog (Stutterheim, 1996). De klassenindeling is uniform voor alle doelvariabelen (Biologie, Chemie en Fysica en de gebruiksdoelvariabelen) en alle watersystemen (zie tabel 2.2). Bij een indexwaarde van 100 wordt aan de norm voldaan. Voor de biologische doelvariabelen kan als norm de referentie gelden.

Tabel 2.2. Klassenindeling van de doelvariabelen van de AMOEBE voor de Waterdialoog.

Indexwaarde	kleur	Gemiddelde normafwijking
Indexwaarde=100	blauw	Geen normafwijking
93 < indexwaarde < 100	groen	<1,7 x
80 < indexwaarde < 93	geel	<3,0 x
53 < indexwaarde < 80	oranje	<5,7 x
0 < indexwaarde < 53	rood	>5,7 x

De klassegrenzen in dit systeem worden gelegd bij overschrijdingen volgens bovenstaande tabel.

De klassegrenzen van het WSV-systeem.

Het WSV-systeem heeft een strikte methode van rekenen.

- De basis bestaat uit de norm. Dit is de concentratie van een stof of het aantal van een organisme dat gehaald moet worden.
- Vervolgens wordt bekeken hoever de waarde van het te beoordelen systeem (de meetwaarde) afwijkt van de norm. Hiertoe wordt de meetwaarde gedeeld door de norm. Dit levert de dimensieloze toetsratio op.
- Vervolgens wordt deze toetsratio aan de bovenkant en aan de onderkant afkapt. Kleiner dan 1 wordt 1 en groter dan 11 wordt 11. Dit wordt voor de onderkant gedaan om te voorkomen dat een meetwaarde beter dan de norm de berekening verstoort. Voor de bovenkant is het belangrijk te voorkomen dat een enorme afwijking van de norm, wat ook niet meer relevant is, de berekening verstoort.
- De nu ontstane toetsratio tussen 1 en 11 wordt vervolgens omgezet naar een indexwaarde tussen 0 en 100, van zeer slecht tot voldoen aan de norm. Dit gaat met behulp van de formule:

$$\text{Index} = 110 - (10 * \text{toetsratio})$$
- Vervolgens worden de omslagwaarden bepaald. Daarvoor wordt een verdubbelingsschaal gebruikt. De waarde 100 is zeer goed (voldoet aan de norm) en krijgt de kleur blauw. Zeer slecht is de kleur rood en bestrijkt een twee maal zo groot gebied als de kleur oranje. Oranje twee maal zo veel als geel en geel twee maal zo veel als groen.
- De formule is dan: $1x \text{ groen} + 2x \text{ geel} + 4x \text{ oranje} + 8x \text{ rood} = 100$
 $\rightarrow 15x = 100 \rightarrow x = 6,67$. Afgerond: $x=7$, $2x=13$, $4x=27$, $8x=53$.
- Dus omslagpunten bij 53, $53+27=80$, $80+13=93$ en $93+7=100$.

Zie voor een precieze beschrijving: Stutterheim, 1996.

2.2.2 Andere wetenschappelijke of buitenlandse graadmeters

In annex VI van het "Coast guidance rapport" (CIS Workinggroup 2.4, 2002) worden bestaande graadmeters genoemd voor vier soortengroepen. Voor fytoplankton worden beschreven:

- Ecological Quality Objectives (of EcoQO's) ontwikkeld in OSPAR kader
- Het Franse IFREMER classificatie systeem

a) OSPAR EcoQO's

OSPAR, de conventie voor de bescherming van het mariene milieu van de Noord Atlantische Oceaan en m.n. het Eutrophication Committee (EUC) heeft voor de Noordzee EcoQO's (Ecological Quality Objectives) ontwikkeld met betrekking tot nutriënten en de effecten van eutrofiëring. Nederland maakt deel uit van OSPAR en was ook bij de ontwikkeling van deze EcoQO's betrokken. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen directe en indirecte effecten van menselijk gebruik. De directe effecten zijn meetbaar aan de wintergehaltenes DIN en DIP en de voor deze studie relevante chlorofyl-a gehaltenes en niveaus van indicatorsoorten. De indirecte effecten hebben betrekking op het lichtklimaat, zuurstofverzadiging, organische stof en benthos en worden hier buiten beschouwing gelaten.

De EcoQO's voor de mate van eutrofiëring zijn:

- Vrachten van totaal N en totaal P vanuit rivieren, afvalwaterzuiveringsinstallaties en puntlozingen, moeten afnemen in vergelijking met voorgaande jaren.
- Gemiddelde winter concentraties van DIN (opgelost anorganisch N) en DIP (opgelost anorganisch P) mogen niet meer dan 50% boven de natuurlijke/historische achtergrondconcentraties liggen, rekening houdend met saliniteit en specifieke regio.
- Winter N/P ratio. De ratio moet onder de 25 blijven. (Redfield N/P = 16).

De EcoQO voor fytoplankton chlorofyl is:

- Het maximum en de gemiddelde waarde van de chlorofyl concentraties mogen in het groeiseizoen, niet meer dan 50% boven de natuurlijke / historische achtergrondconcentraties liggen.

De EcoQO voor eutrofiëringsindicatorsoorten is:

- Eutrofiëringsindicatorsoorten, die specifiek zijn voor een gebied, moeten onder de niveaus blijven, waarbij zij last veroorzaken of giftig zijn.

Tabel 2.3 Indicatorsoorten met hun effect en grenswaarden in aantal cellen / l. De grenswaarde is het aantal cellen per liter waar beneden geen negatieve effecten zijn waar te nemen. DSP= diarrhetic shellfish poisoning, PSP= paralytic shellfish poisoning.

Type	Soort	Effect	Grens (cellen/l)	Opm
Plaagalg	<i>Phaeocystis</i> spp	schuim	$>10^6$	en > 30 dagen
„	<i>Noctiluca scintillans</i>	zuurstofloosheid	$>10^4$	of > 5 km ²
Giftig	<i>Chrysochromulina polylepis</i>	(pot.) vis en benthossterfte	$>10^6$	
„	<i>Gymnodinium mikimotoi</i>	PSP, vissterfte	$>10^5$	
„	<i>Alexandrium</i> spp	PSP	$>10^2$	
„	<i>Dinophysis</i> spp	DSP	$>10^2$	
„	<i>Prorocentrum</i> spp	DSP	$>10^4$	

In Tabel 2.3 worden soortnamen van potentiële plaag- en giftige algen genoemd met effect en de grenswaarden, waarboven de effecten optreden. De EcoQO's zijn quality objectives oftewel kwaliteitsdoelstellingen en beschrijven een grenswaarde die niet overschreden mag worden. De EcoQO's voor de mate van eutrofiëring beschrijven de abiotische oorzaak van de eutrofiëring, namelijk de nutriëntenbelasting. De EcoQO voor fytoplankton chlorofyl-a en de EcoQO's voor eutrofiëringsindicatorsoorten beschrijven het negatieve ecologische effect van de toegenomen nutriëntenbelasting (namelijk toename chlorofyl-a en plaag- en toxische algen). De doelstellingen zijn gebaseerd op een grenswaarde waaronder geen negatieve effecten zijn waar te nemen. Dit is vergelijkbaar met de Nederlandse normen voor het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR).

De EcoQO's zijn dus (nog) niet direct bruikbaar als beoordelingssysteem voor de KRW, dat gebaseerd moet zijn op vijf klassen en een ongestoorde referentietoestand. Bovendien is het de vraag of *Phaeocystis* wel als plaagalg beschouwd moet worden. Algenbloeien van *Phaeocystis* spp kwamen vroeger ook al voor en maken deel uit van het natuurlijke ecosysteem. Het schuim, dat veroorzaakt wordt door dode koloniën, is hinderlijk en kost de Nederlandse recreatie sector veel verlies aan inkomsten. Gevaarlijk is het echter niet, er zitten

geen giftige stoffen in. Afgezien van de vraag of *Phaeocystis* wel als plaagalg beschouwd kan worden, is de door OSPAR gestelde grenswaarde discutabel. De AMOEBE stelt als grenswaarde voor het voorkomen van een *Phaeocystis* bloei $11 \cdot 10^6$ cellen/l; dit is een grootte orde hoger dan de OSPAR grens.

b) IFREMER

Tabel 2.4 Voorlopige versie van classificatiesysteem voor fytoplankton, ontwikkeld door IFREMER voor de Kader Richtlijn Water.

WFD implementation. Transitional and coastal waters classification. Tentative classification scheme for the biological quality element Phytoplankton under development in France by IFREMER. Draft version.				
Phytoplankton species toxic for human health				
Species :				
Species producing DSP, PSP and ASP toxins. <i>Dinophysis</i> spp., <i>Dinophysis</i> sp., <i>Alexandrium minutum</i> , <i>Gymnodinium catenatum</i> , <i>Gymnodinium breve</i> , <i>Prorocentrum minimum</i> .				
Thresholds:				
DSP	negative results of biological tests			
PSP	80 $\mu\text{g} \cdot 100\text{g}^{-1}$			
ASP	20 $\mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ domoic acid			
Indicator:				
Number of weeks of positive results over a 5 years moving period				
Classification:				
DSP and PSP				
High (Blue)	Good (Green)	Moderate (yellow)	Poor (Orange)	Bad (red)
0	1-5	6-15	16-25	>25
ASP				
High (Blue)	Good (Green)	Moderate (yellow)	Poor (Orange)	Bad (red)
0	1	2-3	4-5	>5
Phytoplankton species toxic for the flora or the fauna:				
Species: <i>Gymnodinium</i> cf. <i>nagasakiense</i> (= <i>G. nagasakiense</i> , <i>G. aureolus</i> , <i>G. mikimotoi</i>), <i>G. splendens</i> (= <i>G. sanguineum</i>), <i>G. breve</i> (= <i>Ptychodiscus brevis</i>), <i>Gyrodinium spirale</i> , <i>Prorocentrum micans</i> (= <i>P. arcuatum</i> = <i>P. gibbosum</i>) (main species) + <i>P. minimum</i> (= <i>P. balticum</i> = <i>P. cordatum</i>) (high proportion species), <i>P. gracile</i> , <i>P. lima</i> (= <i>P. marinum</i>) ; <i>P. triestum</i> (= <i>P. redfieldii</i>) (low proportion species) + <i>P. compressum</i> , <i>P. mexicanum</i> (sporadic species), <i>Dictyocha</i> sp., <i>Heterosigma carterae</i> , <i>Fibrocapsa japonica</i> , <i>Chrysochromulina</i> spp.				
Thresholds: A bloom occurrence means $>10^6$ cell.L ⁻¹				
Indicator: Total number of bloom occurrences over a 5 years moving period.				
Classification:				
High (Blue)	Good (Green)	Moderate (yellow)	Poor (Orange)	Bad (red)
0	1-2	3-5	6-10	>10
c) PHYTOPLANKTON SPECIES USED AS AN EUTROPHICATION INDICATOR				
Species : All species				
Thresholds: A bloom occurrence means $>10^5$ cell.L ⁻¹				
Indicator: Total number of bloom occurrences over a 5 years moving period.				
Classification:				
High (Blue)	Good (Green)	Moderate (yellow)	Poor (Orange)	Bad (red)
0-10		11-20	21-40	>40

Het classificatie systeem voor fytoplankton in kust- en overgangswateren, dat ontwikkeld is door IFREMER in Frankrijk om te voldoen aan de KRW wordt beschreven in Tabel 2.4. Met nadruk moet er op gewezen worden dat het hier

om een voorlopige versie gaat. IFREMER heeft overeenkomsten met de Eco-QO's: Het systeem gaat ook uit van negatieve effecten van de toegenomen nutriëntenbelasting en de beoordeling is gebaseerd op het niet of zo min mogelijk voorkomen van de negatieve effecten. De verschillen tussen de EcoQO's en IFREMER zijn:

- IFREMER geeft een beoordeling in vijf klassen, zoals voorgeschreven door de KRW;
- IFREMER beoordeelt het effect van toxische algen zowel op de menselijke gezondheid als op de flora en fauna. Negatieve effecten op de menselijke gezondheid worden in IFREMER gemeten door de hoeveelheid toxine, die door de algen wordt geproduceerd. De hoeveelheid toxine is een directere maat voor negatieve effecten van eutrofiëring op de menselijke gezondheid dan de aantallen algen, aangezien de relatie tussen algenaantallen en toxineproductie niet lineair hoeft te zijn, maar ook afhangt van de milieuomstandigheden. De negatieve effecten van toxische algen op de menselijke gezondheid zijn geen geschikt onderdeel van een beoordelingssysteem voor de KRW, aangezien de KRW het ecosysteem als uitgangspunt heeft en niet de menselijke gebruiksfuncties. Het effect van toxische algen op de flora en fauna wordt door het aantal cellen per liter gemeten en is hiermee vergelijkbaar met de aanpak van de EcoQO's.

2.3 OORZAAK-EFFECT ANALYSE

De concentratie van fytoplankton (aantal cellen per ml) in zoute en brakke wateren wordt bepaald door 1. het seizoen; 2. de concentraties voedingsstoffen, zoals stikstof, fosfaat en silicaat; 3. het lichtklimaat en 4. de concentratie grazers ter plekke. Dus veranderingen in de fytoplanktensamenstelling, aantallen of biomassa kunnen veroorzaakt worden door veranderingen in concentratie stikstof en fosfaat of door een verandering in de ratio van N en P in de zoute wateren. Een andere mogelijke oorzaak van een effect op fytoplankton is een verandering van het lichtklimaat door opwerveling van zwevend stof bij baggerwerkzaamheden voor het verdiepen van een waterlichaam.

In modellen, zoals Generiek Ecologisch Model voor Estuaria (GEM), zijn deze oorzaak-effect relaties kwantitatief vastgelegd. Dit model berekent dynamisch in de tijd op grond van nutriëntenbelasting en doorzicht de concentratie fytoplankton, uitgedrukt in mg C/m³ en als chlorofyl-a. Uit de resultaten kunnen frequentie en omvang, zowel in hoogte als in tijd, van algenbloeien afgelezen worden.

2.4 KLASSENGRENZEN

Deze paragraaf gaat in op de definitie van klassengrenzen in de beoordeling van zoute en brakke wateren op basis van fytoplankton. De KRW schrijft een maatlat voor in vijf klassen (zie tabel 2.5).

Tabel 2.5 Definities voor de vijf klassen van de KRW voor fytoplankton in overgangs- en kustwateren.

Zeer goed	Samenstelling en abundantie van fytoplanktontaxa komen overeen met onverstoorde staat. Gemiddelde biomassa van fytoplankton komt overeen met typespecifieke fysisch-chemische omstandigheden en is niet zodanig dat typespecifiek doorzicht significant is gewijzigd. Planktonbloei geschiedt met een frequentie en intensiteit die overeenkomt met ypespecifieke fysisch-chemische omstandigheden
Goed	Er zijn lichte veranderingen in samenstelling en abundantie van fytoplanktontaxa. Er zijn lichte veranderingen in biomassa t.o.v. typespecifieke omstandigheden. Die veranderingen wijzen niet op versnelde groei van algen die leidt tot een ongewenste erstoring van evenwicht van de in het waterlichaam aanwezige organismen of de fysisch-chemische kwaliteit van het water. Er kan zich een lichte stijging voordoen in frequentie en intensiteit van de typespecifieke planktonbloei
Matig	Samenstelling en abundantie van de fytoplanktontaxa verschillen matig van typespecifieke omstandigheden. De biomassa wordt matig verstoord en kan van dien aard zijn dat een significante ongewenste verstoring in de conditie van andere biologische kwaliteitselementen optreedt. Er kan zich een matige stijging in frequentie en intensiteit van planktonbloei voordoen. In de zomermaanden kan aanhoudende bloei voorkomen.
Ontoereikend	Wateren die tekenen van sterke wijzigingen vertonen in de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam en waarin de relevante biologische gemeenschappen sterk afwijken van wat normaal is voor dat type pppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat
Slecht	Wateren die tekenen van zeer sterke wijzigingen vertonen in de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type waterlichaam en waarin grote delen van de relevante biologische gemeenschappen die normaal zijn voor dat type waterlichaam in onverstoorde staat ontbreken

De klassengrenzen in tabel 2.5 zijn stressor afhankelijk; door een toename van de nutriëntenbelasting zal de samenstelling, abundantie en de frequentie en intensiteit van planktonbloeien veranderen. Naarmate de fytoplanktoneigenenschappen meer verschillen van de referentie of zeer goede toestand wordt de beoordeling slechter.

Er komen ook van nature klassengrenzen langs milieugradiënten voor, doordat de sturende abiotische variabelen als saliniteit en bodemsamenstelling variëren in tijd en ruimte. Echter deze klassengrenzen moeten niet in de beoordeling, maar in de typologie worden meegenomen, aangezien deze klassengrenzen niet door menselijke invloed zijn ontstaan maar van nature al voorkwamen (zie ook omgekeerd pyramidemodel van Alterra, dat samenhang tussen typologie, referentie en beoordeling beschrijft). Dit punt sluit aan bij de vereiste aanpassing van het ecotopenstelsel, zodat een onderscheid mogelijk is tussen de milieugradiënt, die van nature aanwezig is, en de verandering van ecotopen als gevolg van menselijke ingrepen (zie paragraaf 4.2.1.)

De beoordeling van graadmeters, zoals de AMOEBE, de EcoQO's en ook IFREMER, gaat onder meer uit van het (niet) voorkomen van bloeien van plaag- en toxische algen. Hiervoor wordt een grenswaarde in cellen per liter gehanteerd; boven deze grenswaarde is er sprake van een ongewenste algenbloei.

Voor de AMOEBE doelvariabelen is een indeling in vijf klassen gemaakt voor de Waterdialoog (zie tabel 2.2). De vraag is of de klassengrenzen overeenkomen met definities van de KRW klassen in tabel 2.5, aangezien de klassengrenzen in de Waterdialoog uniform zijn voor alle doelvariabelen, inclusief de fysische en chemische variabelen.

De IFREMER classificatie geeft ook een beoordeling in vijf klassen op basis van de frequentie van de algenbloeien. De IFREMER classificatie is door Frankrijk

ontwikkeld om aan de eisen van de KRW te voldoen. Er is echter geen informatie gevonden over hoe en op basis waarvan de klassengrenzen zijn gedefinieerd (bijv. expert judgement/ruimtelijke referenties/ modelstudies).

2.5 REFERENTIES

Volgens de KRW mogen de volgende bronnen van informatie gebruikt worden om referenties voor kust- en overgangswateren mee in te vullen.

2.5.1 Meest natuurlijke wateren in Nederland

Dit is niet van toepassing voor kust- en overgangswateren, omdat er per type maar één of twee wateren in Nederland voorkomen en omdat deze wateren geen van allen een ongestoorde toestand hebben.

2.5.2 Natuurlijke wateren in vergelijkbare gebieden in het buitenland

Vergelijkbare gebieden in het buitenland moeten in dezelfde ecoregio liggen, namelijk de Noordzee. Er is echter geen water in de regio dat zich nog in een ongestoorde toestand bevindt; de wateren worden allen significant door de mens beïnvloed.

2.5.3 Historische gegevens

Bij de AMOEBE is gebruik gemaakt van een combinatie van historische gegevens, modelberekeningen en expertoordeel. Als voorbeeld worden referentiegetallen en meetwaarden voor chlorofyl-a gehalten van de verschillende watersystemen langs de Nederlandse kust gegeven in Tabel 2.6.

Tabel 2.6 Referentiegetallen en meetwaarden per watersysteem van Fytoplankton. Eenheid: Chlorofyl-a in $\mu\text{g/l}$, 90 percentiel

Gebied	Referentie			1988	1995
	ondergrens	waarde	boven-grens		
Nederland	13	13	27	28.6	27.3
Wadden	16	16	33	32.8	31.7
Noordzee	13	13	26	23.4	22.0
Delta	10	10	21	29.5	28.3
Westerschelde	6	6	12	18.8	18.3
Oosterschelde	13	13	26	19.0	18.2
Veerse Meer	11	11	22	60.0	56.6
Grevelingen	12	12	23	20.0	19.9
Voordelta	14	14	29	30.0	28.3
Kustzone	14	14	29	26.4	25.0
Noordzee	11	11	21	13.9	13.7
Waddenzee west	20	20	40	39.9	37.7
Waddenzee oost	17	17	35	34.5	33.9
Eems Dollard	12	12	24	23.8	23.4

De chlorofyl concentratie ($\mu\text{g/l}$) voor de doelvariabele fytoplankton en de piekwaarden in *Phaeocystis* bloeien ($11 \cdot 10^6$ cellen/l) zijn voorspeld met modelberekeningen. Hiervoor zijn per watersysteem verschillende modellen gebruikt (zie tabel 2.7). Met deze modellen zijn de waarden voor de doelvariabelen in een onbeïnvloede situatie voorspeld, welke vergelijkbaar is gesteld met de toestand in het jaar 1930.

Tabel 2.7 Modellen per watersysteem.

Watersysteem	Model	Doelvariabele
Noordzee (NCP)	Noordzee-BLOOM	tot-N, tot-P, Chlorofyl, Phaeocystis
Westelijke Waddenzee	ECOWASP	tot-N, tot-P, Chlorofyl
Grevelingenmeer	GREWAQ	tot-N, tot-P, Chlorofyl
Oosterschelde	SMOES	tot-N, Chlorofyl
Westerschelde	SAWES/LIFE MOSES	tot-N, tot-P Chlorofyl

De onbeïnvloede situatie oftewel de natuurlijke achtergrondwaarde is niet direct af te leiden uit meetgegevens. Er is voor de AMOEBE gebruik gemaakt van een schatting van de antropogene aandelen van de nutriëntenbelastingen op de Noordzee, die t.b.v. het oorspronkelijke MANS-instrumentarium vastgesteld zijn (De Vries et al, 1993). Dit antropogeen aandeel is afgetrokken van de huidige nutriëntenbelasting om het natuurlijke achtergrondgehalte aan nutriënten te bepalen.

De referentiewaarde voor de alg *Dinophysis acuminata* is gebaseerd op historisch onderzoek waaruit blijkt dat minder dan 100 cellen/liter geen problemen veroorzaken. Aangezien de meetmethoden toen echter afweken van de huidige methoden is aangenomen dat meer dan 500 cellen/l met de moderne meetmethoden een reële kans op het optreden van *Dinophysis*-problemen geeft.

2.5.4 Biogeografie en autecologie van soorten

Behalve bij de graadmeters van GONZ zijn de indicatoren binnen de AMOEBE, EcoQO's en IFREMER gebaseerd op de negatieve effecten van eutrofiëring. Bij de referentietoestand komen deze negatieve effecten niet voor. Belangrijk bij het gebruik van autoecologische informatie voor de invulling van de referentie is kennis van de abiotische randvoorwaarden (met name de nutriëntengehalten) van de gewenste of ongewenste soorten. Wat is het maximale nutriëntengehalte waaronder geen algenbloeien van plaag- of toxische algen voorkomen? Welke concentratie N en P hoort bij de referentiewaarde van chlorofyl-a? Bij de EcoQO's van OSPAR worden zowel doelstellingen voor fytoplankton als voor de nutriëntenbelasting (EcoQO's voor de mate van eutrofiëring) beschreven. Of deze ook in werkelijkheid aan kwantitatief elkaar gerelateerd zijn, is echter onduidelijk.

Door voorspellingsmodellen, zoals GEM, te gebruiken zou de relatie tussen nutriëntenbelasting en fytoplanktoneffecten (chlorofyl-a concentratie, voorkomen van bloeien van plaag of toxische algen) beschreven kunnen worden. Op basis daarvan kunnen de nutriëntenbelastingen en -gehalten, die nodig zijn om de ongestoorde toestand te bereiken, gedefinieerd worden.

2.5.5 Procedure voor het invullen van referentietypen

De procedure is afhankelijk van de beschikbare gegevens voor het invullen van de referentietypen. Gezien de beschikbare informatie zijn de volgende bronnen geschikt voor het invullen van de referentie:

- ⇒ Modelonderzoek, dat uitgaat van een geconstrueerde natuurlijke situatie. De referenties van de AMOEBE zijn op deze wijze bepaald. Of de referenties van de AMOEBE geschikt zijn als referentie voor de KRW graadmeter hangt af van de betrouwbaarheid van de gebruikte modellen en van de abiotische randvoorwaarden (met name nutriëntengehalten) die gebruikt zijn om de referentie te voorspellen. Hierover moet nog een expert-oordeel gevormd worden.
- ⇒ Gebruik van de doelstellingen van de EcoQO's of de referentietoestand binnen de IFREMER classificatie in combinatie met expert-judgement. Beide graadmeters gebruiken het niet of nauwelijks voorkomen van de nega-

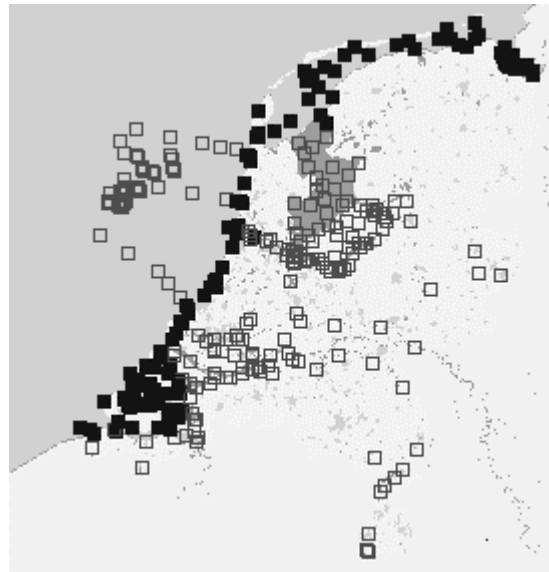
tieve effecten van eutrofiëring als uitgangspunt voor hun referentie. De EcoQO's hebben als doelstelling dat bloeien van plaag of toxische algen niet voorkomen en zij geven een grenswaarde aan waarboven van een algenbloei gesproken kan worden. Bij IFREMER wordt voor de referentie het maximale aantal acceptabele algenbloeien gebruikt (0 of 0-10 voor een periode van 5 jaar). Op dit moment is nog onduidelijk waarop de doelstellingen en referenties gebaseerd zijn (historische gegevens, expertkennis, modellenonderzoek). Dit zou nog nader onderzocht moeten worden. Tenslotte zou door middel van expertkennis en historische gegevens bekeken moeten worden of de doelstellingen van de EcoQO's of de referentietoestand binnen de IFREMER bruikbaar zijn voor de Nederlandse situatie of dat zij aanpassing behoeven.

2.6 BESCHIKBAARHEID VAN MONITORINGSGEGEVENS

Voor de calibratie en validatie van de KRW graadmeter voor de Nederlandse wateren en voor het beschrijven van trends in de tijd is het van belang dat de geselecteerde graadmeter gebruik kan maken van bestaande monitoringgegevens.

In Fig. 2.1 staan alle meetpunten van het MWTL programma voor chlorofyl-a (in $\mu\text{g/l}$) vanaf de zeventiger jaren van de 20^e eeuw. Per deelgebied moet nagegaan worden welke monitoringspunten nog steeds in het programma opgenomen zijn, want sinds 1996/1997 is het aantal monitoringspunten sterk afgenomen.

Figuur 2.1 Overzicht van alle meetpunten chlorofyl-a (in $\mu\text{g/l}$) in Nederlandse wateren. Meetlokaties met gesloten blokjes zijn geschikt voor de KRW graadmeter voor kust- en overgangswateren.



Daarnaast worden sinds 1988 op een ruim 30-tal locaties fytoplankton monsters genomen met een winter frequentie van ongeveer eens per maand en in het groeiseizoen ongeveer eens in de twee weken, waarvan per soort het aantal cellen. l^{-1} geteld worden.

Als gekeken wordt naar de monitoringgegevens in vergelijking met de gegevensbehoefte per graadmeter, dan is de conclusie dat de monitoringgegevens geschikt zijn om de beschreven graadmeters te berekenen.

Een bezwaar van de graadmeters, die uitgaan van het aantal algenbloeien over een bepaalde tijdseenheid, is dat er geen bloeien gemist mogen worden. Bij de huidige meetfrequentie van eens in de twee weken worden zeker pieken van

algenbloeien gemist. De meetintensiteit die nodig is om alle bloeien op te merken is te hoog en niet haalbaar.

In het kader van OSPAR is door RIKZ een rapport opgesteld van de eutrofiëringstoestand van de Nederlandse zoute wateren, waarbij onderscheid is gemaakt tussen de Noordzee, de Noorzeekust, de Waddenzee, de Eems-Dollard en de Westerschelde. Voor elk deelgebied is nagegaan of het op grond van de EcoQO's tot de *probleem* gebieden of tot de *niet probleem* gebieden gerekend moet worden (Tabel 2.8).

Tabel 2.8 Samengevatte uitslag van de eutrofiëringstoestand van de Nederlandse zoute wateren, gebruikmakend van EcoQO's. (+: doelstelling wordt gehaald, - : doelstelling wordt niet gehaald)

		Noordzeekust	Waddenzee	Eems-Dollard	Westerschelde
Nutrienten	Winter DIN	-	-	-	-
	Winter DIP	-	-	-	-
	N/P	-	-	-	-
Direct effecten	mean chl-a	+	-	+	-
	max chl-a	-	-	-	-
	Phaeocystis spp	-	-	-	-
	Noctiluca sp.	-	+	+	+
	Chrysochromulina	+	+	+	+
	Gymnodinium sp.	-	+	+	+
	Alexandrium spp	-	-	-	-
	Dinophysis spp	-	-	-	-
Indirect effecten	Indirect effecten	-	-	-	-
	CONCLUSIE	probleem	probleem	probleem	probleem

2.7 BESCHIKBAARHEID VAN MODELLEN

Zoals in voorgaande paragrafen beschreven is, worden modellen voor een tweetal doeleinden gebruikt:

- Bepaling van de referentietoestand met modellen, die de chlorofyl concentratie en algendichtheden voorspellen op basis van de natuurlijke nutriëntenbelasting zonder menselijk aandeel (zoals voor de AMOEBE is gedaan, zie tabel 2.7).
- Beschrijving van kwantitatieve oorzaak-effect relaties. Een model als het Generiek Ecologisch Model voor Estuaria (GEM) beschrijft de relatie tussen de nutriëntenbelasting en fytoplanktonkenmerken, zoals die in de beschreven indexen gebruikt worden (zoals chlorofyl-a concentratie, de biomassa of de frequentie van algenbloeien).

2.8 CONCLUSIES

In tabel 9 worden de eigenschappen van de beschreven graadmeters samengevat.

De IFREMER classificatie sluit het beste aan op de eisen van de KRW, omdat deze een referentie en een maatlat in 5 klassen heeft. Hij is in Frankrijk ontwikkeld om aan de KRW eisen te voldoen. Er is echter meer informatie nodig over deze IFREMER classificatie en over de andere graadmeters, voordat besloten kan worden welke graadmeter gebruikt kan worden voor de KRW.

Er bestaan nog de volgende vragen:

- IFREMER:
 - ⇒ Wat is het uitgangspunt voor de ongestoorde referentie? (historische gegevens, expertkennis, modellenonderzoek)

⇒ Waarop is de indeling in vijf klassen gebaseerd? (historische gegevens, expertkennis, modellenonderzoek)

- EcoQO's:

⇒ Zijn de EcoQO's bruikbaar als basis voor een KRW graadmeter met referentie en vijf klassen?

⇒ Wat is relatie tussen de doelstellingen van de EcoQO's en de klassen binnen de IFREMER classificatie (grenswaarden voor voorkomen van algenbloei verschilt)?

⇒ Bestaat er een kwantitatieve samenhang tussen de EcoQO's voor de mate van eutrofiëring, die de doelstelling t.a.v. de nutriëntenbelasting beschrijft, en de EcoQO's voor fytoplankton?

Verder zou nog bekeken moeten worden of chlorofyl-a als parameter voor de KRW meegenomen wordt. Chlorofyl wordt niet in de IFREMER classificatie en de EcoQO's meegenomen, terwijl er wel relatief lange tijdreeksen voor chlorofyl voor de Nederlandse kustwateren bestaan.

Tabel 2. 9 Samenvatting van de eigenschappen van de beschreven graadmeters (G=GONZ, A=Amoebes, F=IFREMER, E=EcoQO's).

Niveau	Indicator	Waarnemingsmethode	G	A	F	E
a) OPBOUW GRAADMETER						
Fytoplankton-gemeenschap	Biomassa gemiddeld en maximum	chlorofyl-a bepaling	+	+		+
	diatomeeën/ niet diat ratio	fytoplanktontellingen	+			+
	soortendiversiteit	Shannon-Wiener index op basis van tellingen	+			
	timing van bloei plaag-algen	chlorofyl-a bepaling	+			
	primaire productie	modelberekening	+			
Soort	Plaagalgen	fytoplanktontellingen		+	+	+
Nutriënten	Vrachten	meting en berekening				+
	DIN en DIP winter conc	meting en berekening				+
	N/P ratio	meting en berekening				+
b) GESCHIKTHEID ALS KRW GRAADMETER						
Referentietoestand			geen	Ja, op basis van model en expertkennis	Ja (uitgangspunt onbekend)	Nee, alleen doelstelling
Klassenindeling			nee	Ja, in waterdialoog	5 klassen	nee
Beschikbaarheid monitoring-gegevens	chlorofyl-a bepaling		+			
	fytoplanktontellingen		+			

Om tot een referentie en een klassenindeling voor fytoplankton te komen wordt voorgesteld om referentie waarden voor chlorofyl-a en plaag- en toxische algen af te leiden op basis van modelonderzoek. Als invoer voor de modellen zouden schattingen van natuurlijke achtergrondwaarden van nutriënten, zoals die door Raaphorst et al. (2000) en Van Beusekom et al. (2001) afgeleid zijn voor de Noordzee en Waddenzee, kunnen worden.

In de tweede plaats zouden de met modellen afgeleide referentiewaarden met de EcoQO's en de klassen van de IFREMER classificatie vergeleken moeten worden. Zo is de huidige EcoQO voor het voorkomen van een *Phaeocystis* bloei met een grenswaarde van 10^6 cellen/l volgens een aantal deskundigen te streng, omdat ook van nature regelmatig *Phaeocystis* bloeien met deze dichtheden zouden voorkomen.

Tenslotte zou dan een referentie en klassenindeling voor fytoplankton voor de verschillende kust- en overgangswateren gekozen moeten worden op basis van expert-judgement én de uitkomsten van bovenstaande analyse.

3 Macroalgen en angiospermen

3.1 ORGANISMEGROEPEN

Binnen de organismegroep angiospermen zijn in ieder geval de zeegrassen en mogelijk de schorrenvegetatie geschikt als indicator te worden gebruikt, doordat van deze groepen voldoende informatie beschikbaar is. Voor de macroalgen is zeesla (*Ulva lacuta* L.) mogelijk een geschikte indicatorsoort. Van overige soorten, zoals wieren, bestaan te weinig gegevens en expertise om een bruikbare graadmeter te ontwikkelen.

3.1.1 Zeegrassen

Zeegrassen zijn planten die zijn aangepast aan het ondergedompelde leven in brakke en zoute wateren. In de Nederlandse zoute wateren komen twee soorten voor: Groot zeegras (*Zostera marina* L.) en Klein zeegras (*Zostera noltii* Hornem). Zeegrassen zijn geen grassen maar behoren tot de familie der Fonteinkruidachtigen (*Potamogetonaceae*).

Zeegras is een indicator voor de ecologische toestand van intergetijdegebieden. Het voorkomen is onder andere afhankelijk van variatie in het zoutgehalte en het lichtklimaat. Het voorkomen wordt bedreigd door te hoge zoutgehaltes, vermindering van het licht door eutrofiëring en bodemomwoeling door kokkel- en mosselvisser.

Ondergedoken en sublitorale zeegrasvelden hebben een belangrijke functie als voedselbron, als substraat voor begroeiing en voor het bieden van dekking aan allerlei organismen. Daarnaast is het een geschikt gebied voor het afzetten van eieren en als kinderkamer voor kleine vissoorten.

De achteruitgang van zeegrassen heeft dan ook geleid tot het (lokaal) verdwijnen of sterke achteruitgang van allerlei organismen die van deze planten afhankelijk zijn. Dit geldt met name voor de specifieke bewoners van zeegrasvelden; hiertoe behoren enerzijds een aantal soorten roodwieren en bruinwieren, die als epifyt op zeegrasbladeren groeien, en anderzijds enkele op of tussen zeegras levende slakken- en vissoorten. Voor andere diersoorten vormen zeegrasvelden een weliswaar niet onvervangbare, maar wel (potentieel) belangrijke voedselbron of schuil- dan wel fourageerplaats. Zo voeden knobbelzwanen, diverse soorten eenden, rotganzen en meerkoeten zich graag met zeegras. Door hun rijkdom aan schaaldieren (bijvoorbeeld de zeepissebed) en weekdieren die zeegras of daarop groeiende algen eten, zijn zeegrasvelden voor allerlei vissen van betekenis; van de paling wordt al in oude bronnen een zekere voorkeur voor zeegrasvelden vermeld. (Ondergedoken) zeegrasvelden kunnen worden gezien als de struwelen op een verder open savanne.

3.1.2 Schorvegetatie

Schorren vormen de verbindingsschakel tussen het land en het zoute water. De op deze schorren voorkomende schorvegetaties hebben de volgende functies:

- Zij leveren een bijdrage aan de stabilisatie van het watersysteem.
- Zij vormen een onderdeel van de primaire productie en bieden voedsel.
- Zij zijn een broed-, schuil- en rustplaats voor tal van organismen.
- Zij werken als filter op eutrofiërende stoffen.

De oevers van de zoute wateren hebben een zeer specifieke flora en bijbehorende fauna. Vanwege hun schaarse voorkomen worden ze van internationale

betekenis geacht. Tenslotte wordt aan schorren en kwelders een belangrijke cultuurhistorische waarde toegekend, omdat ze een essentiële rol hebben gespeeld bij de vorming van lage delen van Nederland.

3.1.3 Zeesla

Zeesla is een indicator voor eutrofiëring. In de jaren tachtig kwamen in de Noordzee grote velden met zeesla voor. Deze zijn in de jaren negentig verdwenen, waarschijnlijk doordat de nutriëntenbelasting vanuit de grote rivieren verminderd is.

Zeesla is een groenwier, dat vrij algemeen in de getijdengebieden van de Noordzee voorkomt. Zeesla begint te groeien in april en kan in enkele maanden geweldige afmetingen (tot één vierkante meter) bereiken. Het wier kan door zijn omvang makkelijk losraken van zijn aanhechtingsplaats. Ook kunnen stukken zeesla losscheuren. Losgeraakt zeesla zet z'n leven drijvend voort. De losdrijvende stukken blijven groeien en worden dikwijls nog groter dan de vastzittende exemplaren. Vroeg of laat spoelen ze aan op de kust, waar ze snel uitdrogen en vergaan. In de nazomer liggen op veel plaatsen bij de hoogwaterlijn geweldige hoeveelheden van dit wier te rotten. Het bodemleven onder deze wervelden stikt en zo kan zeesla op het wad 'zwarte vlekken' veroorzaken. Momenteel is zeesla een probleem in het Veerse Meer. Dit groenwier met zijn dunne sla-achtige bladeren kan in sommige jaren wel 30% van het wateroppervlak bedekken. Door de wind vormen zich ook ophopingen van drijvende zeesla tegen de oever. Rottende zeeslapakketten veroorzaken stankoverlast en hinderen de pleziervaart langs de oevers.

Zeesla is een belangrijke voedselbron voor plantenetende vogelsoorten, zoals knobbelzwanen, meerkoeten en smienten.

3.2 BEOORDELEN, WAARDEREN EN DIAGNOSTICEREN

3.2.1 Binnen Nederland bestaande en gebruikte graadmeters

Het enige beoordelingsinstrument voor zoute en brakke wateren, waarbij zee-gras en schorren als soortengroepen gebruikt worden, is de AMOEBE. De eenheid waarin de doelvariabele zee-gras wordt uitgedrukt is hectares zee-gras met een bedekking van meer dan 5%. De gegevens over oppervlaktes zee-gras worden verzameld door middel van luchtfotokartering. De beoordeling is gebaseerd op het aantal hectares zee-gras ten opzichte van de referentie toestand. De beoordeling vindt in de AMOEBE alleen plaats op basis van kwantiteit, namelijk het oppervlak zee-gras. Een beoordeling van de kwaliteit zee-gras zou plaats kunnen vinden op basis van de dichtheid van het zee-gras. Een afname van de dichtheid van het zee-gras is namelijk indicatief voor het niet goed ecologisch functioneren van een zee-grasveld en toenemende negatieve menselijke druk. De KRW graadmeter zou dan gebaseerd zijn op een combinatie van kwantiteit op basis van areaal en kwaliteit op basis van dichtheid zee-gras.

De schorren in AMOEBE hebben als eenheid de oppervlakte in ha met een specifieke zout-vegetatie met een bedekking van meer dan 50%. Dit oppervlak wordt gemeten m.b.v. luchtfoto's. Net als bij zee-gras vindt de beoordeling nu alleen plaats op basis van kwantiteit. De kwaliteit van de schorren zou ook meegenomen kunnen worden in de beoordeling, bijvoorbeeld op basis van de aanwezige soorten en abundantie. Hierbij kan worden aangesloten bij de uitbreiding van de natuurwaardegraadmeter voor schorren. De natuurwaardegraadmeter wordt ontwikkeld door het Natuurplanbureau. Deze graadmeter bestaat uit een combinatie van kwantiteit (op basis van oppervlaktes) en kwali-

teit (op basis van de abundantie van een aantal indicatorsoorten t.o.v. een historische referentie) van bepaalde typen natuur. Het principe van de natuurwaardegraadmeter is vergelijkbaar met het idee om schorren (en zeegrassen) te beoordelen op basis van arealen en de kwaliteit van de arealen. Door een graadmeter te ontwikkelen die geschikt is voor de KRW en de natuurwaardegraadmeter worden twee vliegen in een klap geslagen.

Verder zou een overzicht van beschikbare buitenlandse graadmeters voor schorren bij de ontwikkeling van een KRW graadmeter voor schorren nuttige achtergrondinformatie vormen. Aangezien op dit moment nog onduidelijk is of schorren ook binnen de ecologische beoordeling volgens de KRW vallen, zal in het vervolg van dit hoofdstuk verder niet worden ingegaan op schorren.

Voor macroalgen is het areaal zeesla een mogelijke indicator voor de mate van eutrofiëring.

3.2.2 Andere wetenschappelijke of buitenlandse graadmeters

- In annex VI van het "Coast guidance rapport" (CIS Workinggroup 2.4, 2002) wordt een Griekse classificatie voor zeeieren en zeegrassen gepresenteerd (Zie onderstaande tekstbox voor samenvatting). De classificatie is gebaseerd op de verschuiving van soorten die laat in de successie voorkomen (meerjarige soorten met lage groeisnelheid en langzame voortplantingscyclus) naar opportunistische soorten (eenjarige soorten met hoge groeisnelheid en snelle voortplanting) onder toenemende negatieve menselijke druk op het ecosysteem. Op basis daarvan wordt een beoordeling in 5 klassen gegeven. Het principe van deze classificatie is vergelijkbaar met de macrozoöbenthos index, die gebaseerd is op de verhouding tussen K en r soorten. Het is nog onzeker in hoeverre deze Griekse classificatie toepasbaar is op de Nederlandse wateren, aangezien de angiosperm en macroalgen soorten in de ecoregio Middellandse zee zullen verschillen van de soorten in de ecoregio Noordzee. Mogelijk is het principe van deze classificatie, namelijk de verschuiving van meerjarige naar eenjarige soorten, wel bruikbaar om een KRW graadmeter voor de Nederlandse wateren te ontwikkelen.

3.2.3 Oorzaak-effect analyse

a) ZEEGRAS

In de Nederlandse kust- en overgangswateren zijn de arealen zeegras sinds het begin van de vorige eeuw sterk in de meeste wateren afgenomen. In een aantal wateren is het zeegras ook toegenomen. De oorzaken voor deze veranderingen in oppervlakte zeegras verschillen per water, maar zijn waarschijnlijk wel allen het gevolg van menselijke activiteiten:

Afname:

- Hele waddenzee: lokaal verdwijnen van polderwateruitlaten, waardoor minder zoet-zout gradiënten voorkwamen;
- Westelijke waddenzee: aanleg marinehaven, dijkverhogingen en afsluiten Zuiderzee;
- Oostelijke waddenzee: veranderingen in kwelderbeheer;
- Oosterschelde: plaaterosie en verdwijnen zoetwatertoevoeren (vroeger ook aantasting door kokkelvisserij, nu geen probleem meer);

Erst toename, daarna afname:

- Grevelingenmeer: veranderd zoutgehalte door ander sluisbeheer en vermindering zoetwatertoevoeren vanaf het land, schade door bodemberoerende visserij;

Toename:

- Veerse meer: lichte toename van zeegras door verbetering waterkwaliteit en verhoging zoutgehalte;
- Westerschelde: mogelijk lichte toename van zeegras door aanleg van haven en dammen van Sloehaven, waardoor beschutting toeneemt.

a) SEAWEED AND SEAGRASSES – GREECE

A model to estimate the ecological status and identify restoration targets of transitional and coastal waters was developed. Marine benthic macrophytic species (seaweeds, seagrasses) were used to indicate shifts in the aquatic ecosystem from the pristine state with late-successional species (Ecological State Group I) to the degraded state with opportunistic (ESG II) species. The first group comprises species with a thick or calcareous thallus, low growth rates and long life cycles (perennials) whereas the second group includes sheet-like and filamentous species with high growth rates and short life cycles (annuals). Seagrasses were included in the first group, whereas Cyanophyceae and species with a coarsely branched thallus were included in the second group.

The evaluation of ecological status into five categories from high to bad includes a cross comparison in a matrix of the ESG and a numerical scoring system. The model could allow comparisons, ranking and setting of priorities at regional and national levels fulfilling the requirements of the EU Water Frame Directive. A successful application of the model was realised in selected lagoons of the Macedonian & Thrace region (North Greece) and in the Saronikos coastal ecosystems (Central Greece).

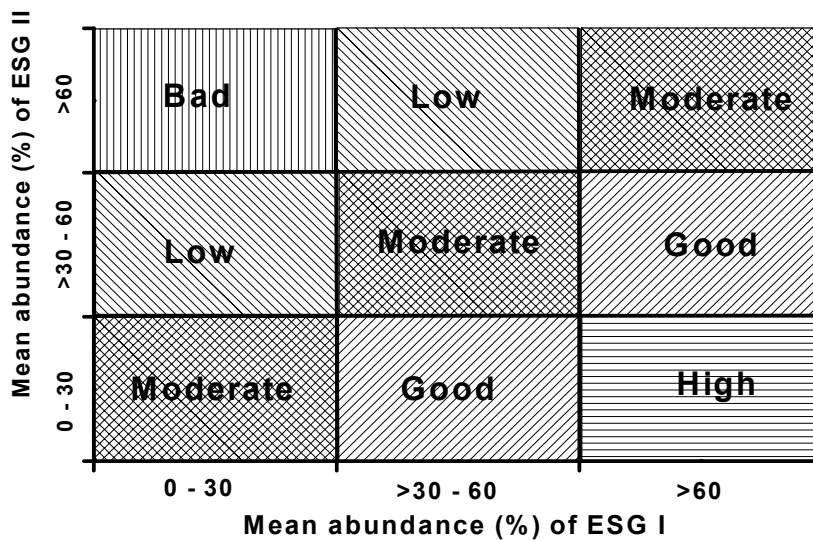


Figure 1. A matrix based on the mean abundance (%) of ESGs to determine the ecological status of transitional and coastal waters.

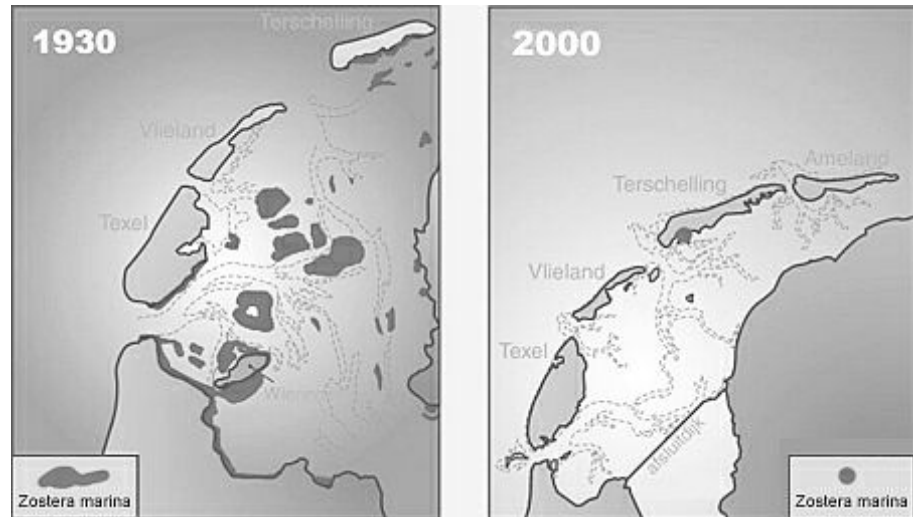
Reference:

S. Orfanidis, P. Panayotidis, N. Stamatis, 2001. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science* Vol. 2/2, 2001, 45-65

Tabel 3.1 Bekende oorzaak-effect relaties tussen menselijke activiteit, de veranderde abiotiek en het effect daarvan op zeegras.

Abiotische factor	Menselijke invloed			
	Waterstaatkundige werken	Eutrofiëring	Verstoring door visserij, betreding, pierenspitterij	Verontreinigingen
Getij - verticaal - horizontaal	Negatief effect door verticaal getij: verdwijnen leefgebied ((estuariën) getijden-gebied) door aanleg Afsluitdijk en Deltawerken Positief effect door horizontaal getij: door wegvallen stroming is er een groter oppervlak helder en rustig water, waardoor groei van zeegras op grotere diepte mogelijk is			
Substraat			Omwoelen en verstoren van substraat en planten	
Licht	Toename troebelheid door: - baggeren en stortwerkzaamheden tijdens aanleg Afsluitdijk - hogere stroomsnelheden en gewijzigde zoutgradiënt na aanleg	Vermindering lichtinval door: - sterke groei van kleine epifytische algen op zeegras - versterkte groei van fytoplankton in het water		
Zoutgehalte	Afname van aantal locaties met (periodiek) verlaagd zoutgehalte door sanering van sluizen en gemalen Toename zoutgehalte in meren door afsluitingen en afleiden zoet water			
Waterkwaliteit		Eutrofiërende stoffen zoals ammonium en nitraat hebben directe negatieve (toxische) invloed		- Negatief effect kwik en atrazine op groei - Mogelijk negatief effect van bestrijdingsmiddelen
Indirecte effecten via soortenrelaties	Door helderder water zijn er meer groenwieren, waardoor meer (kans op) verstikking van zeegras	Ontwikkeling van de grotere groene algen (Darmwier en Zeesla) die jonge zeegrassen volledig overwoekeren of verstikken		Negatief effect op grazers van epifyten (wadslakje), waardoor concentratie van epifyten op zeegras toeneemt en vitaliteit zeegras afneemt

Aangezien er meerdere menselijke invloeden zijn, die hebben geleid tot een verandering in de abiotische omstandigheden en veranderingen in arealen zeegras, is het op dit moment nog niet mogelijk om kwantitatieve relaties tussen menselijke activiteit, abiotiek en arealen zeegras af te leiden. Ondanks dat er vrij veel kennis over de auto-ecologie van Zeegras bestaat, is niet altijd met 100% zekerheid aan te geven waarom in een water het zeegras is afgenomen. Wel kunnen er in de meeste gevallen mogelijke oorzaken worden aangegeven. Dit gebrek aan kennis bemoeilijkt in een aantal gevallen het afleiden van herstelmaatregelen en het voorspellen van het effect van de maatregelen. In onderstaande tabel 3.1 is een overzicht gegeven van de bekende oorzaak-effect relaties tussen menselijke activiteit, de abiotiek die daardoor veranderd is en het negatieve effect daarvan op zeegras.



Aanvullende informatie over zeegras wordt gegeven in de bijlage van dit rapport.

b) ZEESLA

De bedekking met zeesla is een indicator voor de eutrofiëring van zoute wateren. Als de eutrofiëring toeneemt, dan kan het zeesla ook toenemen en eventueel een plaag worden. Vermindering van de eutrofiëring zal leiden tot een vermindering van zeesla.

3.3 KLASSENGRENZEN

Deze paragraaf gaat in op de definitie van klassengrenzen in de beoordeling van zoute en brakke wateren op basis van angiospermen en macroalgen. De KRW schrijft een maatlat voor in 5 klassen (zie tabel 3.2).

De klassengrenzen in tabel 3.2 zijn stressor afhankelijk; door een toename van antropogene druk neemt de mate van verstoring ten opzichte van de ongestoorde referentie toe.

Er komen ook van nature klassengrenzen langs milieugradiënten voor, doordat de sturende abiotische variabelen variëren in tijd en ruimte. Als gevolg hiervan kunnen zeegras en ook schorren ook van nature niet overal voorkomen. Deze klassengrenzen moeten in de typologie worden meegenomen, aangezien deze klassengrenzen niet door menselijke invloed zijn ontstaan maar van nature al voorkwamen (zie ook omgekeerd pyramide model van Alterra, dat samenhang tussen typologie, referentie en beoordeling beschrijft).

Indien er voor gekozen wordt om voor zeegras en schorren een KRW graadmeter te ontwikkelen op basis van de kwantiteit (de arealen zeegras en schorren) en de kwaliteit (bijvoorbeeld de dichtheid zeegras of indicatorsoorten van schorren) moet er een referentie gekozen worden voor kwantiteit en kwaliteit (zie volgende paragraaf 3.4) en een indeling op basis van 5 klassen gemaakt worden. Er moet worden nagegaan of de indeling in 5 klassen voor de Waterdialoog (Stutterheim, 1996) geschikt is voor de KRW maatlat. Deze klassen zouden op basis van expert-judgement en (historische) gegevens over het voorkomen van zeegras en schorren gedefinieerd kunnen worden. Hierbij zou een literatuuroverzicht van andere wetenschappelijke of buitenlandse graadmeters voor angiospermen en macroalgen als achtergrondinformatie nuttig kunnen zijn.

Tabel 3.2 Definities voor de 5 klassen van de KRW voor angiospermen en macroalgen in overgangs- en kustwateren.

	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht
Overgangswateren				Wateren die tekenen van sterke wijzigingen vertonen in de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam en waarin de relevante biologische gemeenschappen sterk afwijken van wat normaal is voor dat type oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat	Wateren die tekenen van zeer sterke wijzigingen vertonen in de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type waterlichaam en waarin grote delen van de relevante biologische gemeenschappen die normaal zijn voor dat type waterlichaam in onverstoorde staat ontbreken
Macroalgen	De samenstelling van macroalgentaxa komt overeen met de onverstoorde staat. Er zijn geen waarneembare veranderingen in de macroalgenbezetting ten gevolge van menselijke activiteiten	Er zijn lichte veranderingen in samenstelling en abundantie van de macroalgentaxa ten opzichte van de typespecifieke gemeenschappen. Die veranderingen wijzen niet op een versnelde groei van fyto-benthos of hogere vormen van plantaardig leven die leiden tot ongewenste verstoringen van het evenwicht van de in het waterlichaam aanwezige organismen of de fysisch-chemische waterkwaliteit	De samenstelling van de macroalgentaxa verschilt matig van de typespecifieke omstandigheden en is significant meer verstoord dan bij goede kwaliteit. Matige veranderingen in de gemiddelde abundantie van macroalgen zijn aantoonbaar, die van dien aard kunnen zijn dat zij leiden tot een ongewenste verstoring van het evenwicht van de in het waterlichaam aanwezige organismen		

Angiospermen	De taxonomische samenstelling komt geheel of vrijwel geheel overeen met de onverstoorde staat. Er zijn geen waarneembare veranderingen in de abundantie van angiospermen ten gevolge van menselijke activiteiten.	Er zijn lichte veranderingen in de samenstelling van de angiospermen-taxa ten opzichte van de type-specifieke gemeenschappen. De abundantie van angiospermen vertoont lichte tekenen van verstoring.	De samenstelling van de angiospermentaxa verschilt matig van de type-specifieke gemeenschappen en is significant meer verstoord dan bij goede kwaliteit. Er zijn matige storingen in de abundantie van de angiospermentaxa.		
Kustwateren: Macroalgen en Angiospermen	Alle voor verstoring gevoelige macroalgen- en angiospermentaxa die normaal zijn voor de onverstoorde staat zijn aanwezig. De macroalgenbezetting en de abundantie van angiospermen komen overeen met de onverstoorde staat.	De meeste voor verstoring gevoelige macroalgen- en angiospermentaxa die normaal zijn voor de onverstoorde staat zijn aanwezig. De macroalgenbezetting en de abundantie van angiospermen vertonen lichte tekenen van verstoring	Een matig aantal voor verstoring gevoelige macroalgen en angiospermentaxa die normaal zijn voor de onverstoorde staat, ontbreken. De macroalgenbezetting en de abundantie van angiospermen zijn matig verstoord en kunnen van dien aard zijn dat zij een ongewenste verstoring van het evenwicht van de in het waterlichaam aanwezige organismen ten gevolge hebben		

De classificatie, die door de Grieken ontwikkeld is, bestaat uit 5 klassen. De toepasbaarheid voor Nederlandse kust- en overgangswateren is echter onzeker, aangezien Nederland en Griekenland verschillen in ecoregio en daardoor waarschijnlijk ook in de aanwezige soorten.

Voor zeesla wordt de volgende pragmatische klassenindeling voorgesteld (pers. com. J. de Vlas, RIKZ):

- Klasse slechte en matige ecologische toestand: komt overeen met de situatie in de jaren 80 toen er grote velden zeesla in de Waddenzee voorkwamen
- Klasse goede ecologische toestand: komt overeen met de huidige situatie, waar geen zeeslavelden meer voorkomen. Echter de nutriëntengehalten zijn wel hoger dan in vroegere tijden.

- Klasse zeer goede ecologische toestand of referentie: toestand rond 1930 met slechts sporadisch voorkomen van zeesla.

3.4 REFERENTIES

Volgens de KRW mogen de volgende bronnen van informatie gebruikt worden om referenties voor kust- en overgangswateren mee in te vullen.

3.4.1 Meest natuurlijke wateren in Nederland

Dit is niet van toepassing voor kust- en overgangswateren, omdat er per type maar één of twee wateren in Nederland voorkomen en omdat deze wateren geen van allen een ongestoorde toestand hebben.

3.4.2 Natuurlijke wateren in vergelijkbare gebieden in het buitenland

Vergelijkbare gebieden in het buitenland moeten wel in de ecoregio Noordzee liggen. Er is echter geen water in de regio dat zich nog in een ongestoorde toestand bevindt; de wateren worden allen significant door de mens beïnvloed. Daarnaast bestaan er grote genetische verschillen tussen zeegrassoorten uit gebieden in het buitenland. Uit veldexperimenten bleek dat het genotype van het zeegras in de kust van Bretagne beter aangepast is aan hogere zoutgehalten dan het zeegras aan de Nederlandse kust. Als gevolg van de genetische verschillen tussen soorten kan extrapolatie van de habitateigenschappen in buitenlandse gebieden naar Nederlandse omstandigheden tot verkeerde conclusies leiden.

De conclusie is dat natuurlijke wateren in vergelijkbare gebieden in het buitenland niet beschikbaar zijn als referentie.

3.4.3 Historische gegevens

Tot ca 1930 besloeg de gemeenschap Groot zeegras vele duizenden (tot meer dan 15.000) hectaren. Aan het begin van de dertiger jaren verdwenen de laaggelegen zeegrasvelden, niet alleen in de Waddenzee maar in het gehele Noord-Atlantisch gebied. Deze achteruitgang wordt over het algemeen toegeschreven aan een verwoestende epidemie van een eencellige parasiet, alhoewel dit nooit echt bewezen is. Onduidelijk is in hoeverre de zeegrassen in de getijdenzone hieronder hebben geleden. In de meeste gebieden heeft het zeegras zich weer kunnen herstellen, maar in de Nederlandse Waddenzee is nooit herstel opgetreden; waarschijnlijk is dit een gevolg van de veranderingen in het leefgebied door de afsluiting van de Zuiderzee. Rond 1980 bestond er in Nederland ± 5500 ha zeegras met als zwaartepunt 4000 ha Groot zeegras in het Grevelingenmeer. Anno 2000 resteerden hiervan niet meer dan ca. 250 ha Groot zeegras verdeeld over de Waddenzee, de Oosterschelde, het Veerse Meer en de Westerschelde.

Voor de AMOEBE studie zijn historische gegevens (vanaf 1920 tot 1996) van arealen zeegras verzameld (zie tabel 3.3). Naarmate de gegevens verder terug liggen in de tijd neemt de betrouwbaarheid van de waarden af. Echter de grootteorde van de waarden klopt wel, waardoor de conclusie dat de oppervlaktes zeegras aan de Nederlandse kust sinds het begin van de vorige eeuw sterk zijn afgenomen, wel gerechtvaardigd is.

De referentie van de AMOEBE is echter niet gebaseerd op de vroegere situatie voor de aanleg van grote waterstaatkundige werken, zoals de Afsluitdijk en de Deltawerken, maar op de reëel geachte mogelijkheden tot herstel van de overgangszone middels gericht beheer (de potentie). Aangezien de arealen door de aanleg van deze werken sterk zijn afgenomen wordt een volledig herstel van de oorspronkelijke arealen niet reëel geacht. Daarom is gekozen voor het maximaal

mogelijke herstel binnen de randvoorwaarden van de Afsluitdijk en Deltawerken. De schatting van de potentie is gebaseerd op expert-judgement. De AMOEBE referentie van zee gras lijkt hiermee op de definitie van het maximaal ecologisch potentieel (oftewel MEP). Dit is de referentietoestand voor sterk veranderde wateren, waarbij bepaalde onomkeerbare hydromorfologische veranderingen in de referentie worden verwerkt. Dit betekent dat bij de aanwijzing van de Nederlandse kustwateren als natuurlijk of sterk veranderd rekening zou moeten worden gehouden met de keuze van de referentietoestand.

Tabel 3.3 Overzicht van historische gegevens van Zee gras. De eenheid is hectares met een bedekking van meer dan 5% (Baptist & Jagtman, 1997).

Jaar	WW	WO	ED	Gebied			GM
				WS	OS	VM	
1920	14400	500	0				
1950	450	0	0				
1968							1200
1970							
1971							1440
1972	142	0	0				1520
1973							1600
1974							2200
1975							2800
1976							2800
1977					980	10-15	3600
1978							4400
1979							
1980							2490
1981							3400
1982							3370
1983							3700
1984							502
1985							3350
1986							166
1987	108	152	14		222	65	1585
1988							244
1989					215	65	1427
1990							126
1991	32	7	20			107	290
1992						79	
1993		35	0	43			60
1994		30	0	29		77	59
1995		30	1	37			
1996							

Voor zeesla wordt op basis van expert-judgement voorgesteld om de oppervlaktes zeesla rond 1930 als referentie te kiezen.

3.4.4 Biogeografie en autecologie van soorten

Er bestaat vrij veel informatie over de autoecologie en habitateisen van Klein en Groot zee gras (bron: www.zee gras.nl). In de bijlage wordt per sturende abiotieke factor beschreven wat de habitat eisen van Groot en Klein zee gras zijn. Deze informatie kan gebruikt worden om de potentie van het zee gras areaal en de dichtheid vast te stellen.

3.4.5 Procedure voor het invullen van referentietypen

Gezien de beschikbare gegevens gaat de voorkeur uit naar het baseren van de referentie op de reëel geachte mogelijkheden tot herstel van de overgangszone middels gericht beheer (de potentie). Hierbij wordt de huidige inrichting van de kust- en overgangswateren met de grote waterstaatkundige werken (Afsluitdijk en de Deltawerken) als randvoorwaarde in de referentie meegenomen en wordt gekeken hoe door middel van beheersmaatregelen een zo goed mogelijke ecologische toestand behaald kan worden.

Een historische toestand van vóór de aanleg van de waterstaatkundige werken lijkt geen reëel uitgangspunt voor de referentie te zijn. De Afsluitdijk en de Deltawerken hebben grote invloed op de oppervlakte zeegras gehad, maar deze werken zullen ook in de toekomst blijven bestaan. Hierdoor zal een goede ecologische toestand (wijkt in lichte mate af van de referentie) gebaseerd op een historische situatie rond 1920 nooit haalbaar zijn. Ook vergelijkbare wateren in binnen- en buitenland vormen geen geschikte bron aan informatie voor de bepaling van de referentie.

In de Vierde Nota Waterhuishouding is voor de AMOEBE door middel van expert-judgement een schatting gemaakt van de potentie in hectaren zeegras, gebaseerd op de reëel geachte mogelijkheden tot herstel van de overgangszone middels gericht beheer bescherming gebied, inplanten nieuwe planten). Deze potentie zou nog eens op basis van recente oppervlakgegevens en expert-judgement van een aantal deskundigen tegen het licht gehouden moeten worden. Daarnaast zou door een aantal deskundigen naast het oppervlakte zeegras als kwantiteitsmaat ook een referentiewaarde voor de dichtheid aan zeegras als kwaliteitsmaat ontwikkeld moeten worden (zie paragraaf 3.2.1). Ook hier zou gebruik kunnen worden gemaakt van een combinatie van historische en recente gegevens over zeegras dichtheden en expert-judgement.

3.5 BESCHIKBAARHEID MODELLEN

Op basis van de uitgebreide, autoecologische kennis over zeegras en zeesla zou een Habitat Geschiktheids Index model ontwikkeld kunnen worden voor beide soorten. Door deze HGI te koppelen aan een GIS model, dat de abiotieke randvoorwaarden (zoutgehalte, substraat, licht) ruimtelijk beschrijft kan de geschiktheid van (een deel van) een waterlichaam voor zeegras en zeesla voor- speld worden.

3.6 CONCLUSIES

In tabel 3.4 worden de eigenschappen van de beschreven graadmeters of indicatoren voor zeegras samengevat.

Ten aanzien van de soortengroep macroalgen en angiospermen kan op basis van tabel 3.4 geconcludeerd worden dat er geen enkele graadmeter direct toepasbaar is als maatlat voor de KRW. De kwantiteit en kwaliteit van zeegras lijkt het meest geschikt als graadmeter, maar vergt nog een verdere ontwikkeling ten aanzien van de referentiewaarde van de dichtheid van zeegras op basis van dichtheden en de indeling in 5 klassen voor zowel de kwantiteit als kwaliteit van zeegras.

Verder lijkt ook de ontwikkeling van een graadmeter voor schorren kansrijk. Het is echter nog onzeker of de schorren als typische oevervegetatie onder de ecologische beoordeling volgens de KRW vallen. In de tweede plaats zou voor een maatlat voor de kwaliteit van schorren financiering geregeld moeten worden, zodat deze in samenwerking met het Natuurplanbureau ontwikkeld kan worden.

Tenslotte is de Griekse KRW classificatie als buitenlandse maatlat gepresenteerd. Deze classificatie kent een referentiewaarde en een indeling in 5 klassen. De toepasbaarheid van de Griekse methode op Nederlandse kust- en overgangswateren is twijfelachtig, omdat de Griekse kust in de ecoregio Middellandse zee ligt en hierdoor zeer waarschijnlijk andere soorten kent. Mogelijk is het principe van de classificatie (verschuiving van K naar r soorten) wel toepasbaar op de in Nederland voorkomende macroalgen en angiospermen.

Tabel 3.4 Samenvatting van de eigenschappen van de mogelijke KRW graadmeters of indicatoren voor macroalgen en angiospermen.

graadmeter	indicator	Referentie	5 klassen	oorzaak-effect	gegevens	geschiktheid voor KRW
zeegras	Kwantiteit in hectaren met > 5% bedekking (doelvariabele in AMOEBE)	Potentie (AMOEBE) met check door experts	Ja, voor waterdialog. Check nodig of klassengrenzen voldoen.	Niet kwantitatief, meestal wel kwalitatieve relaties	Ja, karteringen op basis van luchtfoto's	Ja, wel nog aanpassing van referentie en ontwikkeling klassenindeling nodig
	Kwaliteit op basis van dichtheid	Nog onbekend, mogelijk ook potentie, nog te ontwikkelen door experts	Nee, moet nog ontwikkeld worden	Niet kwantitatief, meestal wel kwalitatieve relaties	Onzeker, wel luchtfoto's beschikbaar waarmee dichtheden geschat kunnen worden	In principe wel, moet nog wel ontwikkeld worden
schorren	Kwantiteit in hectaren met bedekking van meer dan 50% (doelvariabele in AMOEBE)	Maximale potentie van huidige systemen met actief menselijk beheer (AMOEBE) met check door experts	Ja, voor waterdialog. Check nodig of klassengrenzen voldoen.	Niet kwantitatief, meestal wel kwalitatieve relaties	Ja, karteringen op basis van luchtfoto's	Ja, wel nog aanpassing van referentie en ontwikkeling klassenindeling nodig
	Kwaliteit op basis van soorten en abundantie	Nog onbekend, nog te ontwikkelen in combinatie met natuurwaardegraadmeter	Nee, moet nog ontwikkeld worden	Niet kwantitatief, meestal wel kwalitatieve relaties	Onbekend of soorten en abundantie in schorren beschikbaar zijn	In principe wel, moet nog wel ontwikkeld worden in combinatie met natuurwaardegraadmeter
Griekse classificatie	Verschuiving van meerjarige soorten met lage groeisnelheid en langzame voortplantingscyclus (ESGI) naar eenjarige, opportunistische soorten met hoge groeisnelheid en snelle voortplanting (ESGII)	Gemiddelde abundantie van ESGI soorten > 60% en van ESGII soorten 0-30%. Basis van deze referentiewaarde (vergelijkbare onverstoorde wateren, historische gegevens, modellen, expert-judgement) is onbekend.	Ja, indeling in 5 klassen	Relatie tussen richting van graadmeter en toenevende antropogene invloed is bekend, maar precieze oorzaak van effect op graadmeter is niet altijd duidelijk	Onzeker, hangt af van soorten die binnen ESGI en ESGII vallen	Classificatie wordt door Griekenland gebruikt voor KRW. Toepasbaarheid voor Nederland is twijfelachtig, omdat Griekse kust in andere ecoregio ligt en waarschijnlijk andere soorten kent. Mogelijk is principe van classificatie wel toepasbaar.

Mogelijke vervolgacties voor de ontwikkeling van een KRW maatlat voor de soortengroep macroalgen en angiospermen zijn:

- Zeegras:
 - ⇒ check van waarde van potentie zeegrassoppervlak als geschikte referentie voor KRW door experts
 - ⇒ bepaling van referentiewaarde voor zeegraskwaliteit op basis van dichtheid door experts

⇒ ontwikkeling van klassenindeling volgens KRW voor zeegraskwantiteit en -kwaliteit door experts

- Schorren:

⇒ Keuze maken of schorren als oevervegetatie wel binnen de KRW vallen.

⇒ Indien ja, dan:

- maken overzicht van beschikbare buitenlandse graadmeters voor schorren
- check op bestaande waarde van potentie schorrenoppervlak als geschikte referentie voor KRW door experts (mogelijk in samenwerking met Natuurplanbureau)
- bepaling van referentiewaarde voor schorrenkwaliteit (mogelijk in samenwerking met Natuurplanbureau)
- ontwikkeling van klassenindeling volgens KRW voor schorrenkwantiteit en -kwaliteit door experts

- Griekse classificatie

⇒ Expertoordeel geven of soorten binnen Griekse methode geschikt zijn voor Nederlandse situatie:

⇒ Indien ja, beoordelen of referentie en klassenindeling toepasbaar zijn

⇒ Indien nee, beoordelen of principe van methode geschikt is voor de ontwikkeling van Nederlandse classificatie op basis van de verschuiving van K naar r soorten.

- Zeesla:

⇒ check van waarde van potentie zeesla-oppervlak als geschikte referentie voor KRW door experts

⇒ bepaling van referentiewaarde voor zeesla-oppervlak, b.v. de situatie in 1930.

⇒ ontwikkeling van klassenindeling volgens KRW voor zeesla door experts, b.v. het oppervlak in de jaren'80 en heden.

4 Macrozoöbenthos

4.1 ORGANISMEGROEPEN

Macrozoöbenthos geeft over verschillende typen menselijke belasting informatie:

- De voedselbeschikbaarheid en nutriëntenrijkdom van het systeem. De biomassa en de trofische structuur van het benthos geven hierover informatie. Macrozoöbenthos is een belangrijke secundaire producent in zoute en brakke wateren. Daarnaast leven vele soorten ook als afvaleters, dus van dood organisch materiaal. Het macrozoöbenthos zelf is weer een belangrijke voedselbron voor vissen en vogels. De biomassa van het benthos wordt beïnvloed door visserij, vervuiling door microverontreinigingen en eutrofiëring (in de vorm van voedselbeschikbaarheid);
- De soortensamenstelling van het macrozoöbenthos vormt een afspiegeling van de waterkwaliteit (zwevend stof, saliniteit, zuurstof) en de abiotische kenmerken (sediment, dynamiek) van de zeebodem. De diversiteit van het macrozoöbenthos is dan ook een belangrijke graadmeter voor de kwaliteit van het ecosysteem. Negatieve menselijke druk leidt meestal tot een grotere uniformiteit aan habitats en een afname van de soortendiversiteit;
- Verstoring van de bodem en hydromorfologische processen: aangezien het benthos in of op de bodem woont, geven veranderingen in de benthos gemeenschap (bijv. andere verhouding tussen epi- en infauna of tussen kortlevende en langlevende soorten) informatie over morfologische bodemprocessen en de verstoring hiervan door de mens (bijv. door de aanleg van verdiepingen, visserij, scheepvaart).

De zeer dynamische eigenschappen van kust- en overgangswateren zijn van belang voor de beoordeling van de toestand van deze wateren op basis van macrozoöbenthos:

- Soort aantallen macrozoöbenthos kunnen van jaar tot jaar sterk variëren door de dynamiek tussen seizoenen en tussen jaren. Inzicht in deze dynamiek is nodig om onderscheid te kunnen maken tussen de natuurlijk variatie in soortenaantallen of veranderingen als gevolg van menselijke invloed. Om meer inzicht in de dynamiek te krijgen en het onderscheid tussen natuurlijke en antropogene belasting te kunnen maken zijn lange tijdreeksen van meetgegevens nodig. De huidige meetreeksen beslaan ongeveer 10 jaar en onderzocht moet worden of dit lang genoeg is;
- Verschillende processen spelen op verschillende tijds- en ruimteschalen. Zo zijn de effecten van eutrofiëring op relatief korte termijn en met een beperkt aantal meetpunten te beschrijven. Het voedselweb reageert relatief snel op de toename aan nutriënten door een toename van de biomassa van plankton en benthos. Door de menging van nutriënten in de waterkolom is een toe- of afname aan eutrofiëring ook met een lage dichtheid aan meetpunten aantoonbaar. Morfologische bodemprocessen daarentegen (bijvoorbeeld de effecten van een fysische verstoring, zoals een verdieping) spelen lokaal en op de langere tijdschaal van tientallen jaren. Dit verschil in ruimte en tijd van processen heeft consequenties voor de opzet van de monitoring; er moet over langere tijd op lokale schaal gemeten worden om een uitspraak over het effect van de fysische verstoring te kunnen doen. Het doel

van de monitoring is zichtbaar in de ruimtelijk en temporele opzet van het meetnet. Zo is het meetnet in de Waddenzee begin jaren 70 opgezet om de effecten van eutrofiëring door de tijd te volgen. De monitoring in Wester- en Oosterschelde is begin jaren negentig begonnen. Deze wateren zijn kleiner dan de Waddenzee, waardoor een meetnet met een hogere ruimtelijke dichtheid haalbaar was. De monitoring had onder meer als doel om de effecten van de verdieping van de Westerschelde op de morfologie te volgen.

4.2 BEOORDELEN, WAARDEREN EN DIAGNOSTICEREN

4.2.1 Binnen Nederland bestaande en gebruikte graadmeters

Het feit dat macrozoöbenthos over verschillende aspecten van menselijke belasting informatie geeft en dat de daarbij horende processen, zoals eutrofiëring en hydromorfologische verstoring, verschillende temporele en ruimtelijke schalen hebben, betekent dat meerdere graadmeters nodig zijn om een integraal beeld te krijgen van de verschillende ecologische processen en oorzaak-effect relaties. Hierbij moet rekening worden gehouden met de mogelijkheden en beperkingen van de graadmeter:

Beoordelingsinstrumenten die binnen Nederland zijn verkend, uitgewerkt en toegepast zijn de AMOEBE, GONZ en de ecotopenstelsels. Ecotopen zijn op dit moment niet zozeer een ecologisch beoordelingsinstrument, maar geven wel een beschrijving van de effecten van menselijke ingrepen (zoals de effecten van de verdieping van de Westerschelde of natuurontwikkeling in het rivierengebied).

a) AMOEBE

In de AMOEBE worden huidige aantallen van bepaalde soorten (of doelvariabelen) afgezet tegen een historische referentiewaarde of een toekomstige streefwaarde. De verschillende macrozoöbenthossoorten binnen de AMOEBE van zoute wateren (Baptist & Jagtman, 1997) zijn:

- Kokkels in de vorm van kokkelbanken.
- Mossels in de vorm van aanwezige banken van wilde mossels.
- Noordkromp
- Nonnetje
- Purperslak
- Rode draadworm (Heteromastus)
- Garnaal

Het voorkomen van deze soorten verschilt per watersysteem. Van elke AMOEBE-soort is aangegeven voor welke negatieve menselijke invloed de soort gevoelig is (bodemwoeling door visserij, eutrofiëring, organische belasting). Voor die menselijke belasting heeft de soort dus een indicatieve waarde.

b) GONZ

In het project Graadmeter ontwikkeling Noordzee zijn een viertal macrozoöbenthos graadmeters ontwikkeld en toegepast op de Noordzee (Kabuta & Duijts, 2000):

- Soortendiversiteit: Als indicator is gekozen voor de diversiteitsindex van Shannon-Wiener in combinatie met het aantal soorten en de verdelingsmaat evenness. De soortendiversiteit is bepaald voor de periode 1995-1998 op basis van de monitoringgegevens.
- Populatie: Als indicator is de populatieomvang van de tweekleppige *Spisula subtruncata* genomen. Deze Halfgeknotte strandschelp komt

massaal in de kuststrook voor. Zij leven daar in het zand ingegraven en zijn een belangrijke voedselbron voor zee-eenden. *Spisula* wordt jaarlijks door het RIVO bemonsterd in een dicht meetnet, zodat er een goed beeld gevormd kan worden over de populatiedynamiek van deze soort.

- **Structuur:** De indicator voor deze graadmeter is de verhouding tussen r- en K-strategen in de macrozoöbenthosgemeenschap. De macrozoöbenthosfauna wordt ingedeeld naar kortlevende soorten (r-strategen) en langlevende soorten (K-strategen). De verhouding van r-strategen en K-strategen zegt iets over de toestand van het systeem. Als de soortenverhouding r/K hoger wordt, dan is er een verschuiving opgetreden naar meer dynamiek of meer verstoring van het systeem. Voor macrozoöbenthos worden de verwachte veranderingen veroorzaakt door vervuiling, door visserij en daarmee samenhangende verandering in de morfodynamiek. De morfodynamiek kan ook veranderen door grootschalige aanleg van kustuitbreidingen of eilanden in zee en door zandwinning. De ontwikkelingen van de r/K-ratio van de macrozoöbenthos zijn voor de periode 1991–1998 berekend.
- **Trofische structuur:** Bij bodemdieren worden verschillende vormen van voedselopname onderscheiden. Deze vormen worden kenmerkend geacht voor bepaalde vormen van voedselaanbod, waarbij dit aanbod door menselijk handelen kan worden beïnvloed. Aan de hand van de verdeling van soorten over de typen voedselopname (suspension feeders, interface feeders, surface deposit feeders, subsurface deposit feeders) kan een index worden berekend; de Infaunal Trophic Index (ITI, Holtman 1999). Deze ITI index is berekend voor de periode 1991–1998.

Voor de GONZ graadmeters is geen maatlat in klassen ontwikkeld en een (ongestoorde) referentie bepaald, waarmee een beoordeling van de ecologische toestand volgens de KRW uitgevoerd kan worden. Er is wel een duidelijke relatie tussen de richting van de graadmeterwaarde en de menselijke belasting. GONZ is tot nu toe gebruikt om de waarden van de graadmeters voor verschillende wateren met elkaar te vergelijken of trends in de tijd te detecteren.

c) HET RIKSWATEREN ECOTOPEN STELSEL

Tot nu toe wordt het areaal van een ecotoop bepaald om de habitatdiversiteit en –arealen van het zoute water te beschrijven. Ook worden ecotopen gebruikt om effecten van maatregelen of ingrepen te bepalen, zoals de verdieping van de Westerschelde. Ecotopen zijn niet specifiek gericht op de soortengroep benthos, maar de habitat beïnvloedt het voorkomen van het benthos op een bepaalde locatie sterk. Per ecotoop wordt wel een beschrijving van de algemeen voorkomende en de bijzondere benthossoorten gegeven, maar er is nog geen ecologische beoordeling mee mogelijk. Om de ecotopen ook te kunnen gebruiken voor de beoordeling van de ecologische toestand van kust- en overgangswateren is het nodig dat:

- De ecologische kwaliteit van een ecotoop bepaald kan worden, bijv. op basis van de aanwezige soorten, dichtheden en biomassa. Er zijn al een aantal acties uitgevoerd om ook een kwaliteitsoordeel over het ecotoop te kunnen geven, zoals het koppelen van doelsoorten uit de natuurdoeltypen aan de ecotopen, maar er bestaat nog geen kwantitatieve beoordelingsmethode voor de ecologische kwaliteit van een ecotoop.

- Er een onderscheid mogelijk is tussen de natuurlijke variatie en dynamiek van habitats en de verandering van habitat als gevolg van menselijke ingrepen. Bijvoorbeeld, het ecotoop instabiele bodem kan ergens voorkomen als gevolg van bevissing of door de natuurlijke waterbeweging. De oorzaak voor de ligging van een ecotoop op een bepaalde locatie moet bekend zijn om een goede beoordeling van de ecologische toestand te kunnen maken.

Naast bovenstaande methoden wordt ook de triade methode toegepast voor de beoordeling van de waterbodempkwaliteit door middel van een combinatie van chemische analyses, ecologische veldwaarnemingen en ecotoxicologische laboratoriumtoetsen (bioassays).

4.2.2 Andere wetenschappelijke of buitenlandse graadmeters

Er zijn in de wetenschappelijke literatuur een aantal macrozoöbenthos-indexen, die mogelijk gebruikt kunnen worden voor de KRW maatlat. De indexen zijn gebaseerd op verschillende ecologische principes.

a) DIVERSITEITSINDEX

Deze index gaat uit van de soortendiversiteit als maat voor de ecologische toestand. Er bestaan verschillende diversiteitsindexen (bijv. Shannon-Wiener, Brillouin, Simpsons, Dominantie, Margalef, Menhinick, Simpson, Sheldon en Heip, zie b.v. Legendre & Legendre 1998). De benodigde invoergegevens voor de indexen (soortensamenstelling en abundantie) zijn parameters die verplicht voor de KRW gemonitord moeten worden. De Shannon-Wiener index is in GONZ kader gebruikt om de soortendiversiteit te bepalen.

b) OVERLEVINGSSTRATEGIE INDEX

Deze index gaat uit van verschuivingen tussen soorten op basis van overlevingsstrategie (r en K soorten) als gevolg van antropogene invloed. R soorten kenmerken zich door een snelle voortplanting en ontwikkeling (bijv. wormen). Door te investeren in voortplanting proberen zij het verdwijnen van de populatie te voorkomen. K soorten groeien en reproduceren langzaam en investeren meer in overlevingsmechanismen van het individu (bijvoorbeeld Wulk). Bij toenemende menselijke druk blijkt er zich over het algemeen in het ecosysteem een verschuiving voor te doen van K strategen naar r strategen. Vaak wordt de grootte van soorten gebruikt voor het onderscheid tussen r en K soorten. De ABC methode (of Warwick methode) (Warwick & Clark, 1994) is gebaseerd op de vergelijking tussen abundantie en biomassa van het benthos; een afname van de biomassa en toename van de abundantie van soorten duidt op verstoring. Ook de GONZ indicator Structuur gebruikt de lengte en gewicht van soorten om onderscheid te maken tussen r en K strategen (Lavaleye, 1999). Beukema (1988) heeft de ABC methode toegepast op macrozoöbenthos in het getijdegebied in de Waddenzee. De uitkomsten van de index zijn zeer variabel over ruimte en tijd en lijken niet een directe relatie te hebben met menselijke belasting. Ook natuurlijke verstoringen (bodemdynamiek als gevolg van stroming en golven of strenge winters) beïnvloeden de uitkomst van de index. De conclusie van Beukema (1988) is dat de ABC methode alleen als graadmeter voor antropogene invloed gebruikt kan worden, als een vergelijking met temporele en ruimtelijke controle-meetreeksen wordt gemaakt, die de natuurlijke variatie in de index beschrijven.

c) VOEDSELWEBGEBASEERDE INDEX

Deze index is gebaseerd op de voedselstrategie van macrozoöbenthos, welke beschreven wordt door verschillende functionele groepen, zoals filtreerders en sedimenteters. Door menselijke invloed (zoals eutrofiëring, organische verrijking, bioaccumulatie) verandert het voedselaanbod en voedselweb en dus de waarde van de index. De Infaunal Trophic Index (ITI), die ook binnen GONZ onderzocht is, is een voorbeeld van een voedselweb index. Er bestaat echter ook twijfel over de toepasbaarheid van de ITI index als ecologische graadmeter voor menselijke belasting. Maurer et al. (1999) stelt vast dat de ITI index zeer gevoelig is voor abiotische veranderingen, die ook een natuurlijke oorspong kunnen hebben, zoals waterdiepte, seizoensinvloeden en sedimentsamenstelling. Hierdoor is het moeilijk om verschil te kunnen maken tussen antropogene invloeden en natuurlijke gradiënten in het milieu.

d) INDEX OF MULTIVARIATE DISPERSIE

Deze index gaat uit van de veronderstelling dat de variabiliteit van de soorten-abundantie toeneemt als gevolg van menselijke druk (Warwick & Clarke 1993). De index meet dus niet de diversiteit of abundantie van soorten, maar juist de variabiliteit in soortenaantallen. Zo blijkt ook de variabiliteit in de soortendiversiteit volgens Shannon-Wiener significant toe te nemen bij toenemende menselijke druk.

e) BENTHIC BIODIVERSITY INDEX

De Benthic biodiversity index is een onderdeel van de Equation index (Ferreira, in prep.). De benthic biodiversity is gebaseerd op:

- Diversiteit van de benthische gemeenschap (op basis van aantallen soorten);
- Biomassa van de benthische gemeenschap;
- Verhouding tussen epifauna (soorten die op de bodem leven) en infauna (soorten die ingegraven zijn).

Op basis van de drie indicatoren is een beoordeling in 5 klassen mogelijk, zoals in onderstaande matrix (zie tabel 1) wordt beschreven. De beoordeling in de matrix is gebaseerd op de aanname dat:

- Een toename in diversiteit positief is;
- Een hoge biomassa negatief is als de diversiteit laag is;
- Een evenwichtige verhouding tussen epifauna (soorten die op de bodem leven) en infauna (soorten die ingegraven zijn) is positief.

Zo is in tabel 4.1 te zien dat bij de hoogste klasse de diversiteit hoog is (namelijk 2), de verhouding tussen epi en infauna goed tot redelijk is (de klassen 1 of 2) en dat de biomassa niet onderscheidend is voor de toekenning van de hoogste klasse (zowel klasse 0, 1 als 2 komen voor).

Het voordeel van deze benthic biodiversity index is dat er geen aantallen per soort bepaald hoeven te worden, hetgeen veel tijd en geld scheelt.

Tabel 4.1 – Matrix voor de beoordeling van de benthische biodiversiteit index (2 – beter; 0 – slechter). Op de x-as staan de verschillende cijfercombinaties, die mogelijk zijn.

Metric	Combination matrix								Grade
Biomass	2	2	1	1	0	0			Excellent (5)
Diversity	2	2	2	2	2	2			
Balance	2	1	2	1	2	1			
Biomass	2	1	0						Good (4)
Diversity	1	1	1						
Balance	2	2	2						
Biomass	2	1	0						Fair (3)
Diversity	1	1	1						
Balance	1	1	1						
Biomass	2	1							Low (2)
Diversity	0	0							
Balance	2	2							
Biomass	2	1	0	0	0				Bad (1)
Diversity	0	0	0	0	0				
Balance	1	1	2	1	0				
Biomass	2	2	2	1	1	1	0	0	Inapplicable
Diversity	2	1	0	2	1	0	2	1	
Balance	0	0	0	0	0	0	0	0	

f) ESTUARINE HEALTH INDEX

De index veronderstelt dat een verandering in de ecosysteem conditie of "health" terug te zien is in de compositie, soortendiversiteit en biomassa van een soortengemeenschap (Turpie, 1999)(zie tabel 4.2).

Tabel 4.2. Constructie van de biotische health indices met scorings richtlijnen.

Variable	Measurement	for example	Weight
1. Species richness	Estimated % of original species remaining <i>Scoring guideline: 100% = 100, 90% = 80; 80% = 65; 70% = 50, 60% = 35; 50% = 25; 40% = 17; 30% = 10; 20% = 5; 10% = 0</i>	90%	25
2a. Abundance	Estimated % of total biomass remaining	130%	
b. Community composition	Estimated % resemblance to original composition. <i>Scoring guideline: No change = 100%</i> <i>Original community totally displaced by opportunistic spp = 0%</i>	20%	
Weighted abundance	= b x c%	26%	75
Plant / Invertebrate / Fish / Bird community health score = weighted mean of 1 and 2		42%	

De index parameter waarden van de huidige conditie worden vergeleken met de referentiewaarden. De index is toepasbaar voor de soortengroepen macro-algen en angiospermen, benthos, vissen en vogels en maakt samen met een vijftal abiotieke indexen (hydrologie, hydrodynamiek, waterkwaliteit, menselijke verstoring) deel uit van een overall Estuarine health index.

g) EPA CLASSIFICATIE OP BASIS VAN 3 INDEXEN

De EPA heeft een classificatie ontwikkeld, die gebaseerd is op de uitkomsten van 3 indexen; de Farrell Biotische index (gebaseerd op verschillen in tolerantie van marine benthossoorten voor vervuiling, Farrell, 1992), het totaal aantal taxa en de aantallen amphipode en caridean shrimptaxa (garnalen en steurgarnalen) (zie tabel 4.3)

Tabel 4.3. Stappenplan om op basis van de uitkomsten van 3 indices (BI: Biotic index, totaal aantal taxa, aantallen amphipode en caridean shrimptaxa) tot een beoordeling in 5 klassen te komen.

STEP 1: Assign points for each of three metrics from a sweep sample.					
Polyhaline (21 ppt to seawater)					
Points	5	4	3	2	1
BI	≥ 2.6	2.59 - 2.5	2.49 - 2.01	2.0 - 1.91	≤ 1.9
Total Taxa	≥ 95	94 - 86	85 - 69	68 - 60	< 60
Amphipods & Caridean Shrimp	≥ 21	20 - 18	17 - 13	12 - 10	9 - 0
Mesohaline (8 ppt to 20 ppt)					
Points	5	4	3	2	1
BI	≥ 2.2	2.2 - 2.16	2.15 - 1.96	1.95 - 1.9	< 1.9
Total Taxa	≥ 38	37 - 32	31 - 24	23 - 18	17 - 0
Amphipods & Caridean Shrimp	≥ 8	7	6 - 5	4	3 - 0
STEP 2: Sum points. This will yield a number between 3 and 15.					
STEP 3: Check for Bonus Point conditions. Add 2 points to score if one or more of the following conditions occurred: 1) Homogeneous habitat, 2) consistently high wave action, 3) very high (>26 ppt/yr) salinity fluctuations.					
STEP 4: Assign Bioclassification.					
Bioclassification	Points				
No Impact	13-15				
Slight Impact	11-12				
Moderate Impact	8-10				
Elevated Impact	6-7				
Severe Impact	3-5				

De classificatie moet nog wel gevalideerd worden. De meetgegevens van drie verschillende locaties (referentie, intermediate impact on the basis of nonpoint sources, impacted on the basis of urban sources) zijn in de indexen ingevuld en vervolgens is er een indeling in 5 klassen afgeleid.

(Bron: www.epa.gov/ost/biocriteria/States/estuaries/nc.pdf)

4.3 OORZAAK-EFFECT ANALYSE

Zoals beschreven in paragraaf 4.1 geeft macrozoöbenthos over verschillende aspecten of processen van het ecosysteem informatie, zoals de voedselbeschikbaarheid en nutriëntenrijkdom van het systeem, de habitatdiversiteit en de morfologie van het systeem. Ook spelen de verschillende processen op verschillende tijds- en ruimtelijke schalen. Daarom zijn er verschillende beoordelingsmethoden voor de verschillende ecologische processen en de oorzaak-effect relaties nodig. Een overzicht van beschikbare graadmeters staat beschreven in de vorige paragraaf. Ook de ruimtelijke en temporele schaal van benodigde meetgegevens verschilt per beoordelingsmethode (zie paragraaf 1.6).

4.4 KLASSENGRENZEN

Deze paragraaf gaat in op de definitie van klassengrenzen in de beoordeling van zoute en brakke wateren op basis van macrozoöbenthos. De KRW schrijft een maatlat voor in vijf klassen (zie tabel 4.4).

Tabel 4.4 Definities voor de vijf klassen van de KRW voor benthische ongewervelde fauna in overgangs- en kustwateren.

	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht
Overgangs- en kustwateren	Diversiteit en abundantie van ongewervelde taxa blijven binnen de grenzen die normaal zijn voor de onverstoorde staat. Alle voor verstoring gevoelige taxa die normaal zijn voor de onverstoorde staat zijn aanwezig.	Diversiteit en abundantie van ongewervelde taxa liggen enigszins buiten de grenzen die normaal zijn voor de typespecifieke omstandigheden. De meeste gevoelige taxa van de typespecifieke gemeenschappen zijn aanwezig.	Diversiteit en abundantie van ongewervelde taxa liggen matig buiten de grenzen die normaal zijn voor de typespecifieke omstandigheden. Er zijn taxa aanwezig die wijzen op verontreiniging. Vele gevoelige taxa van de typespecifieke gemeenschappen ontbreken.	Wateren die tekenen van sterke wijzigingen vertonen in de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam en waarin de relevante biologische gemeenschappen sterk afwijken van wat normaal is voor dat type oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat	Wateren die tekenen van zeer sterke wijzigingen vertonen in de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type waterlichaam en waarin grote delen van de relevante biologische gemeenschappen die normaal zijn voor dat type waterlichaam in onverstoorde staat ontbreken

De klassengrenzen in tabel 4.4 zijn stressor afhankelijk; door een toename van de menselijke druk (in de vorm van toenemende nutriëntenbelasting, verstoring van de bodemmorfologie of verandering van habitats) zal de samenstelling, abundantie en biomassa van benthos veranderen. Naarmate de benthose gemeenschappen meer verschillen van de referentie of zeer goede toestand wordt de beoordeling slechter.

Er komen ook van nature klassengrenzen langs milieugradiënten voor, doordat de sturende abiotische variabelen variëren in tijd en ruimte. Het is mogelijk deze

klassengrenzen niet in de maatlat, maar in de typologie worden meegenomen, aangezien deze klassengrenzen niet door menselijke invloed zijn ontstaan maar van nature al voorkwamen (zie ook omgekeerd pyramidemodel van Alterra, dat samenhang tussen typologie, referentie en beoordeling beschrijft). Dit punt sluit aan bij de vereiste aanpassing van het ecotopenstelsel, zodat een onderscheid mogelijk is tussen de milieugradiënt, die van nature aanwezig is, en de verandering van ecotopen als gevolg van menselijke ingrepen (zie paragraaf 4.2.1.) (bijvoorbeeld de invloed van visserij op de bodem).

Het merendeel van de beschreven graadmeters heeft geen indeling in 5 klassen. Wel geven de graadmeters een kwantitatieve waarde en is de relatie tussen de graadmeterwaarde en de menselijke belasting bekend (waarde neemt toe of af bij toenemende antropogene invloed).

4.5 REFERENTIES

Onderstaand worden de verschillende mogelijke bronnen van informatie voor de definitie van referenties voor kust- en overgangswateren besproken.

4.5.1 Vergelijkbare wateren in binnen of buitenland

Een goede ruimtelijke referentie (vergelijkbaar water binnen of buiten Nederland) is niet beschikbaar. In de Ecosysteemvisie Delta (LNV, 1994) is de Elbe als referentie genoemd, maar dit estuarium kwam bij een onderzoek waarbij de uitkomsten van de Equation index bij estuaria op mondiale schaal vergeleken werden juist als een zwaar beïnvloed estuarium naar voren (Ferreira, in prep.).

4.5.2 Historische gegevens

Er zijn een aantal studies beschikbaar waarin de beschikbaarheid van historische gegevens over benthos is onderzocht. Deze worden hieronder beschreven.

a) AMOEBE

De referentiewaarde van de AMOEBE beschrijft een min of meer onbeïnvloede situatie, die vergelijkbaar zou zijn met de toestand rond 1930. In tabel 4.5 wordt beschreven welke gegevens de basis vormen voor de bepaling van de referentie voor de macrozoöbenthos doelvariabelen. Hieruit blijkt dat voor het merendeel van de soorten geen of onbetrouwbare historische gegevens beschikbaar zijn. De referentie van deze soorten is bepaald op basis van de oudst betrouwbare gegevens (ca. 1980), die gecorrigeerd worden voor antropogene invloed. Alleen voor de purperslak zijn gegevens uit de periode 1930-1940 gebruikt voor de referentie.

Tabel 4.5. Overzicht van bepaling referentiewaarde voor de macrozoöbenthos doelvariabelen van de AMOEBE (Baptist & Jagtman 1997).

Doelvariabele	Eenheid	Referentie	Historische gegevens beschikbaar?
Kokkelbank	Hectare litorale gebieden met meer dan 50 kokkels/ m ²	Inschatting oppervlak in onbeïnvloede situatie op basis van recente gegevens en expert-judgment	Geen langjarige meetreeksen beschikbaar
Wilde mosselbank	Hectare in litoraal op natuurlijke wijze ontstaan	Onduidelijk (gebruik van historische gegevens, die niet beschikbaar zijn)	Geen langjarige meetreeksen beschikbaar
Noordkromp	% onbeschadigde groeiingen	Geen schade door visserij, dus 100% onbeschadigde ringen	Geen langjarige meetreeksen beschikbaar
Nonnetje	Aantallen/m ² in	Inschatting op basis van	Meetreeksen beschikbaar

	litoraal	dichtheidsverloop in afgelopen 20 jaar	vanaf 1985, historische gegevens zijn onbetrouwbaar
Purperslak	Aantallen/m ² in watersysteem	Inschatting op basis van oude gegevens uit 1930-1940 van strandwerkgroep	Geen langjarige meetreeksen beschikbaar
Heteromastus	Gram asvrij drooggewicht/m ²	Inschatting aan de hand van recente gegevens gecorrigeerd voor antropogene beïnvloedingen	Meetreeks beschikbaar vanaf 1985
Garnaal	Aantal (per duizend) per standaardtrek van het RIVO	Inschatting op basis van oudste bekende omstandigheden (1980-1982)	Meetreeks beschikbaar vanaf 1980

b) GONZ GRAADMETER ONTWIKKELING NOORDZEE

De GONZ graadmeters voor macrozoöbenthos zijn berekend met meetgegevens vanaf 1991 tot aan 1998, een periode met significante menselijke belasting. In een studie naar ecologische kwaliteits-doelstellingen voor de benthische gemeenschap in de Noordzee (de Boer et al., 2001) is onderzocht of er referentiewaarden voor de GONZ graadmeters soortendiversiteit en structuur afgeleid kunnen worden. De conclusie is dat er geen referentie afgeleid kan worden vanwege een gebrek aan geschikte historische gegevens uit een periode met geen of weinig menselijke belasting. De bruikbare meetreeksen geven geen onverstoorde toestand weer.

c) LANGJARIGE MEETREEKSEN

Het is voor het bepalen van de referentiewaarde van de verschillende indexen wel van belang dat de gegevens op dezelfde wijze verzameld zijn. Daarom zijn historische gegevens van zeer lang geleden vaak niet bruikbaar. In de eerste plaats weet men niet hoe ze bepaald zijn en wat de betrouwbaarheid ervan is. In de tweede plaats weet men van dat historische jaartal niet hoe de ecologische toestand op dat moment was ten opzichte van de meerjarige cycli, die in zoute wateren voorkomen.

Daarom zijn voor het bepalen van de referentiewaarde van indexen gegevens van zeer lang geleden ongeschikt. Hiervoor moeten gestandaardiseerde monitoringgegevens van recentere datum gebruikt worden, waarvan men wel weet hoe de waarden bepaald zijn. Dit betekent dat voor de Waddenzee gegevens vanaf de j1968/69 beschikbaar zijn en voor de Delta gegevens vanaf 1990. Er was toen wel al sprake van negatieve menselijke invloed op het systeem. Door middel van expert-judgement moet de mate van negatieve invloed bepaald worden en ingeschat worden wat de index waarde van een ongestoorde toestand zou moeten zijn.

4.5.3 Autoecologie van soorten

Van de AMOEBE soorten zijn rapporten met ecologische profielen beschikbaar. Ook van andere benthossoorten bestaat literatuur over de habitateisen. Deze gegevens zijn in principe bruikbaar om informatie over referentiewaarden te verzamelen. Hierbij wordt de kanttekening gemaakt dat er in zoute wateren een grote diversiteit aan benthossoorten bestaat met per soort verschillende habitateisen. De grote diversiteit aan soorten zal leiden tot een brede gradiënt aan habitateisen. Deze brede gradiënt aan habitateisen betekent voor de vaststelling van de referentie, dat de waarden van de abiotieke parameters een

grote bandbreedte zullen hebben. Een oplossing is mogelijk de referentie per habitat op te stellen.

4.5.4 Procedure voor het invullen van referentietypen

De meest kansrijke methode voor het invullen van referentietypen is het gebruik van vroegere, gestandaardiseerde monitoringgegevens in combinatie met expert-judgement. Aangezien er toen al sprake was van menselijke beïnvloeding is een inschatting over de mate van menselijke belasting op basis door deskundigen nodig. Op basis daarvan worden de waarden van de parameters of indicatoren bepaald, die bij een ongestoorde referentietoestand zonder menselijke invloed horen. Ook de inzet van bepaalde modellen kan voor het invullen van de referentie van nut zijn.

4.6 BESCHIKBAARHEID VAN MONITORINGGEGEVENS

Er zijn drie monitoringnetwerken die op benthos gericht zijn. De netwerken verschillen wat betreft doel, locatie, ruimtelijke dichtheid, meetfrequentie en tijdschaal. Het is mogelijk dat de door de monitoring verworven kennis over het fysieke systeem in de toekomst gebruikt kan worden om een beoordelingssysteem te ontwikkelen:

- Monitoring van de biomassa en gemeenschapsstructuur van macrozoobenthos sinds de jaren 70 op 2-3 locaties in de Waddenzee. De monitoring is gericht op het bepalen van trends in eutrofiëring en het onderscheiden tussen trends en ruis in metingen. De monitoringgegevens zijn tot nu toe alleen voor onderzoeksdoeleinden gebruikt, maar de verworven kennis over de relatie tussen biomassa en gemeenschapsstructuur van macrozoobenthos en eutrofiëring kan mogelijk in de toekomst wel gebruikt worden voor de ontwikkeling van een maatlat.
- Monitoring sinds begin jaren '90 in kustgebied in het zuidwesten van Nederland (Wester- en Oosterschelde, Veerse meer en Grevelingenmeer). De gegevens van dit meetnet worden gebruikt om de morfologische en ecologische effecten van de verdieping van de Westerschelde te bepalen. Dit meetnet heeft een hogere ruimtelijke dichtheid dan de monitoring in de Waddenzee. Aangezien de tijdschaal van de morfologische processen ook langer is dan van eutrofiëringsprocessen, is langdurigere monitoring noodzakelijk voor het aantonen van effecten.
- Monitoring sinds begin jaren 90 in de Noordzee. De gegevens uit dit meetnet zijn gebruikt voor GONZ (Graadmeter ontwikkeling Noordzee, Kabuta & Duijts, 2000).

Alle eerder genoemde graadmeters kunnen met de bestaande Nederlandse macrozoobenthos monitoringgegevens ingevuld worden.

4.7 BESCHIKBARE MODELLEN

Modellen simuleren (een deel van) de oorzaak-effect keten van menselijke activiteit tot ecologische effecten. De ecologische effecten komen tot uitdrukking in de uitkomst van de graadmeter. Modellen kunnen gebruikt worden om het effect van maatregelen mee te bepalen (wat is het effect van een vermindering van emissies op de soortenaantallen) of om een ongestoorde referentie mee te bepalen. Ten aanzien van de referentie kan zowel de ecologie voorspeld

worden op basis van een ongestoorde abiotiek (bijv. achtergrondgehalten van nutriënten) als de habitat en waterkwaliteit die horen bij de kritische soorten in een ongestoorde situatie. Modellen die gericht zijn op de voorspelling van macrozoöbenthos zijn:

- Habitat Geschiktheids Index modellen, die de abiotieke eisen en voorkeuren van soorten beschrijven. Deze HGI modellen kunnen ontwikkeld worden op basis van de abiotieke eisen, mits voldoende kwantitatieve informatie beschikbaar is. Door koppeling van een GIS model met een beschrijving van habitats en HGI modellen van benthossoorten kan voorspeld worden welke soorten waar op de zeebodem voorkomen.
- Modellen gebaseerd op statistische regressie van monitoringgegevens van de Westerschelde. Deze modellen geven de kans op gemiddelde voorkomen, biomassa en dichtheid van een soort aan. (Modellen zijn nog in ontwikkeling.)

4.8 CONCLUSIES

In tabel 4.6 worden de eigenschappen van de beschreven graadmeters of indicatoren voor macrozoöbenthos samengevat.

Tabel 4.6 Samenvatting van de eigenschappen van de mogelijke KRW graadmeters of indicatoren voor macrozoöbenthos.

graadmeter	indicator	Referentie	5 klassen	oorzaak-effect	geschiktheid voor KRW
AMOEBE	Abundantie van 7 doelsoorten ten opzichte van een referentie of streefwaarde	Voor meeste soorten op basis van oudst betrouwbare gegevens (ca. 1980), gecorrigeerd voor antropogene invloed. Voor purperslak gebruik van gegevens uit 1930-1940	Ja, voor waterdialoog. Check nodig of klassengrenzen voldoen.	Relatie bekend	check op referentie en ontwikkeling klassenindeling nodig
GONZ	4 graadmeters: 1) Soortendiversiteit op basis van Shannon-Wiener 2) Populatie op basis van populatieomvang van <i>Spisula subtruncata</i> 3) Structuur op basis van verhouding van r- en K-strategen 4) Trofische structuur op basis van Infaunal Trophic Index	Nee; geen beoordeling, wel beschrijving van graadmeters	Nee; geen beoordeling, wel beschrijving van graadmeters	Relatie tussen richting van graadmeter en toeneemende antropogene invloed is bekend, maar precieze oorzaak van effect op graadmeter is niet altijd duidelijk	aanpassing van beschrijvend naar beoordelingsinstrument nodig door referentie en klassenindeling te ontwikkelen

Ecotopen	Beschrijving van arealen van habitats	Nee; vooral beschrijving van hydromorfologie (geen ecologische beoordeling)	Nee; geen beoordeling, wel beschrijving van habitats	Ja, abiotieke randvoorwaarden zijn bekend	aanpassing van beschrijvend naar beoordelingsinstrument nodig door bepaling van ecologische kwaliteit van ecofoon en bepaling van referentie voor arealen en kwaliteit en indeling in 5 klassen
Diversiteitsindexen	Index gebaseerd op soortendiversiteit. Er bestaan verschillende diversiteitsindexen.	Nee (nog niet), daarvoor zijn gegevens nodig van ongestoorde toestand	Nee	Relatie tussen richting van graadmeter en toenemende antropogene invloed is bekend, maar precieze oorzaak van effect op graadmeter is niet altijd duidelijk	aanpassing van beschrijvend naar beoordelingsinstrument nodig door referentie en klassenindeling te ontwikkelen
Overlevingsstrategie index	Index gebaseerd op verschuivingen tussen soorten op basis van overlevingsstrategie (r en K soorten)	Nee (nog niet), daarvoor zijn gegevens nodig van ongestoorde toestand	Nee	Niet altijd duidelijk onderscheid tussen effect van natuurlijke milieugradiënt en antropogene invloed	aanpassing van beschrijvend naar beoordelingsinstrument nodig door referentie en klassenindeling te ontwikkelen
Voedselweb-index	Infaunal Trophic Index (ITI) gebaseerd op voedselstrategie van soorten	Nee (nog niet), daarvoor zijn gegevens nodig van ongestoorde toestand	Nee	Niet altijd duidelijk onderscheid tussen effect van natuurlijke milieugradiënt en antropogene invloed	aanpassing van beschrijvend naar beoordelingsinstrument nodig door referentie en klassenindeling te ontwikkelen
Index of multivariate dispersie	toename van variabiliteit van soortenabundantie	Nee (nog niet), daarvoor zijn gegevens nodig van ongestoorde toestand	Nee	Variabiliteit neemt toe bij toenemende menselijke druk. Of precieze oorzaak van effect op graadmeter duidelijk is, is nog de vraag	Index is nog relatief onbekend, aanpassing van beschrijvend naar beoordelingsinstrument nodig door referentie en klassenindeling te ontwikkelen
Benthic biodiversity index	Index is gebaseerd op: 1) Diversiteit van de benthische gemeenschap (op basis van aantallen soorten) 2) Biomassa van de benthische gemeenschap 3) Verhouding tussen epifauna en infauna	Geen kwantitatieve referentie van ongestoorde toestand, wel beschrijving van hoogste klasse op basis van hoge soortendiversiteit en goede verhouding tussen epi- en infauna	Ja, indeling in 5 klassen op basis van matrix met beoordeling diversiteit, biomassa en verhouding epi/infauna	Relatie tussen richting van graadmeter en toenemende antropogene invloed is bekend, maar precieze oorzaak van effect op graadmeter is niet altijd duidelijk	Index is nog relatief onbekend, aanpassing van beschrijvend naar beoordelingsinstrument nodig door referentie en klassenindeling te ontwikkelen

Estuarine health index	Index gebaseerd op 1) compositie 2) soortendiversiteit 3) biomassa Index maakt deel uit van overkoepelende Estuarine health index	Index maakt gebruik van referentie voor beoordeling. Hiervoor zijn dan nog wel gegevens nodig van ongestoorde toestand	Nee, wel kwantitatieve beoordeling van 0-100%	Relatie tussen richting van graadmeter en toenemende antropogene invloed is bekend, maar precieze oorzaak van effect op graadmeter is niet altijd duidelijk	Index is nog relatief onbekend, nog wel bepaling referentie en indeling in 5 klassen nodig
EPA classificatie	Classificatie gebaseerd op: 1) Biotische index 2) totaal aantal taxa 3) aantallen amphipode en caridean shrimp-taxa	Ja, referentie is afgeleid op basis van meetgegevens van ongestoorde referentie	Meetgegevens van 3 locaties (referentie, intermediaire beïnvloeding en sterke beïnvloeding) zijn in de indexen ingevuld en is een indeling in 5 klassen afgeleid	Relatie tussen richting van graadmeter en toenemende antropogene invloed is bekend, maar precieze oorzaak van effect op graadmeter is niet altijd duidelijk	Index is nog relatief onbekend, nog wel validatie van classificatie nodig. Voor Nederlandse situatie moet referentie nog ontwikkeld worden en is een check op de indeling in 5 klassen nodig.

Zoals in tabel 4.6 beschreven is voor benthos geen enkele index of indicator direct bruikbaar als maatlat voor de KRW. De meeste geaggregeerde indexen van gemeenschapskenmerken, zoals de diversiteitsindex, voedselweb of overlevingsstrategie index, worden vooralsnog binnen wetenschappelijke kringen toegepast en zijn nog niet gebruikt als beleidsinstrument voor de beoordeling van wateren. Een aandachtspunt bij de geaggregeerde indexen is de relatie tussen oorzaak en effect: geeft de index duidelijk en betrouwbaar aan wat de oorzaak is van een verandering in de indexwaarde? Een verschuiving van K naar r soorten geeft aan dat er sprake is van verstoring, maar is ook duidelijk wat de oorzaak is van de verstoring.

Naast de geaggregeerde indexen bestaan er beoordelingsinstrumenten, die gebruik maken van een beperkte set van indicatorsoorten, zoals de AMOEBE. Aangezien er gewerkt wordt met indicatorsoorten (soorten die indicatief zijn voor een bepaald proces of een bepaalde antropogene invloed), is de relatie tussen oorzaak en effect vaak duidelijker dan bij de geaggregeerde indexen. Hierbij moet wel rekening gehouden worden met het feit dat kennis over soorten evolueert. Bepaalde aannames over soorten op basis van wetenschappelijke literatuur hoeven niet altijd overeen te komen met het gedrag van een soort in de veldsituatie (Baptist & Jagtman, 1997).

Een nadeel bij de beoordeling op basis van soorten is de gevoeligheid van deze methode voor natuurlijke fluctuaties in soortenaantallen. Kust- en overgangswateren zijn zeer dynamische systemen, waarin door de dynamiek tussen seizoenen en jaren grote verschillen in soortenaantallen per jaar op kunnen treden. Gemeenschapsindexen, die soortgegevens aggregeren, zijn over het algemeen minder gevoelig voor de natuurlijke variatie in het watersysteem. Dit betekent niet dat bij geaggregeerde indexen het onderscheid tussen de natuurlijke variatie en antropogene invloed altijd duidelijk is, aangezien ook de indexen voor voedselweb en overlevingsstrategie gevoelig blijken te zijn voor natuurlijke veranderingen (Beukema, 1988, Maurer et al., 1999). De grote dynamiek en natuurlijke variatie in kust- en overgangswateren kunnen beteke-

nen dat het effect van relatief kleine menselijke ingrepen ten onder zal gaan in de brede ruis van wat van nature al voorkomt. Alleen grote ingrepen (zoals calamiteiten) zullen waarschijnlijk leiden tot een duidelijk effect in de uitkomst van de maatlatten.

Een mogelijkheid om de voordelen te gebruiken en nadelen te vermijden is om zowel geaggregeerde indexen als indicatorsoorten te gebruiken voor de ecologische beoordeling. Een verandering in de indexwaarden duidt op een ecologisch effect. Door vervolgens de aantallen indicatorsoorten te analyseren, kan geprobeerd worden de oorzaak van het effect te achterhalen. Voor beide typen graadmeters worden de benodigde monitoringgegevens van soorten en aantallen verzameld.

Op basis van voorgaande informatie worden de volgende acties voor de ontwikkeling van een KRW maatlat voor de soortengroep macrozoöbenthos voorgesteld:

- Keuze maken welke indexen verder ontwikkeld worden als onderdeel van de KRW maatlat voor benthos. Criteria om deze keuze te maken zijn onder andere:
 - Onderscheidend vermogen tussen natuurlijke variatie en antropogene invloed;
 - Beschikbaarheid van gegevens of informatie om een ongestoorde referentie te ontwikkelen;
 - Indicatieve waarde voor verschillende vormen van menselijke druk;
 - Beschikbaarheid van gegevens (naar verwachting zijn de benodigde gegevens over soorten, aantallen en biomassa voor de beschreven indexen beschikbaar);
 - Beschikbaarheid van modellen (o.a. voor vaststellen van referentie en/of het effect van maatregelen);
 - Wat zijn de lessen die uit het GONZ project getrokken kunnen worden, waarbij graadmeters, zoals Shannon-Wiener, de ITI index en de verhouding tussen r en K strategen, toegepast zijn op de Noordzee?
- Na keuze index of graadmeter verder ontwikkelen door:
 - Ontwikkeling referentie met behulp van vroegere, gestandaardiseerde monitoringgegevens in combinatie met expert-jugement en/of modellen;
 - Indeling in 5 klassen volgens KRW definities in tabel 4 op basis van expert-jugement, monitoringgegevens en/of modellen;
 - Calibratie en validatie van graadmeters met monitoringgegevens.

5 Discussie en conclusies

Dit rapport is een verkenning naar geschikte maatlatten voor kust- en overgangswateren om te voldoen aan de KRW. Deze verkenning vormt de basis voor keuzes over welke maatlat wordt gekozen voor verdere ontwikkeling, hoe de referentie bepaald wordt en hoe de gekozen maatlatten KRW-bestendig worden gemaakt.

5.1 MAATLATTEN

Voor de Nederlandse kust- en overgangswateren zijn er tot nu toe geen maatlatten voor fytoplankton, macroalgen en angiospermen en macrozoöbenthos ontwikkeld en toegepast die aan de KRW eisen voldoen. De maatlatten hebben niet de vereiste ongestoorde referentietoestand en indeling in 5 klassen. Er zijn een aantal buitenlandse maatlatten beschreven, die in de desbetreffende landen voor de KRW ontwikkeld zijn en welke wel voldoen aan de eis van een referentie en een indeling in 5 klassen. Indien er voor wordt gekozen om met deze maatlatten verder te gaan, dan zal nader naar de geschiktheid van de buitenlandse maatlatten voor Nederlandse wateren gekeken moeten worden.

De verkenning laat twee groepen maatlatten zien:

- maatlatten gebaseerd op een of meerdere indicatorsoorten (zoals AMOEBE-soorten, plaagalgen, zeegras); de abundantie, biomassa of bedekking van een bepaalde soort geeft een indicatie van de ecologische toestand;
- maatlatten die gegevens over soorten aggregeren tot ecosysteemkenmerken (zoals indexen voor diversiteit, voedselweb, overlevingsstrategie voor benthos); een verandering in deze kenmerken is een signaal voor negatieve antropogene invloed.

Beide groepen maatlatten hebben voor- en nadelen. Bij geaggregeerde indexen is het achterhalen van de oorzaak van het effect op de indexwaarde vaak moeilijker dan bij maatlatten met soorten die indicatief zijn voor een bepaalde menselijke invloed. Een nadeel bij de beoordeling op basis van soorten is de gevoeligheid van deze methode voor natuurlijke fluctuaties in aantallen van een bepaalde soort. Door de dynamiek tussen seizoenen en jaren kunnen grote verschillen in aantallen optreden. Aangezien gemeenschapsindexen gegevens van een groot aantal soorten aggregeren, zullen zij naar verwachting minder gevoelig zijn voor de natuurlijke fluctuatie in soortenaantallen. Dit betekent niet dat bij geaggregeerde indexen het onderscheid tussen de natuurlijke variatie en antropogene invloed altijd duidelijk is. Ook indexen voor voedselweb en overlevingsstrategie blijken gevoelig voor natuurlijke veranderingen (zie hoofdstuk over macrozoöbenthos). Een grote mate van dynamiek en natuurlijke variatie is kenmerkend voor kust- en overgangswateren. Hierdoor kan het effect van relatief kleine menselijke ingrepen ten ondergaan in de brede ruis van natuurlijke fluctuaties. Alleen grote ingrepen (zoals de bouw van grote infrastructurele werken of grote calamiteiten) zullen waarschijnlijk leiden tot een duidelijk effect in de uitkomst van de maatlatten. Hiermee zal bij de ontwikkeling van maatlatten voor zoute wateren rekening gehouden moeten worden.

In het kader van GONZ (Graadmeter Ontwikkeling Noordzee) (Kabuta & Duijts, 2000) zijn een aantal geaggregeerde indexen toegepast op de beschikbare monitoringgegevens van macrozoöbenthos in de Noordzee, zoals de Shannon-Wiener index voor soortendiversiteit, de ITI-index voor de trofische structuur en de verhouding tussen r- en K-strategen. Lessen uit dit project

zouden moeten worden meegenomen bij de keuze en ontwikkeling van maat-latten voor de KRW. Zo bleek onder meer dat:

- De indexen relatief weinig veranderden over tijd en ruimte. Een oorzaak hiervoor is waarschijnlijk de relatief korte periode (1990-1998) die is bepaald met weinig verandering in menselijke belasting. Gezien de relatief grote natuurlijke variatie waren antropogene effecten niet duidelijke te onderscheiden.
- De indexen geen duidelijke oorzaak voor een verandering in waarde aangeven. Met name de beheerders hadden wel behoefte aan een instrument dat informatie geeft over oorzaken en mogelijke maatregelen.

5.2 REFERENTIE

Bij de ontwikkeling van de AMOEBE is een min of meer ongestoorde referentietoestand voor de verschillende soortengroepen afgeleid:

- Bij fytoplankton beschrijft de referentie de toestand rond 1930. De referentie is bepaald met behulp van een geconstrueerde natuurlijke situatie, die is afgeleid door middel van modellen. Hierbij is het natuurlijke achtergrondgehalte aan nutriënten als invoer gebruikt. Deze is bepaald door het geschatte antropogene aandeel af te trekken van de huidige nutriëntenbelasting.
- De referentie voor macrozoöbenthos beschrijft ook de situatie rond 1930 en is voor de meeste AMOEBE-soorten bepaald op basis van de oudst betrouwbare monitoringgegevens (ca. 1980), gecorrigeerd voor antropogene invloed. Alleen voor de purperslak zijn gegevens uit de periode 1930-1940 gebruikt voor de referentie. Voor het merendeel van de soorten zijn geen of onbetrouwbare historische gegevens beschikbaar. De referenties van deze soorten zijn gebaseerd op kennis van deskundigen.
- De referentie voor zeegras is niet gebaseerd op de situatie rond 1930, maar op de reëel geachte mogelijkheden tot herstel van de overgangszone middels gericht beheer (de potentie). De reden hiervoor is dat volledig herstel van de arealen rond 1930 niet reëel worden geacht vanwege de negatieve invloed van de grote waterstaatkundige werken, zoals de Afsluitdijk en de Deltawerken. Daarom is gekozen voor het maximaal mogelijke herstel binnen de randvoorwaarden van de huidige inrichting. De schatting van de potentie is gebaseerd op expert-judgement. In KRW termen lijkt deze referentietoestand op het maximaal ecologisch potentieel: een referentie voor sterk veranderde wateren, waarbij bepaalde onomkeerbare hydromorfologische veranderingen worden verwerkt.

Bij de uiteindelijke vaststelling van de referentietoestand voor de KRW zou tussen de verschillende soortengroepen overeenstemming moeten bestaan over de mate van menselijke beïnvloeding, die acceptabel wordt geacht voor de ongestoorde toestand. Als de referenties per soortgroep niet consistent zijn in de mate van menselijke beïnvloeding, dan zal ook de ecologische beoordeling van de huidige toestand niet op elkaar aansluiten. Bijvoorbeeld, als bij fytoplankton de referentie gebaseerd wordt op natuurlijke achtergrondconcentraties en bij zeegras op de huidige inrichting van de wateren, dan bestaat de kans dat de ecologische beoordeling van de huidige toestand voor fytoplankton slechter zal scoren dan voor zeegras. Aangezien de beoordeling van de ecologi-

sche toestand volgens de KRW gebaseerd is op slechtste score van de verschillende soortengroepen, kan de keuze voor een afwijkende referentietoestand de uitkomst van de totale beoordeling beïnvloeden.

De mate van acceptabele menselijke beïnvloeding bepaalt de 'strengheid' van het ecologische beoordelingsstelsel en hiermee ook de beleidsdoelstellingen van de watersystemen in kwestie. Een strenge referentie met weinig menselijke invloed kan betekenen dat veel als natuurlijke aangewezen wateren de KRW doelstelling voor 2015 (de Goede Ecologische Toestand die in lichte mate mag afwijken van de referentie) niet zullen halen. Bij een referentie met veel menselijke belasting bestaat het risico dat het beoordelingsinstrument relatief ongevoelig wordt voor antropogene invloeden, aangezien veel negatieve effecten al in de referentie verwerkt zijn. Dit kan een probleem vormen in de dagelijkse praktijk van de beheerder; de ecologische toestand van zijn waterlichaam gaat achteruit, maar zijn beoordelingsstelsel geeft geen signaal af. Tenslotte zijn ook de gekozen referentietoestanden in het buitenland van belang voor Nederland. Als uit de internationale intercalibratie blijkt dat de Nederlandse referenties te veel afwijken van de referenties in Engeland, Duitsland en Vlaanderen, dan zal Nederland naar verwachting zijn referentie aan moeten passen. Door de verschillende voor- en nadelen af te wegen zal door de deskundigen een voorstel voor een bepaalde referentie gemaakt moeten worden. De Regionale Directies van Rijkswaterstaat zullen de uiteindelijke beslissing nemen voor de invulling van hun gebied.

De in de verkenning voorgestelde methoden om een referentie af te leiden bestaan voor de verschillende soortengroepen uit een combinatie van:

- gestandaardiseerde monitoringgegevens of betrouwbare historische informatie,
- expert-judgement en
- modellen.

Door middel van expert-judgement wordt geprobeerd om de mate van menselijke belasting te schatten op het moment dat de vroegste, betrouwbare gegevens over soorten beschikbaar zijn (bijv. macrozoöbenthosmonitoring vanaf 1970 in de Waddenzee).

5.3 VERVOLGSTAPPEN

Uit voorgaande kunnen de volgende vervolgstappen worden afgeleid om tot een keuze voor graadmeters en referenties te komen:

- Keuze voor één of meerdere graadmeters, die gebruikt zullen worden voor de KRW op basis van een aantal criteria, zoals:
 - mate waarin graadmeter voldoet aan eisen KRW (gebaseerd op soortensamenstelling en aantallen, 5 klassen, referentie);
 - relatie tussen uitkomst graadmeter en antropogene oorzaak;
 - beschikbaarheid van monitoringgegevens;
 - de dichtheid van het net van monsterpunten,
 - mogelijke koppeling met modellen.
 - het detailniveau, gebaseerd op de schaal van de gebieden.
 Voordat een keuze tussen graadmeters gemaakt kan worden, zullen nog enkele kennishiaten of vragen ingevuld moeten worden, die noodzakelijk zijn om een gefundeerde keus te kunnen maken (zoals beschreven in de conclusies van de verkenning per soortgroep);
- Selectie van acceptabele mate van menselijke belasting in de referentietoestand en keuze voor informatiebron om referentietoestand vast

te stellen (modellen, historische gegevens, expert-judgement). De keuze ten aanzien van de referentie zouden tussen de soortengroepen afgestemd moeten worden. In de praktijk zal ook een set van referentiepunten bemonsterd moeten worden, waarna de hier gemeten waarden de basis zullen vormen voor verdere invulling van de referentiewaarden;

- Indeling in 5 klassen op basis van klassendefinities in de KRW. De klassenindeling zal tussen de verschillende soortengroepen afgestemd moeten worden.

6 Literatuur

- Baptist, H.J.M. & E. Jagtman, 1997. De AMOEBES van zoute wateren. Watersysteemverkenningen 1996. Rapport RIKZ-97.027. Den Haag, oktober 1997.
- Beukema, J.J., 1988. An evaluation of the ABC-method (abundance/biomass comparison) as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Mar Biol* 99: 425-433.
- Beusekom. J. van, H. Fock, F. De Jong, S. Diel-Christiansen, B. Christiansen, 2001. Wadden Sea specific eutrophication criteria. Common Wadden Sea Secretariat.
- Boer, de W.F., P. Daniels, K. Essink, 2001. Towards ecological quality objectives for North Sea Benthic Communities. Report nr 2001-11, April 2001. Koeman en Bijkerk BV.
- Dederen, L.H.T., F.J. Los, J.W. Pulles (1995) Eutrophication within the MANS project. Rijkswaterstaat en Waterloopkundig Laboratorium.
- Elbersen J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Roels, J.G. Hartholt, 2003. Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW); I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 669.
- Farrell, D. H., 1992. A community based metric for marine benthos. Fla. Dept. Environ. Reg. SW Dist. Office. unpublished rept. 15 p.
- Ferreira, in prep. Development of an Estuarine Quality Index Based on Key Physical and Biogeochemical Features. IMAR – Institute of Marine Research. DCEA-FCT, Qta Torre, 2825 Monte de Caparica, Portugal
<http://tejo.dcea.fct.unl.pt/ecomod/people/fo/papers/equation/>
- Holtman, S.E., 1999. GONZ III Graadmeter Ontwikkeling Noordzee. Infaunal Trophic Index (ITI) & Structuur macrobenthos gemeenschap (verhouding r- en K-strategen) op 25 stations van het NCP (1991-1998). Rapport NIOZ, Texel, afdeling MEE.
- Kabuta, S. H. & H. Duijts, 2000. Graadmeters voor de Noordzee. Eindrapport van het project Graadmeterontwikkeling Noordzee (GONZ III). Rapport RIKZ/2000.022, april 2000.
- Lavaleye, M.S.S., 1999. Rapport graadmeters van de Noordzee. Infaunal Trophic Index (ITI) van het macrozoöbenthos en structuur macrozoöbenthos gemeenschap (verhouding r en K strategen). RIKZ, Den Haag en NIOZ Texel, 17 pp.
- De Leeuw, L.J., J.G.P. Klein Breteler, H.V. Winter, 2002. IBI rijkswateren. Verkenning van visindices volgens IBI-methode voor ecologische beoordeling van de rijkswateren. RIVO en OVB. RIVO Rapport Nummer: C059/02
- Legendre, P. & L. Legendre, 1998. Numerical ecology. Elsevier, Amsterdam, 853 pp.
- LNV, 1994. Ecosysteemvisie Delta. Ministerie van Landbouw, Visserij en Natuur. Den Haag.

-
- Nijboer, R.C., 2003. Definitiestudie Kaderrichtlijn Water: Referenties. Concept-rapport Alterra, Wageningen.
- Maurer D., H. Nguyen, G. Robertson & T. Gerlinger, 1999. The infaunal trophic index (ITI): its suitability for marine environmental monitoring. *Ecological Applications* 9(2): 699-713.
- Raaphorst et al., 2000. Natural background concentrations of P and N.
- Stutterheim, E., 1996. Ins en Outs van de Waterdialoog. Achtergronden en techniek. Rapport RIKZ-96.035. November 1996.
- Turpie, J., 1999. Assessing estuarine health and assigning present ecological status. Percy FitzPatrick Institute, University of Cape Town.
- Verdonschot, P.F.M., R.C.Nijboer, H.Vlek, 2003. Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW). III Naar een stelsel van KRW-Maatlatten. Conceptrapport Alterra, Wageningen.
- CIS Workinggroep 2.4 (Coast), 2002. Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters. 2.4HOL4.
- Vries, I. de, H. Los, R. Jansen, S. Cramer, M. van der Tol 1993. Risico-analyse eutrofiëring Noordzee. Rapport DGW-93.029.
- Warwick R.M. & Clarke K.R., 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *J.Exp.Mar.Biol.Ecol.* 172: 215-225.
- Warwick R.M. & Clarke K.R., 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic sediments. *Mar. Biol.* 118: 739-744.
- Ysebaert, T.; P. Meire; P.M.J. Herman & H. Verbeek (2002) Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 225: 79-95.

Bijlage: Autoecologie en habitateisen van Klein en Groot zeegras

(Bron: <http://www.zeegras.nl>)

(a) Overstromingsduur

Groot zeegras kan goed tegen droogvallen, maar moeten wel bij ieder hoogwater worden overspoeld. Daarom komen ze in getijdewateren voor tussen ongeveer hoogwater bij doortij en een eindje boven laagwater. Groot zeegras kan slecht tegen uitdroging, daarom groeit hij in de getijdenzone met name in kleine depressies waar bij laagwater een dun laagje water achterblijft. Vroeger kwam in monding van de voormalige Zuiderzee een ondersoort voor die juist was aangepast aan de situatie tussen gemiddeld laagwater en een eindje daaronder, dus nagenoeg permanent onder water. De ondergrens wordt bepaald door de helderheid van het water; hoe helderder hoe dieper de plant kan voorkomen. Daarnaast groeit Groot zeegras in brakke en zoute meren, zoals het Grevelingenmeer en het Veerse meer ook permanent ondergedompeld.

Klein zeegras is een meerjarige soort die vrijwel uitsluitend in de getijdezone voorkomt. De getijdezone is een biotoop waar uitzonderlijk grote wisselingen optreden in vocht- en zoutgehalte, temperatuur en zonnestraling en waar slechts zeer weinig andere plantensoorten kunnen groeien.

De planten dienen bij ieder getij te worden overstroomd zodat de bovengrens van het verspreidingsgebied rond hoogwater bij doortij ligt. Klein zeegras kan juist vrij goed tegen enige uitdroging, en moet eigenlijk bij laagwater echt droogvallen. Daarom groeien de planten juist graag op kleine verhogingen op het slik. Deze verhogingen kunnen onder andere zijn ontstaan doordat Groot zeegras eerst sediment heeft ingevangen waardoor de bodem ophoogt, waarna Klein zeegras de plaats van Groot zeegras inneemt.

(b) Licht

Planten hebben licht nodig om te groeien. Voor planten die periodiek of permanent onder water leven, spelen een aantal factoren een belangrijke rol:

- de droogvalduur die bepaalt hoeveel zonlicht de plant direct tijdens laagwater bereikt
- de troebelheid van het water die bepaalt hoeveel licht de plant bereikt tijdens de overspoeling. De troebelheid wordt voornamelijk bepaald door de hoeveelheid slib die in het water zweeft. Deze hoeveelheid is niet constant. Variaties in het gehalte aan zwevende stof treden onder andere op door veranderingen in de stroomsnelheden als gevolg van het getij en door veranderingen in de golfsterkte. Dit laatste wordt vooral bepaald door windsterkte en windrichting. Mede hierdoor is er vaak sprake van een seizoensverloop in de troebelheid, 's zomers helderder en 's winters troebeler. Variaties in troebelheid, mn de langjarige, hebben een belangrijke invloed op de ontwikkeling van het zee-gras. Het effect van troebelheid werkt met name door in de diepte tot waar zeegras kan voorkomen. Hoe troebeler het water hoe minder diep zeegrassen kunnen voorkomen en omgekeerd.
- de grootte van het getijverschil en de hoogteligging/diepte bepalen de verhouding tussen deze twee periodes. Bij een klein getijverschil is er ook tijdens overspoeling maar een betrekkelijk dunne waterlaag boven de planten, zodat er, als het water voldoende helder is, ook tijdens het grootste deel van de overspoelingsperiode nog groei mogelijk is. Uit modelberekeningen blijkt dat kleine veranderingen in getijverschil wei-

nig effect hebben op de totale hoeveelheid licht die zeegrasplanten op een bepaalde diepte ontvangen. Daardoor hebben kleine verschuivingen in getijverschil in principe weinig invloed op de groeimogelijkheden. Grote veranderingen in het getijverschil kunnen daarentegen wel juist het verschil betekenen tussen net wel en net niet voorkomen in de lagere getijdenzone.

Deze drie factoren samen bepalen tot welke diepte voldoende licht doordringt om de zeegrasplanten te kunnen laten groeien. De lichtintensiteit op de plaats, waar de plant ontkiemt, is zeer bepalend voor de groei van deze plant, aangezien deze zich niet meer kan verplaatsen. De hoeveelheid beschikbaar zonlicht varieert niet alleen als gevolg van verschillen in daglengte, maar ook door de weersomstandigheden. Sombere zomers kunnen vergaande, negatieve consequenties hebben voor de lichtcondities en daarmee voor de ontwikkeling van zeegraspopulaties.

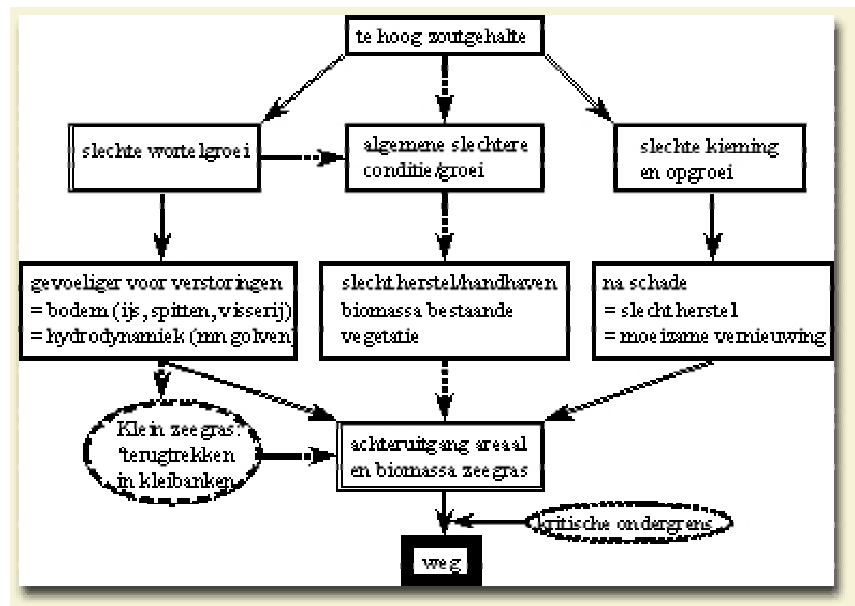
(c) *Waterdynamiek*

De waterdynamiek door stroming en golven is een belangrijke factor die het voorkomen van zeegrassen bepaalt. Alleen als er voldoende rust is kunnen zeegrassen zich ergens vestigen en handhaven. Bij te grote dynamiek spoelen worteldelen vrij en spoelen zaden weg of raken ze juist te diep begraven onder het sediment. Ook kunnen de bovengrondse delen loslaan, waardoor hele planten verdwijnen. Dit verplaatsen van plantendelen hoeft niet negatief te zijn als het incidenteel gebeurt, omdat het een manier is voor zeegras om andere gebieden te koloniseren. Doordat de Waddenzee een dynamisch gebied is, zijn de leefmogelijkheden voor zeegrassen hier beperkt tot alleen de meer beschutte delen, bijvoorbeeld onder de waddeneilanden of in en langs de buitenste vakken van de kwelderwerken. Verder zijn door de dynamiek wadplaten en geulen voortdurend in beweging, waardoor bestaande zeegrasvelden kunnen verdwijnen, terwijl op andere plaatsen weer nieuwe velden kunnen ontstaan. Beschutting tegen golven is van groot belang, zoals blijkt uit het verband tussen het onderhoud van rijshouten dammen en de groei van zeegras. Een gevestigde meerjarige zeegraspopulatie is beter bestand tegen waterdynamiek dan een beginnende populatie en kan zelfs een dempende werking hebben op de waterdynamiek, waardoor er een zichzelf versterkend effect ontstaat. Dit versterkende effect is vermoedelijk ook de oorzaak dat een dicht zeegrasveld al vroeger in het jaar kan uitgroeien en tot bloei komen dan een ijzige zeegrasveld; de planten bieden elkaar beschutting en kunnen daardoor meer energie steken in opgroei en bloei in plaats van in wortelvorming en handhaving.

(d) *Zoutgehalte*

De samenstellende soorten, vertegenwoordigers van het geslacht Zeegras (*Zostera*), behoren tot de weinige vaatplanten waarvoor keukenzout (natriumchloride) onontbeerlijk is voor een goede ontwikkeling. Toch blijken ze hun afkomst uit het zoete water niet te verloochenen, omdat voor een goede kieming van de zaden en opgroei van de kiemplanten verlaagde zoutgehaltes onontbeerlijk zijn, terwijl ze bij heel hoge zoutgehaltes (groter dan zo'n 31 g zout/liter) minder goed gaan groeien en zelfs dood gaan. Daarom blijken zeegrasgemeenschappen over het algemeen het best te gedijen op plaatsen waar het zoutgehalte van het zeewater (periodiek) wordt verlaagd door vermenging met rivierwater. Bij een te sterke verzoeting van het water worden Zeegrassen vervangen door andere soorten, met name Ruppia-soorten. Groot zeegras leeft voornamelijk in sterk brakke en zoute wateren met een zoutgehalte tussen ongeveer 20 en 30 gram zout/liter. Warme zomers en een hoog zoutgehalte hebben een negatieve invloed op de vitaliteit van Groot zeegras. In bijgaand

schema is de doorwerking te zien van een te hoog zoutgehalte op de groei van Groot en Klein zee gras.



(e) Substraat

Groot zee gras groeit op bodems waarvan de sedimenten kunnen variëren van zandig tot slibrijk. De voornaamste functie van de bodem is die van verankering van de planten.

Klein zee gras groeit vaak in dichte 'grasvelden', die de bodem vrijwel geheel kunnen bedekken. In deze dichte velden kan gemakkelijk sediment worden ingevangen, waardoor deze zee gras veldjes boven de omgeving gaan uitsteken. Door dit invangen van sediment is de bodem in een Klein zee gras veld vaak relatief slibrijk.

Uit veldonderzoek in de Waddenzee en de Oosterschelde is gebleken dat een stabiel substraat belangrijk is voor het vestigen en handhaven van Groot en Klein zee gras. Onder minder gunstige omstandigheden wordt deze stabiliteit van het substraat waarschijnlijk nog belangrijker. Zo is in de Oosterschelde gebleken dat onder de huidige minder gunstige omstandigheden de laatste veldjes Klein zee gras zich met name kunnen handhaven op plaatsen waar de bodem extra stabiel is door een kleilaag vlak onder het oppervlak of door de aanwezigheid van veel schelpen. Bij enkele experimenten met Groot zee gras is gebruik gemaakt van stabiliserende materialen zoals schelpen, netten en trottoirbandjes. Toevoeging van schelpen had een positief effect, de overige maatregelen hadden in het algemeen weinig effect.

(f) Voorplanting

Een belangrijke oorzaak voor het uitblijven van herstel van de zee gras populatie zou kunnen liggen aan een te klein geworden uitgangspopulatie gecombineerd met de wijze van voortplanting.

Groot Zee gras kent een eenjarige en een meerjarige groeivorm. Aan de planten is niet direct te zien of we te maken hebben met een eenjarige of een meerjarige vorm. De eenjarige vorm breidt zich vooral uit via zaad en komt doorgaans in het hogere deel van de getijzone voor. De meerjarige vorm breidt zich met name uit via uitlopers vanuit de wortelstokken en komt vooral voor in het lagere deel van de getijzone en beneden de laagwaterlijn en in de meren. De twee vormen kunnen in elkaar overgaan, waarbij waarschijnlijk de stabiliteit van het

lokale milieu een rol speelt bij de "keuze" voor een één- of een meerjarige strategie. De planten bloeien in de zomer en produceren zaad in het najaar. Tegen het einde van het seizoen vallen de gerijpte zaden uit de bloemschedes en komen in het sediment terecht. Het kan echter ook gebeuren dat complete bloeistengels afbreken en op drift raken, onderweg hun zaden verliezend. Door dit transport kan het zaad over grote afstanden worden verspreid. Doordat de planten boven de laagwaterlijn meestal eenjarig zijn, moeten de zeegrasvelden daar ieder jaar opnieuw worden opgebouwd uit kiemplanten. Dit houdt een risico in, omdat onder ongunstige omstandigheden (bijv. bij sterke bodemomwoeling door slechte weersomstandigheden (harde wind en ijsgang)) complete populaties kunnen verdwijnen. Ook een hoog zoutgehalte heeft een negatieve invloed op de kieming en overlevingskansen van zaden.

Klein zeegras is een meerjarige soort die vrijwel uitsluitend in de getijdzone voorkomt. Overwintering geschiedt voornamelijk via de wortelstokken en is daardoor in het algemeen minder afhankelijk van de weerscondities dan bij het Groot zeegras. Als meerjarige soort met een geringe zaadproductie kan Klein zeegras zich slechts moeizaam uitbreiden en verplaatsen naar nieuwe locaties. Hoewel Klein zeegras af en toe bloeit in de Waddenzee lijkt het zaad een onbetekenende rol te spelen bij de overleving tijdens de winter en de verspreiding van deze soort. Er zijn op het wad zelden zaailingen gevonden. De kans dat op plaatsen waar geen Klein zeegras voorkomt spontaan een veld met deze soort ontstaat is daarom klein.

(g) *Vorst*

In strenge winters kan zowel direct door de vorst als indirect door ijsgang grote schade worden aangericht aan zeegrasvelden. Ijs kan op twee manieren invloed uitoefenen op litoraal voorkomende een- en meerjarige zeegraspopulaties. In de eerste plaats kan bij laag water ijsvorming op het wadoppervlak optreden, waardoor het oppervlakesediment samen met het zeegras bevroren raakt. Tijdens de vloed kan deze bevroren laag door de stroming losraken, zodat de bovenlaag van het sediment, samen met wortelstokken en zaden, volledig uit de bodem wordt losgetrokken. In de tweede plaats kunnen overwinterende planten uit de bodem worden gewerkt door kruiend ijs. In beide gevallen kunnen de plantendelen en zaden over grote afstanden worden verplaatst, veelal naar plaatsen die minder gunstig zijn voor de groei van zeegras. Gedurende strenge winters kunnen op deze wijze overwinterende populaties van Groot zeegras aanzienlijke schade oplopen.

(h) *Begrazing*

Zeegras is een voedselbron voor diverse soorten eenden en ganzen. Het zeegras boven de laagwaterlijn wordt vooral begraasd door de Rotgans. Deze gans consumeert zowel bovengrondse als ondergrondse delen van de plant. In het tweede geval worden de wortelstokken uitgegraven, waardoor de hele plant verdwijnt en er bovendien kleine ontgrondingskuilen ontstaan, die weer aanleiding zijn voor verdere erosie. De Rotgans overwintert in Nederland van oktober tot april. Onderzoek in zuid Engeland heeft aangetoond dat zeegrasvelden boven laagwater, die gevrijwaard werden van begrazing, een aanmerkelijk hogere winterbedekking van de planten hadden dan niet beschermde velden. De populatiegrootte van de zwartbuikrotgans liep in het begin van de 20e eeuw sterk terug en bereikte rond 1930 een dieptepunt. Als een van de mogelijke oorzaken wordt de achteruitgang van het Groot zeegras genoemd. Vanaf 1955 is de West-Europese populatie weer sterk toegenomen, van circa 20.000 tot circa 180.000 exemplaren eind 80er jaren en circa 250.000 medio 90er jaren. In het Waddengebied verblijven elke winter zo'n 20.000 zwartbuikrotgans. Deze hoge aantallen ganzen kunnen een negatieve invloed hebben op het herstel van het zeegras.

(i) Ziekten

Als een van de oorzaken van de massale sterfte van Groot zeegras rond 1930 wordt een eencellig parasitair organisme genoemd, *Labyrinthula macrocystis*. Hier is echter geen sluitend bewijs voor. Uit recent onderzoek is gebleken dat deze endoparasiet (parasiet die in de plant leeft) veelvuldig in zeegras voorkomt, ook in gezonde planten. Het is mogelijk dat deze parasieten pas actief worden wanneer door wijzigingen in de leefomstandigheden de vitaliteit van het zeegras afneemt. Er zijn aanwijzingen dat andere natuurlijke factoren de vitaliteit beïnvloeden, b.v. verhoging van de watertemperatuur in zeer warme zomers en verhoging van het zoutgehalte. Onder deze omstandigheden kan de parasiet toeslaan en het zeegras doden.

(j) Bedekking

Wanneer zeegrassen worden bedekt door algen of bodemmateriaal kan dit leiden tot het afsterven van delen van de zeegrasspopulatie. Darmwier (*Enteromorpha*) kan door de snelle groei zeegrassen volledig overwoekeren. Voor zeesla (*Ulva*) geldt dit ook maar belangrijker is in dit geval dat zeesla gemakkelijk losraakt van het substraat en daarna zwevend verder groeit. Onder invloed van getij en wind kunnen zeegrasbestanden worden bedekt met pakketten losgeraakt zeesla, waardoor ze afsterven. Een versterkte groei van kleine algen die het zeegras als substraat gebruiken (epifyten) leidt tot reductie van de hoeveelheid licht die beschikbaar is voor de groei van zeegrasplanten. De hoeveelheid licht die nog tot het blad van het zeegras doordringt kan afnemen met meer dan 30%. Een dergelijke beschaduwning kan wel de maximale diepte waarop zeegras voorkomt drastisch beperken, maar leidt waarschijnlijk niet tot het geheel verdwijnen van zeegras. Wadslakjes en alikruiken begrazen deze epifyten en zijn in staat de begroeiing in toom te houden.

(k) Wadpieren

Tijdens onderzoek op het wad bij Terschelling en in experimentele systemen werd gekeken naar de mogelijke invloed van wadpieren op Klein zeegras. Uit het onderzoek bleek dat bij zeer hoge dichtheden van de wadpieren (meer dan 50 pieren per vierkante meter) de aangeplante zeegrasplantjes werden begraven en dood gingen als gevolg van de graaactiviteiten van de pieren. Ook uit de Oosterschelde is informatie verkregen dat zeer hoge dichtheden pieren en Klein zeegras elkaar slecht verdragen. Waarschijnlijk geldt dit ook voor Groot zeegras.

(l) Begrazing

Zeegras is een voedselbron voor diverse soorten eenden en ganzen. Het zeegras boven de laagwaterlijn wordt vooral begraasd door de Rotgans. Deze gans consumeert zowel bovengrondse als ondergrondse delen van de plant. In het tweede geval worden de wortelstokken uitgegraven, waardoor de hele plant verdwijnt en er bovendien kleine ontgrondingkuilen ontstaan, die weer aanleiding zijn voor verdere erosie. De Rotgans overwintert in Nederland van oktober tot april. Onderzoek in zuid Engeland heeft aangetoond dat zeegrasvelden boven laagwater, die gevrijwaard werden van begrazing, een aanmerkelijk hogere winterbedekking van de planten hadden dan niet beschermde velden. De populatiegrootte van de zwartbuikrotgans liep in het begin van de 20e eeuw sterk terug en bereikte rond 1930 een dieptepunt. Als een van de mogelijke oorzaken wordt de achteruitgang van het Groot zeegras genoemd. Vanaf 1955 is de West-Europese populatie weer sterk toegenomen, van circa 20.000 tot circa 180.000 exemplaren eind 80er jaren en circa 250.000 medio 90er jaren. In het Waddengebied verblijven elke winter zo'n 20.000 zwartbuikrot-

ganzen. Deze hoge aantallen ganzen kunnen een negatieve invloed hebben op het herstel van het zeegras.

Colofon

Uitgegeven door: Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ
Postbus 20907
2500 EX Den Haag

Projectleider: J.G. Hartholt
Telefoon: 070-3114343
Email: H.Hartholt@rikz.rws.minvenw.nl

Rapportnummer: RIKZ/2003.024

Auteur: C.M. Lorentz, Witteveen + Bos

Redactie: H. Duijts, RIKZ

Medewerking en informatie van: J.G. Baretta-Bekker
P.V.M. Bot
D.J. de Jong
F. Twisk
(allen RIKZ) J. de Vlas

Datum: april 2003