

Een aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor de Rijkswateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water

Diederik van der Molen, Paul Latour, Joost Backx, Marcel van de Berg, Bart
Reeze en Kirsten Wolfstein

RIZA werkdocument 2002.042X

Inhoud

Inhoud	1
1 Aanleiding	2
2 Doelstelling	2
3 Eisen Kaderrichtlijn Water aan ecologische beoordeling	3
4 Voorgestelde vereenvoudigingen voor de ecologische beoordeling	5
4.1 Welke wateren?	5
4.2 Welke biologische groepen?	5
4.3 Welke referentie?	6
5 Fytoplankton	8
5.1 Bestaande beoordelingssystemen en lopende projecten	8
5.2 Aanpak voor meren en rivieren	10
5.3 Activiteiten	10
6 Macrofyten	11
6.1 Bestaande beoordelingssystemen en lopende projecten	11
6.2 Aanpak voor meren	12
7 Macrofauna	13
7.1 Bestaande beoordelingssystemen en lopende projecten	13
7.2 Aanpak voor rivieren	14
8 Vissen	16
8.1 Bestaande beoordelingssystemen en lopende projecten	16
8.2 Aanpak voor meren, rivieren en overgangswateren	17
9 Conclusies	18
Literatuur	19

1 Aanleiding

In 2004 dienen de EU-lidstaten te rapporteren over een analyse van kenmerken van de stroomgebieden, de beoordeling van effecten van menselijke activiteiten en een economische analyse van het watergebruik (Kaderrichtlijn Water (KRW) - art. 5.1). Ten behoeve van de beoordeling van de ecologische toestand moeten hiertoe beoordelingssystemen worden opgezet. Momenteel zijn er diverse acties gaande, zowel nationaal als internationaal. Binnen Nederland vormt het project ReBeWa (samenwerking STOWA, RIZA, RIVM en EC-LNV) het kader waarbinnen het beoordelingssysteem ingevuld gaat worden. Met hulp van Europese subsidies zijn er diverse projecten (bijvoorbeeld voor vis en voor macrofauna) waarin deelnemers van verschillende landen gezamenlijk beogen beoordelingssystemen te maken. Vooralsnog is het echter niet duidelijk wat er voor Nederland op welke termijn gereed is.

Voor de ecologische beoordeling wordt in Nederland in hoofdzaak gebruik gemaakt van twee methodes: de AMOEBE voor de Rijkswateren en de STOWA methodes voor de regionale wateren. Beiden voldoen in meer of (vooral) mindere mate aan de eisen die de Kaderrichtlijn stelt aan de ecologische beoordeling. Aanpassing van bestaande, of ontwikkeling van nieuwe ecologische beoordelingsmethoden is dan ook noodzakelijk.

2 Doelstelling

In dit document wordt voor een viertal soortgroepen een overzicht gegeven van enkele mogelijk relevante bestaande beoordelingssystemen, lopende projecten en van de benodigde inzet voor het maken van een 'quick-and-dirty' beoordelingssysteem. Hiermee wordt beoogd om op korte termijn een aanzet te hebben van het ecologisch beoordelingssysteem voor de Rijkswateren. Er wordt zoveel mogelijk aangesloten bij bestaande ontwikkelingen. De voorstellen en de concrete uitwerking daarvan vormen input voor het overleg tussen diverse betrokken partijen en zullen in principe t.z.t. een plaats krijgen in het ReBeWa framework. Verder zal op basis van dit document een doorzicht mogelijk zijn naar het beoordelings-instrumentarium dat uiteindelijk tot stand moet worden gebracht (zie ook Reeze, 2000 en Reeze *et al.*, 2001).

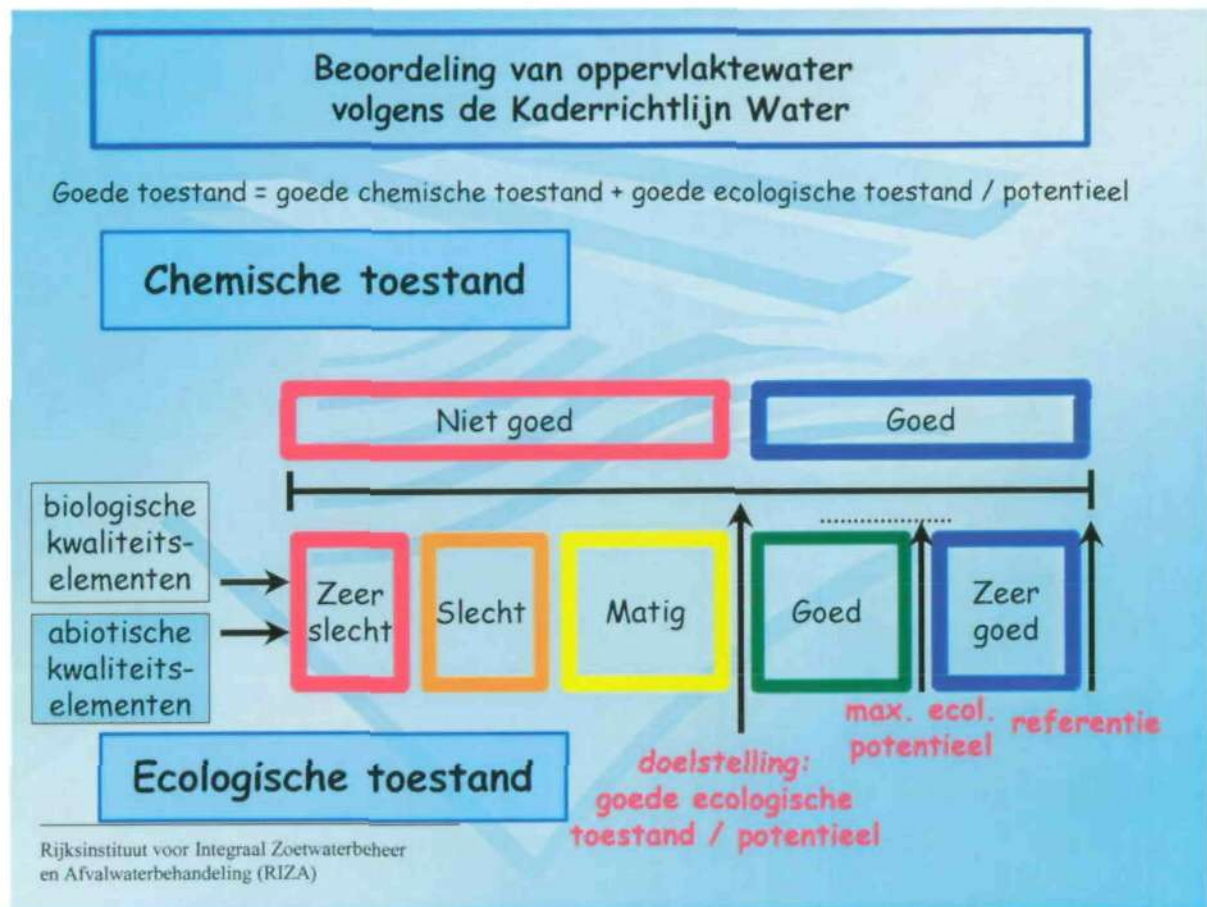
Om te komen tot een 'quick-and-dirty' beoordelingssysteem dienen diverse keuzen te worden gemaakt. Dit document geeft daarom een overzicht van eisen vanuit de KRW en de vereenvoudigende randvoorwaarden, zoals gemaakt in voorafgaand overleg tussen Harry Hosper, Paul Latour, Miel van Oirschot, Hero Prins en Diederik van der Molen.

In hoofdstuk 3 komen de eisen vanuit de KRW aan de orde. In hoofdstuk 4 worden de noodzakelijke aannames besproken, die nodig zijn om op korte termijn een beoordelingssysteem te kunnen maken. De hoofdstukken 5-8 geven een overzicht van de bestaande systemen en activiteiten en geven de basis voor een projectvoorstel dat in 2002 van start kan gaan. Hoofdstuk 9 vat de conclusies samen.

3 Eisen Kaderrichtlijn Water aan ecologische beoordeling

Bijlage V van de Kaderrichtlijn Water beschrijft de wijze van beoordeling van het water. Afhankelijk van of een water natuurlijk is of sterk verander/kunstmatig, dient in 2015 de *Goede Ecologische Toestand* of het *Goed Ecologisch Potentieel* te worden gehaald (figuur 1).

Figuur 1: Overzicht van de beoordeling volgens de Kaderrichtlijn Water



Uiteindelijk worden 5 respectievelijk 4 klassen beschreven, welke vooralsnog enkel woordelijk zijn omschreven. Voor de zeer goede ecologische toestand (natuurlijke wateren) en het maximaal ecologisch potentieel (overige wateren) is de onverstoorde toestand of de natuurlijke referentie het uitgangspunt. Beoordeling vindt plaats aan de hand van groepen die voor het betreffende watertype van belang zijn (zie tabel 1).

Van de biologische groepen dient veelal zowel abundantie als soortensamenstelling te worden meegenomen en daarnaast voor vissen ook nog de leeftijdsstructuur. Tenslotte wordt ook rekening gehouden met specifieke verontreinigende stoffen (KRW - bijlage V 1.1.2). De beoordeling dient in principe plaats te vinden voor afzonderlijke typen binnen de vier categorieën. Het is nog niet duidelijk welke typen er zullen worden onderscheiden.

In een notitie van Reeze (2000) zijn verder nog de volgende criteria vermeld:

1. De methode toetst aan een referentie (bijlage II, par. 1.3 en bijlage V, par. 1.4.1 ii)
2. De beoordelingsmethode doet een uitspraak over de volgende biologische kwaliteitselementen: fytoplankton, macrofauna, vis, waterplanten en fyto benthos (bijlage V, par. 1.4.1 i)
3. Voor elke biologische parameter kunnen de resultaten van het beoordelingssysteem worden gepresenteerd als een getalswaarde tussen 0 (slechte ecologische toestand) en 1 (referentietoestand wordt bereikt) (ecologische kwaliteitscoëfficiënt: bijlage V, par. 1.4.1 ii)
4. Op de schaal die aldus ontstaat worden getalswaarden toegekend voor vijf ecologische klassen, gaande van een zeer goede tot een slechte ecologische toestand (bijlage V, par. 1.4.1 iii)
5. De methode koppelt ecologische niveau's aan mate van antropogene verstoring (bijlage V, par. 1.2)
6. Het systeem gaat uit van een indeling van oppervlaktewaterlichamen volgens fysische en chemische factoren die bepalend zijn voor de kenmerken van het oppervlaktewaterlichaam.

Tabel 1: Relevante kwaliteitselementen per categorie wateren

Kwaliteitselement	Meren	Rivieren	Overgangs- wateren	Kust- wateren
Fytoplankton	X	X	X	X
Fyto benthos	X	X		
Macrofyten	X	X		
Macroalgen			X	X
Angiospermen			X	X
Macrofauna	X	X	X	X
Vis	X	X	X	
Hydromorfologie	X	X	X	X
Fysisch-chemisch	X	X	X	X

4 Voorgestelde vereenvoudigingen voor de ecologische beoordeling

4.1 Welke wateren?

Één van de belangrijkste pluspunten van de KRW is dat geen onderscheid wordt gemaakt tussen rijks- en regionaal water. Anderzijds zullen de rijkswateren door hun omvang toch vaak andere typen opleveren dan de regionale wateren. Voor rijks- en regionale wateren zijn verschillende beoordelingssystemen gemaakt, waarbij de STOWA beoordelingssystemen voor de regionale wateren op voorhand beter aansluiten op de eisen van de KRW dan de AMOEBE-aanpak voor de rijkswateren. Als gevolg van de achterstand van de rijkswateren op dit punt en de specifieke verantwoordelijkheid van Rijkswaterstaat, staan de rijkswateren in dit document centraal.

Binnen Nederland zijn diverse typologieën opgesteld, met name voor de regionale wateren. Voor de rijkswateren is in het verleden (WaterSysteemVerkenningen) gebruik gemaakt van een watersysteemindeling en daarnaast is een onderverdeling van rijkswateren aangeleverd aan EC-LNV voor de herziening van het Handboek Natuurdoeltypen. Vooralsnog wordt voor de quick-and-dirty benadering uitgegaan van de categorieën wateren (zie tabel 1), waarbij voor de hand liggende of reeds bestaande onderverdelingen kunnen worden toegepast.

Vooralsnog worden alle wateren tussen de winterdijken gerekend tot de categorie 'rivieren'. Dit geldt dus ook voor stagnante plassen die slechts enkele dagen per jaar worden overstroomd. Verder zullen de kanalen voorlopig worden aangemerkt als 'kunstmatige wateren' (zie verderop). Dat betekent dat de beoordeling dient te worden afgeleid van de meest gelijkende categorie. Voorgesteld wordt om de kanalen in eerste instantie met de categorie 'meren' mee te nemen. Tenslotte beperkt dit document zich tot de zoete rijkswateren. Alleen daar waar informatie voor handen is (zoals voor vis) zullen ook uitspraken worden gedaan voor de overgangswateren.

4.2 Welke biologische groepen?

De Kaderrichtlijn onderscheid een aantal vormen van monitoring, elk met een eigen doel. De toestand- en trendmonitoring is bedoeld om veranderingen in waterlichamen op lange termijn te beschrijven. Deze vorm van monitoring dient plaats te vinden voor alle biologische kwaliteitselementen genoemd in tabel 1 (tenzij n.v.t). Voor beoordeling van de huidige toestand van een waterlichaam (en derhalve ook de ecologische beoordeling) is de operationele monitoring van belang. Deze dient slechts plaats te vinden voor parameters van één of meer biologische kwaliteitselementen die het meest gevoelig zijn voor menselijke belastingen. Een keuze van de meest relevante kwaliteitselementen per categorie wateren is in tabel 2 weergegeven. De indeling is gebaseerd op expert-opinion, met als achtergrond dat gekozen groepen een voldoende goed beeld geven in tijd en ruimte en dat de niet meegenomen soortgroepen (aangeduid met – in onderstaande tabel) geen/weinig toegevoegde waarde leveren met betrekking tot de beoordeling van het water.

Tabel 2: Meest relevante biologische kwaliteitselementen voor ecologische beoordeling per categorie wateren

	Meren	Rivieren	Overgangswateren	Kustwateren
Fytoplankton	X	X	-	X
Macrofyten	X	-	n.v.t.	n.v.t.
Macrofauna	-	X	X	X
Vis	X	X	X	n.v.t.

Uit de tabel blijkt dat niet alle groepen overal worden gebruikt voor de beoordeling. In aanvulling wordt op voorhand ook niet vastgelegd dat zowel biomassa als soortensamenstelling nodig zijn. Indien de toets op één van deze eigenschappen kan worden gebaseerd is dat vooralsnog toereikend.

4.3 Welke referentie?

De Kaderrichtlijn gaat zowel over oppervlakte- als over grondwater. Als oppervlaktewaterlichamen worden onderscheiden de categorieën rivieren, meren, overgangswateren, kustwateren en daarnaast sterk veranderde (door menselijke activiteiten wezenlijk veranderd) en kunstmatige (door menselijke activiteiten tot stand gekomen) wateren (bijlage II 1.1). Binnen deze categorieën worden nog typen onderscheiden (bijlage II 1.2). Het onderscheid tussen natuurlijke en overige categorieën is van belang voor de beoordeling van het water. Voor natuurlijke wateren geldt dat een *Goede Ecologische Toestand* (GET) moet worden bereikt, die is afgeleid van natuurlijke, d.w.z. onverstoorde omstandigheden. Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren moet een *Goed Ecologisch Potentieel* (GEP) worden bereikt, afgeleid van het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP). Dit MEP dient weer te worden gebaseerd op het meest gelijkende natuurlijke water, zodat de beoordeling vergelijkbaar is, maar met een klasse minder. Er wordt vanuit gegaan dat de meeste wateren in Nederland voorlopig als ‘sterk gewijzigd’ zullen worden aangemerkt.

In alle gevallen moet dus een natuurlijke of onverstoorde toestand worden vastgesteld als uiteinde van de schaal. Voorgesteld wordt om voorlopig uit te gaan van de referentiebeschrijvingen van de AMOEBEs, eventueel bijgesteld aan de hand van de feitelijke toestand. Zo hebben de Veluwerandmeren zich zodanig ontwikkeld dat het beeld voor enkele soortgroepen beter is dan destijds geformuleerd voor de AMOEBE. Aangezien de referentiebeelden vastgelegd in AMOEBEs in veel gevallen al rekening houden met de onomkeerbare hydromorfologische ingrepen uit het verleden (bijvoorbeeld aanleg Afsluitdijk en winterdijken in het rivierengebied) kunnen deze referentiebeschrijvingen van de AMOEBEs worden beschouwd als het MEP. De vaststelling van de doelstelling (goede ecologische toestand of potentieel) zal vermoedelijk sterk politiek worden beïnvloed, gezien de dreiging van hoge boetes bij het niet tijdig halen van de GET/GEP. Bij het vaststellen van de classificatie is het daarom goed om te bedenken dat de goede toestand dan wel het goede potentieel weliswaar gedefinieerd is als een toestand die slechts in geringe mate afwijkt van de onverstoorde staat, maar die wel in alle wateren binnen 15 jaar behaald moet zijn.

Met het vaststellen van de Natuurdoelenkaart in het Structuurschema Groene Ruimte-2 zijn in principe ook natuurdoelen gedefinieerd voor een planperiode overeenkomend met de KRW. In figuur 2 zijn de relaties tussen natuurdoelen van het Ministerie van Landbouw, Natuur & Visserij (LNV) op verschillende schaalniveau's weergegeven. De Natuurdoeltypen worden gemeten aan de hand van doelsoorten. Met de herziening van het Handboek Natuurdoeltypen is een inhaalslag gemaakt voor wat betreft de aquatische typen, maar de aansluiting op de

KRW is nog niet gerealiseerd. Zo zijn er geen doelsoorten vastgesteld voor het fytoplankton, kranwieren en slechts voor een deel van het macrofauna. Daar waar mogelijk zal in de komende jaren tot afstemming moeten worden gekomen. Voorlopig kunnen de beschrijvingen van de doelen van de watertypen behulpzaam zijn bij het opstellen van de referenties, maar vormen geen randvoorwaarde.

Figuur 2. Relatie tussen LNV natuurdoelen, natuurdoeltypen en watertypen (uit projectplan 'Doorwerking van de natuurdoelen voor natte natuur' – M. Fellinginger, EC-LNV).

	Jaar van uitgifte	Kaart	Detailniveau
	2001	Landelijke natuurdoelenkaart	Zeer globaal (8 typen voor water)
	1995/2001	Provinciale natuurdoeltypen kaart	Globaal (30 typen voor water)
	2000	geen	Gedetailleerd (122 typen voor water)

Iets dergelijks geldt ook voor de huidige monitoring. Het bestaande routine meetprogramma is niet volledig afgestemd op de KRW, al wordt hier momenteel wel naar gestreefd. Voor de rivieren wordt bijvoorbeeld het ondiep stromend water (nevengeulen) niet standaard bemonsterd. Hierdoor zullen rheofiele soorten niet worden gevonden, terwijl deze toch verwacht mogen worden bij een goede ecologische toestand. De huidige monitoring vormt dus geen randvoorwaarde voor het systeem van ecologische beoordeling.

5 Fytoplankton

5.1 Bestaande beoordelingssystemen en lopende projecten

Nederland - meren

In 1993 is de STOWA beoordelingsmethodiek voor meren gereed gekomen (STOWA, 1993). Het pakket omvat deeltoetsen voor macrofyten en fytoplankton. De deeltoets voor fytoplankton is gebaseerd op chlorofyl en de soortensamenstelling. Chlorofyl betreft het zomergemiddelde chlorofyl-a op basis van maandelijkse bepalingen. Voor de soortensamenstelling dient naast maandelijkse bemonstering ook één bemonstering in feb/mrt en één in okt/nov plaats te vinden. Het gaat om een globale beschrijving van de soorten ter bepaling van de typologische eenheden. De deeltoets fytoplankton in het STOWA systeem is bedoeld om uitsluitend te geven over de kwaliteitstoestand van sterk tot zeer sterk verstoorde systemen.

Het laagste niveau ('beneden-laagste niveau') wordt bereikt bij chlorofyl $> 150 \text{ mg/m}^3$. Daarboven ('laagste niveau') ligt de range $60 - 150 \text{ mg/m}^3$. Wanneer het gehalte tussen $40 - 60 \text{ mg/m}^3$ ligt is de kwalificatie afhankelijk van de soortensamenstelling 'laagste', 'middelste', 'bijna hoogste' of 'hoogste' niveau. Een gehalte van minder dan 40 mg/m^3 leidt tot één van de drie hoogste niveaus, afhankelijk van de score voor macrofyten (STOWA, 1993). In 2000 is het systeem aangepast aan ervaringen en vernieuwde inzichten, maar dit heeft voor fytoplankton geen wezenlijke verandering teweeggebracht.

Ook het STOWA-systeem voor kanalen is mede gebaseerd op beoordeling van fytoplankton. Alhoewel dit systeem ontwikkeld is op basis van materiaal van regionale kanalen, waaronder ook enkele grote kanalen, is het mogelijk ook voor de rijkskanalen toepasbaar. Voor de Maaskanalen wordt een referentie van 20 mg/m^3 genoemd en een streefwaarde van 50 mg/m^3 , terwijl in beide gevallen het percentage blauwalgen niet boven 20% mag liggen (Postma *et al.*, 1996).

De verschillende AMOEBE-studies leveren materiaal op voor het bepalen van de referentie of GET/GEP. Voor het Volkerakmeer is als referentie $7,5 \text{ mg/m}^3$ aangegeven en een maximum van $500.000 \text{ um}^3/\text{ml}$ *Microcystis aeruginosa*. Bovendien is vermeld dat bereikbare natuurstreefbeeld gelijk is aan de referentie (Vanhemelrijk & de Hoog, 1997). Voor het IJsselmeergebied zijn verschillende typen meren onderscheiden. De waarde voor de referentie varieert van 20 tot 40 mg/m^3 met een gemiddelde van 28 mg/m^3 . Het percentage blauwalgen mag niet meer dan 20% van het aantal individuen bedragen (Vanhemelrijk & Laane, 1997). Het natuurstreefbeeld is gedefinieerd als 'een weergave van het systeem dat zich op ongeveer 75-150% van de referentie bevindt in termen van doelvariabelen'. Dit resulteert voor chlorofyl in waarden van 20 tot 60 mg/m^3 met een gemiddelde van 37 mg/m^3 en voor het percentage blauwalgen in 26% (5 - 30%).

Buitenland - meren

Veel informatie uit het buitenland is afkomstig van meren die niet goed met de systemen in Nederland vergelijkbaar zijn. Het belang van het onderscheid tussen verschillende typen meren wordt breed onderkend (Nixdorf *et al.*, 2001; Ott, 2001; Poikane & Licite, 2001). Belangrijke onderscheidende factoren zijn bijvoorbeeld hoogteligging en gehalte aan humuszuren. De getalsmatige informatie die in de rest van deze paragraaf wordt gegeven

moet dan ook nader worden geanalyseerd, indien een vergelijking met de situatie in Nederland wordt gemaakt.

Met name in Duitsland is recentelijk veel werk verzet voor de classificatie en beoordeling van meren op basis van fytoplankton (Knopf *et al.*, 2000; Nixdorf *et al.*, 2000, 2001). Nixdorf *et al.* (2001) bevelen aan om het biovolume te gebruiken in plaats van chlorofyl-a. Nixdorf *et al.* (2000) gebruiken de soortensamenstelling als onderdeel van de beoordeling en halen als goede ecologische toestand een waarde $< 10 \text{ mg/m}^3$ aan (LAWA, 1998). Ook voor meren in Estland worden aanzienlijke lagere chlorofyl-a waarden aangehouden vergeleken met de waarden uit Nederland (Ott, 2001). Een zeer goede toestand wordt gehaald bij waarden $< 10 \text{ mg/m}^3$, bij van meer dan 30 tot 50 mg/m^3 is het meer in een slechte toestand, afhankelijk van de type meer (zacht of hard water, licht of bruin gekleurd water). Nog lager zijn de waarden voor oppervlakte wateren in Karelien (Rusland): voor een zeer goede toestand $< 3 \text{ mg/m}^3$ chlorofyl-a en een slechte toestand wordt reeds bij waarden van $> 30 \text{ mg/m}^3$ bereikt (Filatov *et al.*, 2001). In Finland werden meren afhankelijk van hun gebruik (recreatie, visserij of drinkwater) geclassificeerd met 2 tot 20 mg/m^3 chlorofyl-a als referentie waarden (Heinonen & Herve, 1987). In Noorwegen wordt tenminste 6 keer per groeiseizoen het biovolume bepaald en aan de trofische status van de meren gerelateerd (Brettum, pers. mededeling, zie ook Brettum, 1989). Verder wordt de biologische diversiteit, het aandeel van de dominante algengroepen en de goede indicator soorten geanalyseerd. Ook in Sweden wordt ook het biovolume van algen en het aandeel van verschillende algen groepen bepaald (Willen, 2000). De bemonsteringen vinden plaats van mei t/m okt. In Denemarken is er nog geen classificatie systeem (Kaas, pers. mededeling). Zij monitoren wel trends in biomassa en het aandeel van verschillende algen groepen, opmerkingen van algenbloeien en optreden van buitengewone soorten. Rippey *et al.* (2001) doen een aanzet voor het gebruik van het aantal soorten fytoplankton, relatieve abundantie en chlorofyl-a in Engeland. Zij concluderen dat de soorten samenstelling en relatieve abundantie samenhangt met het type meer.

Nederland - rivieren

Voor rivieren is minder informatie beschikbaar dan voor meren. De referentie waarde op basis van de AMOEBE's voor de rivieren varieert van 10 tot 25 mg/m^3 , afhankelijk van de riviertak en al of niet gestuwde trajecten (Postma *et al.*, 1996). Het streefbeeld heeft de zelfde waarden. Voor de benedenrivieren liggen de waarden van de referentie en het natuurstreefbeeld op of nabij 15 mg/m^3 (Vanhemelrijk & de Hoog, 1996). Koeman & Bijkerk (2001) geven een opzet voor een kwaliteitsbeoordeling op basis van zomergemiddelde chlorofyl-a gehalten en de dichtheid van 12 indicatorsoorten (kiezelalgen). Zij stellen kwaliteitsgrenzen voor chlorofyl-a voor met een goede toestand bij minder dan 10 mg/m^3 , terwijl de referentie op $< 5 \text{ mg/m}^3$ ligt.

Buitenland - rivieren

Tijdens een IKSR-workshop over dit fytoplankton in rivieren wordt gesteld dat de in de Kaderrichtlijn voorgestelde bemonsteringsfrequentie van twee maal per groeiseizoen onvoldoende is en dat eens per twee weken in het groeiseizoen verstandig zou zijn (Koeman & Bijkerk, 2001). Op de IKSR workshop (Koeman & Bijkerk, 2001) werd er over de waarde van rivierplankton gediscussieerd. Men betwijfelt of er momenteel unieke rivieralgensoorten voorkomen in de groet rivieren. Een natuurlijke rivier moet echter zowel benthische algen, limno- en potamoplankton bevatten. Volgens Descy (pers. medeling) is er nog geen beoordelingssysteem in België, maar hij twijfelt aan de indicator waarde van rivierplankton, omdat het meestal afhankelijk is van fysische omstandigheden en niet van de water kwaliteit.

Volgens Behrend & Opitz (2001) dienen rivieren waarvan de ecologisch toestand wordt bepaald door fytoplankton te worden onderscheiden van rivieren waar de toestand door andere indicatoren wordt bepaald. Zij geven voor de referentiesituatie van laagland rivieren in Duitsland een chlorofyl-a waarde van maximaal 40 mg/m³, en voor de goede ecologische toestand de waarde van 55 mg/m³. Zij gaan er van uit dat in de toekomst de dominante fytoplankton groepen en het biovolume worden gebruikt in plaats van chlorofyl-a.

In Noorwegen is de waterkwaliteitsanalyse gebaseerd op benthische algen en perifyton. Fytoplankton is niet relevant, vanwege de hoge stroomsnelheid van de rivieren (Brettum, pers. mededeling).

5.2 Aanpak voor meren en rivieren

De goede ecologische toestand/potentieel voor meren bevat minder chlorofyl-a dan de grenswaarde van 100 mg/m³ (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1989). De STOWA beoordeling kan dienen als uitgangspunt voor de beoordeling, aangevuld met informatie van de AMOEBE's voor de meren. Hiermee wordt een goed draagvlak verkregen binnen en buiten Rijkswaterstaat. De goede ecologische toestand kan bijvoorbeeld worden gedefinieerd als een zomergemiddeld chlorofyl-a gehalte kleiner dan 60 mg/m³ en afwezigheid van dominantie van ongewenste blauwalgen. De beschrijvingen vanuit de AMOEBE-studies en buitenlandse referenties resulteren in lagere waarden. In de praktijk liggen de gehalten echter bij 10 – 30 of boven de 100 mg/m³. Verlaging van de waarde voor GET/GEP is evenwel mogelijk na differentiatie van typen, zoals voorgesteld in de AMOEBE's.

Het Duitse voorstel voor rivieren (een goede ecologische toestand bij zomergemiddelde waarden kleiner dan 55 mg/m³) en voorstellen en AMOEBE-studies uit Nederland liggen tamelijk ver uiteen. Het is terecht wanneer rivieren lagere waarden hebben dan meren. Verder uitwerking is nodig.

5.3 Activiteiten

Hieronder worden de benodigde activiteiten benoemd en een inschatting gemaakt van de daarvoor benodigde tijd. Er wordt uitgegaan van een eenvoudige aanpak op basis van chlorofyl en een globale analyse van de soortensamenstelling. Aangezien de Kaderrichtlijn vraagt om inzicht in de soortensamenstelling en -abundantie, wordt ook een nadere uitwerking van dit onderdeel voorgesteld. De activiteiten omvatten in totaal 18 d en kunnen worden uitgevoerd door Kirsten Wolfstein (WSE).

1. Uitwerking van genoemde informatie tot een concept beoordeling op basis van chlorofyl en een globale analyse van de soortensamenstelling voor rijksmeren, -kanalen en -rivieren (1 d).
2. Beschouwing van het concept voorstel in het licht van een nadere studie van buitenlandse (met name Duitsland, Engeland en Denemarken) informatie (2 d).
3. Globale toetsing aan Nederlandse gegevens, waaronder de gegevensset van de 4^e Eutrofiëringsenquête (5 d).
4. Nagaan welke aanvullende informatie kan worden verkregen uit verdergaande analyse van de samenstelling en abundantie van soorten plankton, waarbij voor rivieren toch ook benthische algen worden meegenomen (4 d).
5. Nagaan welke aanvullende informatie kan worden verkregen door biovolumes te gebruiken (2 d).
6. Rapportage (4 d).

6 Macrofyten

6.1 Bestaande beoordelingssystemen en lopende projecten

Om waterplanten in meren te beoordelen is de STOWA beoordeling het meest uitgewerkte systeem. Daarnaast is de door RWS ontwikkelde AMOEBE toegepast voor het IJsselmeergebied en het Volkerakmeer. Beide methodes worden hieronder kort toegelicht. Voor oeverplanten bestaat geen STOWA beoordelingsmethode. De AMOEBE beoordeling voorziet wel een beoordeling voor oeverplanten, die wordt als laatste toegelicht.

Achtergrond beoordelingstechniek STOWA

De STOWA beoordelingsmethodiek voor waterplanten in meren is 1993 gereed gekomen (STOWA, 1993). In 2000 is de presentatiewijze enigszins aangepast. Het pakket omvat een deeltoets gebaseerd op een evaluatie van een vegetatieopname van in het water groeiende vaatplanten, mossen en kranswieren. Hierbij wordt analoog aan de Tansley-methode (score voor mate van aanwezigheid) een schatting gemaakt van de abundantie van soorten in het gehele water. Per type meer (de rijksmere vallen onder het type met een hard water karakter, totaal zijn er een vijftal typen onderscheiden) zijn vervolgens scores aan een plant toegekend op basis van kenmerkendheid en zeldzaamheid. De vegetatie opname wordt vergeleken met de scores van kenmerkendheid en zeldzaamheid. De uiteindelijk beoordeling wordt omgewerkt tot een indeling in drie kwaliteitsniveau's (aanpassing 2000). Waarden van 86 of meer duiden op het laagste kwaliteitsniveau, 34 – 67 het middelste en 33 of lager het hoogste. Deze scores vormen een onderdeel van de totale ecologische beoordeling.

Achtergrond AMOEBE beoordeling

De beoordeling op basis van de AMOEBE bestaat voor waterplanten bestaat uit het bepalen van een gewenste oppervlak van waterplanten voor twee hoofdgroepen: kranswieren en andere waterplanten. Het gewenste oppervlak wordt berekend rekening houdend met de waterdiepte waarop waterplanten kunnen worden verwacht. Voor het IJsselmeergebied is destijds gerekend met 2 m waterdiepte (zomerpeil) (Vanhemelrijk & Laane, 1997) en het Volkerakmeer met maximaal 4 m diepte (zomerdiepte) (Vanhemelrijk & de Hoog, 1996).

De AMOEBE voor beoordeling van oeverplanten bestaat uit het bepalen van een oppervlak van oeverplanten voor drie groepen: riet, biezten en moerasandijvie. Het oppervlak wordt berekend op basis van de waterdiepte waarop oeverplanten potentieel worden verwacht. Voor pioniersoorten als Moerasandijvie wordt het areaal gebruikt dat bij een bepaald peilregime droogvalt in voorjaar en zomer.

Monitoringstechniek

De vegetatieopname voor de STOWA beoordeling worden gemaakt met behulp van de Tansley schaal bestaat uit 10 klassen. Er wordt in de aanpassing van de STOWEA beoordeling van 2000 gesteld dat één of meerdere malen per jaar een vegetatie opname dient te worden gemaakt. Niet duidelijk is in hoeverre dit gebiedsdekkend dient te gebeuren, maar er wordt wel aanbevolen om te karteren op een plek waar waterplanten potentieel kunnen voorkomen. Het is uit de teksten ook niet duidelijk hoeveel karteringen worden gemaakt op wat voor oppervlak.

De bedekking van de planten in de rijkswateren worden gevolgd in semi-permanente kwadraten (van 10x10 m) langs rechte lijnen of in kwadranten (onderdeel van standaard monitoringsprogramma MWTL), of worden gebiedsdekkend uitgevoerd in 100x100 a 200 m grid, waarbij ook 10x10 meter wordt bemonsterd (monitoring ten behoeve van project). De bedekking worden met het oog geschat (in de meeste gevallen in combinatie met het gebruik van een hark). De bodembedekking wordt voor kranswieren per geslacht worden geschat en voor de overige soorten per soort, Hierbij wordt gebruik gemaakt van een logistisch toenemende klasse indeling, totaal 9 klassen. Verwacht wordt dat de informatie is om te zetten naar de Tansley-aanpak.

Ecopeil

Voor het IJsselmeergebied is een expert model ontwikkeld dat onder meer de oevervegetatie voorspelt op basis van peilbeheer, hoogteprofiel en beheer (ECOPEIL, contactpersoon Luc Jans). Aan het model is ook een natuurwaarderingsmodule gekoppeld die een doorvertaling geeft van de voorspelling van het type oevervegetatie naar het potentieel habitat voor andere organismen. Het model is toegepast ten behoeve van de WIN studie, maar niet gevalideerd en spreekt ook geen waardering uit over de oevervegetatie zelf.

6.2 Aanpak voor meren

Voorstel is om de STOWA methode te toetsen voor de rijkswateren en om vervolgens na te gaan of dit een goed uitgangspunt is voor een eenvoudige beoordeling ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. Aandacht moet gegeven worden aan hoe de STOWA beoordeling omgaat met meerdere meetpunten per meer. Het is onduidelijk hoeveel vegetatie opnames moeten worden gemaakt en als er meerdere worden gemaakt hoe de middeling tot stand komt. Verder moet de klassenindeling gebruikt voor de rijkswateren omgezet worden in de Tansley-schaal. Dit is in principe wel mogelijk, maar de gevoeligheid van de kleine verschillen tussen de indelingen voor de beoordeling moet bekeken worden. Nagegaan moet worden hoe de referentiewaarden gedifferentieerd naar meer met de genoemde methode kunnen worden verenigd.

Hypothese is dat het hoogste kwaliteitsniveau correspondeert de goede ecologische toestand of het maximale ecologisch potentieel en dat deze toestand momenteel bereikt is voor een aantal randmeren en enkele jaren geleden ook bereikt was voor het Volkerakmeer.

Uitwerking, toepassing en rapportage kosten ongeveer 10 d. Nadere analyse van systemen die elders gehanteerd worden kost ongeveer 3 d extra. Voor oeverplanten kan met de huidige AMOEBE gewerkt worden. Dit is echter ook de enige optie uitgaande van bestaande systemen. Omwerking naar de Kaderrichtlijn, beperkte toepassing en rapportage voor oeverplanten vergen 5 d. Voor de uitvoering van is dus maximaal 18 d. benodigd; deze kunnen worden geleverd door Marcel van den Berg, maar ondersteuning is nodig van iemand met GIS expertise.

7 Macrofauna

7.1 Bestaande beoordelingssystemen en lopende projecten

Stowa-beoordelingsmethode voor stromende wateren

De ecologische beoordelingsmethoden van de STOWA (STOWA, 1992) resulteren in een weergave van het ecologisch niveau van enkele zgn. 'karakteristieken' van het watersysteem (bijvoorbeeld trofie, saprobie, habitatdiversiteit, etc.). De uitspraak voor elke karakteristiek is gebaseerd op één of meerdere maatstaven. De score van de biotische maatstaven is gebaseerd op de indicatiewaarde van verschillende soorten (voor bijvoorbeeld trofie). De STOWA-beoordelingsmethode voor stromende wateren uit 1992 is volledig gebaseerd op macrofauna. Ook de beoordelingsmethoden voor kanalen (1994) en stadswateren (2001) bevatten enkele maatstaven op basis van macrofauna.

AMOEBE

De AMOEBE (Brink *et al.*, 1991) is een raderplot van enkele geselecteerde biologische doelvariabelen voor een watersysteem. De waarde van de doelvariabelen wordt uitgedrukt als percentage van de waarden in de referentietoestand. Onder de doelvariabelen zijn enkele macrofaunasoorten (2-4 per AMOEBE), uitgedrukt in aantallen per m².

EKOO/ Netwerkbenadering

Binnen de netwerkbenadering/ cenotypologie staan voorkomende gradiënten van abiotische factoren en toleranties van soorten centraal (Verdonschot, 1990). Levensgemeenschappen komen voor in een veelheid aan gradiënten en maken zo deel uit van een continuüm. Door veranderingen van milieuomstandigheden in ruimte en tijd hangen gemeenschappen met elkaar samen in een netwerk. Met behulp van de cenotypologie is het mogelijk een bepaalde lokatie te plaatsen in een netwerk van ecologische ontwikkelingsstadia. Het netwerk geeft de ontwikkelingen of maatregelen aan waardoor andere stadia bereikt kunnen worden. De netwerkbenadering is gebaseerd op een multivariate analyse van macrofauna-gegevens. De methodologie wordt ook gebruikt in het project RISTORI.

Index of Biological Integrity

De IBI (Karr & Chu, 1999) is gebaseerd op een set maatlatten. Deze maatlatten geven samen (voor verschillende schaalniveau's) een indruk van de 'gezondheid' van het ecosysteem. Afhankelijk van de hoeveelheid maatlatten resulteert de IBI in een enkel getal (bij 12 maatlatten ligt de waarde bijvoorbeeld tussen 12 en 60). Kenmerk van de maatlatten is dat de waarde van de biologische parameter (bijvoorbeeld relatieve abundantie van stromingsgevoelige soorten) gerelateerd zijn aan menselijke beïnvloeding. Er zijn IBI's ontwikkeld voor rivieren, meren en overgangswateren. Naast de bekende IBI's op basis van vissen, zijn er ook IBI's ontwikkeld op basis van macrofauna.

Andere relevante beoordelingssystemen/ literatuur

Graadmeters Natuurplanbureau (Brink *et al.*, 1999); Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 3, 9 en 11 (aquatische natuurdoeltypen) (Nijboer *et al.*, 2000; van der Molen, 2000 en Aarts, 2000); Index of Trophic Completeness (ITC) (Pavluk, 1997); Ecologische indicatoren voor toxische stress (de Vries *et al.*, 2001); Waterdialoog (WSV); Graadmeters macrofauna ecologisch rendement (van der Molen *et al.*, in voorbereiding). Daarnaast vele buitenlandse systemen, waaronder: Potamon Typien Index

(Schöll & Haybach, 2000?); Système dévaluation de la qualité de de l'eau des cours d'eau (Les études des agences de l'eau, 1999); Indice oligochètes (IOBS), Franse index op basis Oligochaeta (Norme NF T 90-390); Diverse provinciale beoordelingssystemen (Utrecht, Noord-Holland);

Relevante lopende internationale projecten

AQEM (ontwikkeling Europese beoordelingsmethodiek voor rivieren op basis van macrofauna) - contactpersoon P. Verdonschot (Alterra);

ECOFRAME (ontwikkeling Europese beoordelingsmethodiek voor meren) – contactpersoon M. Scheffer of E. Peeters (WUR).

7.2 Aanpak voor rivieren

Omdat de lopende Europese projecten (AQEM en ECOFRAME) mogelijk een impact hebben op de te ontwikkelen beoordelingsmethode, worden eerst gesprekken gevoerd met Verdonschot en Scheffer/ Peeters. In de gesprekken wordt de stand van zaken van de projecten geïnventariseerd. Duidelijk moet worden welke beoordelingssystematieken worden gebruikt, wat de projecttermijnen zijn en of de projecten mogelijk aanknopingspunten bieden voor de te ontwikkelen beoordelingsmethode. In het gesprek met Verdonschot zal tevens aandacht worden besteed aan de netwerkbenadering/cenotypologie. Van deze benadering is onduidelijk hoe zij te verenigen is met de eisen van de Kaderrichtlijn Water en REBEWA.

Afhankelijk van de uitkomsten van de gesprekken wordt de aanpak nader vastgesteld. Op basis van de bestaande beoordelingssystemen en de randvoorwaarden vanuit de Kaderrichtlijn Water en REBEWA en ligt een systematiek op basis van een aantal maatlatten echter het meest voor de hand (zie ook Reeze, 2000). Enkele bestaande systemen werken met maatlatten (STOWA-systemen, IBI, GONZ (Duel, 1997)), andere systemen zijn meestal eenvoudig terug te brengen tot maatlatten. Een dergelijke aanpak sluit bovendien mogelijk goed aan bij de systematiek bij andere kwaliteitselementen.

Om snel tot een resultaat te komen wordt de volgende aanpak voorgesteld:

1. Inventarisatie van bestaande maatlatten uit de literatuur en constructie van maatlatten waar dit voor de hand ligt. Op basis van de 'opbrengst' kan de haalbaarheid van een quick and dirty aanpak worden bepaald;
2. De nadruk ligt op de beoordeling van de ecologische toestand. Daarnaast kan bij de selectie van maatlatten rekening worden gehouden met de indicerende waarde voor verschillende vormen van menselijke belasting. Te denken valt aan saprobiëring (zuurstofverbruik), vermesting, microverontreinigingen (ecotox), verzouting, hydromorfologische veranderingen (verdwijnen habitats, stuwing), scheepvaart, warmte;
3. Controleren en aanvullen van lijsten met indicerende taxa waar dit nodig is voor de berekening van de score op de maatlat (in ieder geval STOWA-maatlatten);
4. Overnemen van bestaande klasse-indelingen (kwaliteitsklassen). Mogelijk dat in overleg met de ontwikkelaars van de STOWA-systemen (WUR, W+B, IWACO) een aanpassing van klasse-grenzen mogelijk is (in eerste instantie expert-opinion);
5. Scoremethode als IBI: score 1 toekennen laagste klasse, 3 voor middelste klasse, 5 voor hoogste klasse. De eindscore wordt bepaald door de gescoorde waarden op de afzonderlijke maatlatten bij elkaar op te tellen. Daarna is het mogelijk om op statistische basis klassegrenzen te onderscheiden (Karr, 1999).

In deze aanpak wordt de referentie-situatie impliciet gedefinieerd. Dit betekent dat er niet eerst een referentie wordt gedefinieerd, maar dat de referentie als het ware ontstaat uit de waarden voor de maatlatten bij het hoogste ecologische kwaliteitsniveau. Bij deze waarden op de maatlat is er (per definitie) geen sprake van menselijke beïnvloeding. Om te voldoen aan de eisen van de EU-KRW is het echter vrij eenvoudig om deze waarden als laatste stap terug te vertalen naar een omschrijving in termen van samenstelling en abundantie.

Schatting van de benodigde tijd voor eerste helft 2002: 200 uur (Bart Reeze), 40 uur (Bram bij de Vaate) en 40 uur (Jolande de Jonge). Hierbij is inbegrepen dat ook aandacht wordt besteed aan meren, terwijl dat volgens paragraaf 4.2 geen prioriteit heeft. Voor de nadere uitwerking van de methode, ontwikkeling van ontbrekende maatlatten en toetsing van de methode wordt ook in de tweede helft van 2002 (en daarna) een behoorlijke inspanning voorzien.

8 Vissen

8.1 Bestaande beoordelingssystemen en lopende projecten

Meren

In 1993 is de STOWA beoordelingsmethodiek voor meren gereed gekomen (STOWA, 1993). In 2000 zijn de toetsen aangepast aan de hand van opgedane ervaringen en nieuwe inzichten, maar voor vis resulteerde dit niet in wezenlijke veranderingen. De deoltoets voor de visstand is bedoeld om beheerders een indicatie te geven van de kansrijkheid van actief biologisch. De toets bestaat uit drie onderdelen: biodiversiteit, verhouding piscivore en planktivore vis en groeisnelheid brasem.

De biodiversiteit is uitgedrukt als het percentage (van de totale biomassa vis) brasem: < 30 = hoge biodiversiteit ('middelste niveau' of hoger), $30 - 60$ = matige biodiversiteit en > 60 = lage biodiversiteit. De verhouding piscivore en planktivore vis (uitgedrukt in biomassa) > 1 = 'middelste niveau' of hoger, $0,5 - 1$ = 'laagste niveau' en < 1 = 'beneden laagste niveau'. De groeisnelheid van brasem wordt gekarakteriseerd door de lengte na 6 jaar: > 32 , $29 - 32$, $26 - 29$, $23 - 26$ en < 23 cm geeft respectievelijk een groeikwalificatie van zeer goed, goed, matig, slecht en zeer slecht (Cazemier, 1975). Op basis van de aanpassing in 2000 worden waarden hoger dan 29 cm ook aangeduid als het hoogste kwaliteitsniveau, < 26 cm het laagste en daartussen het middelste kwaliteitsniveau. STOWA (1993) hield iets andere grenzen aan. De uitkomsten van dit onderdeel zijn echter gecorreleerd met het eerste onderdeel, want een hoog percentage brasem resulteert in een lage groeisnelheid.

Er zijn ook diverse, meer complexe benaderingen in gebruik of in ontwikkeling. Zo wordt in Scandinavië gewerkt met een FIX-index (Appelberg *et al.*, 2000; Tammi *et al.*, 2001).

Voor de AMOEBE van het Natte Hart zijn doelwaarden geformuleerd voor blankvoorn, brasem, snoek, snoekbaars, spiering, zeeforel en zeelt (Vanhemelrijk & Laane, 1997). De waarden zijn per deelsysteem gedifferentieerd. Voor het Volkerakmeer wordt ook baars onderscheiden, maar niet spiering, zeeforel en zeelt (Vanhemelrijk & de Hoog, 1997). De waarden zijn uitgedrukt in kg/ha. Actuele gegevens zijn verkregen door combinatie van uitkomsten van verschillende methoden en verschillende jaren.

Rivieren

Voor de AMOEBE van de rivieren zijn doelwaarden geformuleerd voor barbeel, blankvoorn, brasem, fint, rivierprik, snoek, winde, zalm en zeeforel (Postma *et al.*, 1996). De waarden zijn per riviertak gedifferentieerd en niet iedere vis wordt voor elke tak onderscheiden. Afhankelijk van soort zijn de eenheden kg/ha of aantallen. Voor de benedenrivieren zijn doelwaarden geformuleerd voor brasem, fint, snoek, snoekbaars, spiering, steur en zeeforel (Vanhemelrijk & de Hoog, 1996). De waarden zijn per riviertak gedifferentieerd en niet iedere vis wordt voor elke tak onderscheiden. Afhankelijk van soort zijn de eenheden kg/ha of aantallen.

Vanaf januari 2002 houdt het FAME project zich drie jaar bezig met 'Development, Evaluation and Implementation of a Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers - A Contribution to the Water Framework Directive'.

Namens RIZA is Joost Backx hierbij betrokken. Vermoedelijk wordt bij invulling aangesloten op de methode van Biologische Integriteit (zie hieronder).

IBI

Als gevolg van de expertise bij RIZA bieden vissen een uitstekende kans om voor meren, rivieren en overgangswateren en voor rijks- en regionale wateren een zelfde, samenhangend systeem te maken. Logisch uitgangspunt daarbij is het gebruik van de Index voor Biotische Integriteit (IBI). Onder het motto "je eigen gezondheid meet je ook niet alleen door de temperatuur op te nemen" is door Karr (Karr & Chu, 1999 en daarin aangehaalde referenties) een index ontwikkeld om de gezondheid van ecosystemen te beoordelen op basis van verschillende kenmerken van het ecosysteem. De Biologische Integriteit is gedefinieerd als: Het vermogen van een water om een aangepaste, in balans zijnde levensgemeenschap te ondersteunen, waarbij de soortensamenstelling, diversiteit en functionele organisatie in overeenstemming zijn met de biotoop in het betreffende gebied.

De IBI levert de mogelijkheid om de huidige biotische integriteit ('gezondheid') van een watersysteem (of delen daarvan) te bepalen, in vergelijking met een referentie-situatie (zoveel mogelijk ongestoorde situatie). Aan de IBI kan een kwalitatieve beoordeling worden toegekend op een schaal van 'zeer slecht' tot 'uitstekend' conform de beoordeling voor de Kaderrichtlijn. De IBI maakt het mogelijk om verschillende wateren met elkaar te vergelijken voor wat betreft hun huidige biotische integriteit en hun mogelijkheden voor een visgemeenschap / vissoorten. De IBI voegt informatie uit verschillende niveaus van visgemeenschappen samen. Categorieën waaruit informatie wordt betrokken betreffen soortenrijkdom en soortensamenstelling, de trofische samenstelling en de hoeveelheid en conditie van de vis. Binnen deze categorieën worden meetbare karakteristieken (metrieken) gekozen, die door middel van een score worden gewaardeerd. Het verschil tussen de IBI-actueel en de IBI-potentieel (referentie) geeft de omvang van de in het watersysteem aanwezige knelpunten voor de nagestreefde (MEP of GEP) visgemeenschap/vissoorten. De methodiek is ook voor macrofauna toepasbaar en biedt goede kansen om wensen vanuit het natuurbeleid (doelsoorten) mee te nemen.

8.2 Aanpak voor meren, rivieren en overgangswateren

Voor meren kan worden aangesloten bij het eerste onderdeel van de STOWA methodiek. Dit betekent een goed draagvlak en bovendien een minimale meetinspanning, waardoor veel meren bemonsterd kunnen worden. Echter, ook in opdracht van STOWA is reeds een eerste voorstel (handboek) uitgewerkt voor een eenduidige bemonstering en beoordeling van de visstand in regionale wateren met de IBI-methode. Een dergelijke uitwerking voor de Rijkswateren ontbreekt nog.

Voorgesteld wordt dit binnen dit project voor grote meren, rivieren en overgangswateren te ontwikkelen. Joost Backx (IH) is bereid zich hiervoor in te zetten (10 d. projectmanagement) en suggereert een uitbesteding door OVB of RIVO. RIVO lijkt voor de hand te liggen gezien hun rol in de visbemonsteringen in Rijkswateren. Dat zal, afhankelijk van de mate van detail en uitwerking (m.n. hoe en hoe gedetailleerd beschrijf je de referentie) rond de 50 - 100 kfl liggen. Toepassing van de methode zal extra inzet vergen. Mogelijk kan er via andere projecten nog meegefinancierd worden. Joost weet van directie Zuid-Holland dat ze ook behoefte hebben aan een IBI-overgangswateren; anderzijds is het te overwegen IBI's met geld van HK aan te bieden aan de RD's. In hoeverre doublure of verschillen ontstaan met het FAME project voor wat betreft ontwikkeling en toepassing is niet geheel duidelijk.

9 Conclusies

In de hoofdstukken 5 – 8 is een aanzet gegeven voor de uitvoering van ecologisch beoordelingsysteem voor de rijkswateren (tabel 3). Uitgangspunt was het gebruik maken van bestaande informatie (met name STOWA systemen en AMOEBE informatie), zodat er op korte termijn een resultaat is: een rapportage met daarin een ecologisch beoordelingsysteem dat aansluit op de Kaderrichtlijn en een toepassing zodat een globale indicatie van de toestand van de rijkswateren wordt verkregen. Anderzijds is ook het ‘no regret’ principe van belang: de uiteindelijke ecologische beoordeling dient binnen Nederland te worden afgestemd tussen rijks- en regionale wateren en tussen water- en natuurbeleid en daarnaast zal er te zijner tijd ook een internationale afstemming dienen te komen (intercalibratie’).

Voor fytoplankton is een aanpak voorgesteld die met weinig middelen voortborduurde op STOWA systemen en AMOEBE informatie. Hiermee wordt aansluiting gevonden met actuele systemen voor de regionale wateren. Voor macrofauna wordt ingezet op een ‘no regret’ aanpak, waarvan het ‘quick and dirty’ al minder duidelijk terug is te vinden. Gestreefd wordt naar een combinatie van bestaande systemen en een IBI-aanpak. Voor vis wordt een internationaal geaccepteerde aanpak voorgesteld die bruikbaar is voor verschillende (rijks- en regionale) watertypen en waarbij bovendien aansluiting mogelijk is met een benadering van doelsoorten. Zeker wanneer deze afstemming daadwerkelijk wordt nagestreefd, zal de methode voor vissen meer tijd in beslag nemen dan voor de overige groepen.

Tabel 3. Overzicht van de benodigde inzet voor het beoordelingsysteem in 2002:

Fytoplankton	Eenvoudige aanpak en toepassing op meren en rivieren, verkenning uitbreiding soortensamenstelling	Kirsten Wolfstein	144 uur
Macrofyten	Eenvoudige aanpak en toepassing op meren	Marcel van den Berg + GIS inzet	144 uur
Macrofauna	Combinatie van bestaande methoden en IBI-aanpak, na uitvoerige inventarisatie	Bart Reeze Jolande de Jonge Bram bij de Vaate	200 uur 40 uur 40 uur
Vissen	Op IBI gebaseerde aanpak voor meren, rivieren en overgangswateren	Joost Backx uitbesteding	80 uur 50 – 100 kfl
Cöördinatie	Interne afstemming, afstemming via STOWA	Diederik van der Molen Paul Latour	80 uur 100 uur

Literatuur

- Aarts, H.P.A., 2000, Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 11, Rijkskanalen, Lelystad, RIZA, 56 p. In opdracht van EC-LNV.
- Appelberg, M., Berquist, B.C. & E. Degerman, 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 311-315.
- Behrendt, H. & D. Opitz, 2001. Preliminary approaches for the classification of rivers according to the indicator phytoplankton. In: S. Bäck & K. Karttunen (eds.), Classification of Ecological Status of Lakes and Rivers. *TemaNord* 584: 32-36.
- Brettum, P. (1989): Alger som indikatorer på vannkvalitet i norske innsjøer. Planteplankton.-NIVA, Postbox 33, Blindern, Oslo.
- Brink, B. ten, A. van Strien, A. van Hinsberg, R. Reijnen, J. Wiertz, S. Semmekrot, H. van Doben, B. Higler, B. Koolstra, M. van der Peijl, W. Ligtoet en R. Alkemade, 1999, Graadmeters voor natuurbehoud in Nederland voor natuurplanbureauproducten, RIVM, IBN-DLO en CBS, concept 22 oktober 1999
- Brink, B.J.E. ten, S.H. Hosper en F. Colijn, 1991, A quantitative method for description and assessment of ecosystems: the AMOEBA approach, *Mar. Poll. Bull.*, 23, p. 265-270.
- Duel, H., 1997, Graadmeterontwikkeling voor het water- en natuurbeleid voor de Noordzee (GONZ), Delft, Waterloopkundig Laboratorium
- Heinonen, P. & Herve, S. (1989): Water quality classification in inland waters in Finland. *Aqua Fennica* 17: 147-156.
- Karr, J.R. & E.W. Chu, 1999. Restoring life in running waters: Better biological monitoring. Island Press Washington DC, ISBN 1559636742.
- Koeman, R. & Bijkerk, R. (2001): IKSR/CIPR workshop fytoplankton in rivieren, Bonn, 28-29 maart 2001. Verslag in opdracht voor RIZA.
- Knopf, K., U. Mischke, E. Hoehn & B. Nixdorf, 2000. Klassifizierungsverfahren von Seen anhand des Phytoplanktons. Teil I der Literaturstudie über 'Ökologische Gewässerwertung – Phytoplankton' im Auftrag der ATV/DVWK und LAWA-AG 'Stehende Gewässer.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1998): Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1989): Eutrofiëring. Water voor nu en later. Basisrapport derde Nota Waterhuishouding.
- Nijboer, R., N. Jaarsma, P. Verdonschot, D. van der Molen, N. Geilen en J. Backx, 2000, Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 3, Wateren in het riviereengebied, Wageningen/ Lelystad, Alterra/ RIZA, 156 p. In opdracht van EC-LNV.
- Nixdorf, B., U. Riedmüller, U. Mischke & E. Hoehn, 2000. Klassifizierungsverfahren für fließgewässer anhand des Phytoplanktons. Teil II der Literaturstudie über 'Ökologische Gewässerwertung – Phytoplankton' im Auftrag der ATV/DVWK und LAWA-AG 'Stehende Gewässer.
- Nixdorf, B., K. Knopf, U. Mischke & E. Hoehn, 2001. Phytoplankton monitoring, classification and assessment in German lakes and rivers: present state and problems. In: K. Karttunen (ed.), Monitoring and Assessment of Ecological Status of Aquatic Environments. *TemaNord* 563: 11-18.
- Molen D.T. van der, 2000, Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 9, Rijkswateren, Lelystad, RIZA. In opdracht van EC-LNV.

- Ott, I., 2001. Typology and ecological classification of Estonian lakes. In: S. Bäck & K. Karttunen (eds.), Classification of Ecological Status of Lakes and Rivers. *TemaNord* 584: 62-64.
- Pavluk, T., 1997, The trophic structure of macroinvertebrate communities as an approach for estimation of river ecosystem condition, Ekaterinburg, RosNIIVH.
- Portielje, R. & Van der Molen, D.T. (1997): Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. RIZA rapport 98.007.
- Postma, R., M.J.J. Kerkhofs, G.B.M. Pedroli & J.G.M. Rademakers, 1996. Een stroom natuur. Natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas. Watersysteemverkenningen 1996. RIZA nota 95.060, ISBN 9036945267, Rijkswaterstaat Arnhem.
- Reeze, A.J.G., 2000. Overzicht van ecologische beoordelingsmethoden in relatie tot de Kaderrichtlijn Water. RIZA werkdocument 2000.036X.
- Reeze, A.J.G., (red.), 2001. Projectvoorstel Ontwikkeling ecologische beoordelingsmethode rijkswateren. Intern RIZA rapport.
- Rippey, B., S. Doe, Y. McElarney, M. Neale, P. Hale & V. Crone, 2001. Classification of lakes and communities of phytoplankton, macrophytes and littoral macroinvertebrates. In: S. Bäck & K. Karttunen (eds.), Classification of Ecological Status of Lakes and Rivers. *TemaNord* 584: 69-73.
- Schöll, F. en A. Haybach, 2000?, Der Potamon-Typie-Index- ein indikatives Verfahren zur ökologischen Bewertung grosserer Fliessgewässer, in: Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 44 (1).
- STOWA, 1992a, Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater; ecologisch beoordelingssysteem voor stromende wateren op basis van macrofauna, Utrecht, Stowa, rapportnr. 92-07.
- STOWA, 1992b, Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater; wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor stromende wateren, Utrecht, Stowa, rapportnr. 92-08.
- STOWA, 1993. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor meren en plassen. STOWA rapport 93-17.
- Tammi, J., A. Lappalainen & M. Rask, 2001. Using Swedish fish index FIX in assessing degradation of Finnish eutrophic lakes – what does fish community data tell about them? In: S. Bäck & K. Karttunen (eds.), Classification of Ecological Status of Lakes and Rivers. *TemaNord* 584: 37-39.
- Vanhemelrijk, J.A.M. & W.E.M. Laane, 1997. Aanpassing AMOEBE's IJsselmeergebied. RIZA rapport 97.039, ISBN 9036950865, Watersysteemverkenningen 1997, Rijkswaterstaat.
- Vanhemelrijk, J.A.M. & J.E.W. de Hoog, 1996. AMOEBE's Benedenrivierengebied. Studie naar ecologische ontwikkelingsrichtingen. RIZA nota 96.004, ISBN 9036945275, Watersysteemverkenningen 1996, Rijkswaterstaat.
- Vanhemelrijk, J.A.M. & J.E.W. de Hoog, 1997. AMOEBE Volkerark-Zoommeer. RIZA nota 96.022, ISBN 9036945097, Watersysteemverkenningen 1996, Rijkswaterstaat.
- Verdonschot, P.F.M., 1990, Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel, Zwolle/ Leersum, Provincie Overijssel/ Rijksinstituut voor Natuurbeheer.
- Vries, M. de, T. Boudewijn en G. van der Lee, 2001, Ecologische indicators voor toxische stress in watersystemen, Delft, WL/ Delft Hydrolics.
- Willen, E. (2000): Phytoplankton in water quality assessment - an indicator concept. In: P. Heinonen, G. Ziglio & A. van der Beken (eds.): Hydrological en Limnological Aspects of Lake Monitoring. John Wiley & Sons Ltd.: 58-80.