

Ministerie van Verkeer en Waterstaat

jklmnopq

Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en

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

19 juli 2002

RIZA werkdocument 2002.123X

**Diederik van der Molen
Marcel van den Berg
Jan Kranenbarg
Bart Reeze en
Kirsten Wolfstein**

Inhoudsopgave	3
1 Doelstelling	5
2 Afbakening	7
3 Fytoplankton	9
3.1 Meren	9
3.1.1 Het STOWA beoordelingssysteem en de AMOEBE aanpak	9
3.1.2 Toepassing STOWA systeem en AMOEBE aanpak	9
3.1.3 Aanpak in het buitenland	10
3.1.4 Discussie, conclusies en aanbevelingen	11
3.2 Kanalen	12
3.2.1 Het STOWA beoordelingssysteem en de AMOEBE aanpak	12
3.2.2 Toepassing STOWA systeem en AMOEBE aanpak	12
3.2.3 Discussie, conclusies en aanbevelingen	12
3.3 Rivieren	13
3.3.1 De AMOEBE aanpak en de beoordeling volgens Koeman & Bijkerk	13
3.3.2 Toepassing van de beoordeling volgens Koeman & Bijkerk	13
3.3.3 Aanpak in het buitenland	14
3.3.4 Discussie, conclusies en aanbevelingen	14
4 Waterplanten	15
4.1 STOWA beoordelingsmethode voor meren en plassen	15
4.1.1 De STOWA methodiek	15
4.1.2 Toepassing	15
4.1.3 Discussie, conclusies en aanbevelingen	16
4.2 Voorstel methodiek gebaseerd op nutriënten en fytoplankton	17
4.2.1 Methode	17
4.2.2 Bepaling referentie situatie eutrofiëring en maximaal bedekt oppervlak	18
4.2.3 Discussie, conclusies en aanbevelingen	22
5 Macrofauna	25
5.1 Inleiding	25
5.2 Overzicht beoordelingsmethoden voor stromende wateren	25
5.2.1 Nationaal	25
5.2.2 Internationaal	26
5.3 Toepassing beoordelingsmethoden	27
5.4 Sterkte/ zwakte analyse beoordelingsmethoden	30
5.5 Conclusies	31
6 Vissen	33
6.1 Keuze ecologisch beoordelingssysteem	33
6.2 Beschrijving IBI-methode	33
6.3 Berekening en beoordeling van de IBI	34
6.4 Uitwerking IBI-methode	35
7 Conclusies	37
8 Aanbeveling	39
Literatuur	41

1 Doelstelling

De Kaderrichtlijn Water (KRW) is 22 december 2000 in werking getreden. Deze richtlijn zal in de komende jaren het waterbeheer in Nederland sterk beïnvloeden. In 2004 dienen de EU-lidstaten te rapporteren over een analyse van kenmerken van de stroomgebieden, over de beoordeling van effecten van menselijke activiteiten en over een economische analyse van het watergebruik (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 (STOWA (2001), samenwerking STOWA, RIZA, RIVM en EC-LNV) het kader waarbinnen het beoordelingssysteem ingevuld gaat worden.

Voor de ecologische beoordeling wordt tot nu toe in Nederland veel 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 KRW stelt aan de ecologische beoordeling. Aanpassing van bestaande, of ontwikkeling van nieuwe ecologische beoordelingsmethoden is dan ook noodzakelijk.

Dit project beoogt op korte termijn een aanzet te geven voor een ecologisch beoordelingssysteem voor de rijkswateren, alsmede een voorlopige toepassing daarvan om een indruk te krijgen van de toestand in termen van de KRW.

Meer in detail, het project resulteert voor fytoplankton, waterplanten, macrofauna en vissen in

1. een overzicht van enkele mogelijk relevante bestaande beoordelingssystemen met de STOWA systematiek en de AMOEBE's als uitgangspunt;
2. een prototype van een beoordelingsmethode toegesneden op de KRW;
3. een eerste indruk van de uitkomsten van de methode voor de rijkswateren;
4. een basis voor discussie en verdere uitwerking van de methode.

De voorstellen en de concrete uitwerking van de ecologische beoordeling vormen input voor het overleg tussen diverse betrokken partijen en zullen in principe een plaats krijgen in het ReBeWa project. Hierbij wordt nadrukkelijk gestreefd naar een vergelijkbare methode voor rijks- en regionale wateren.

In het vervolg van dit document worden een aantal keuzen met betrekking tot de verdere uitwerking toegelicht (hoofdstuk 2). Daarna wordt ingegaan op vier biologische kwaliteitselementen die door de KRW worden onderscheiden (hoofdstuk 3-6). Tenslotte worden de uitkomsten bediscussieerd (hoofdstuk 7) en worden vervolgacties samengevat (hoofdstuk 8).

2 Afbakening

Er zijn nog veel aspecten van de KRW niet duidelijk. Momenteel worden voor een aantal daarvan voorstellen gedaan in Guidance Documents. Voor dit project was het echter nodig om een aantal keuzen te maken. Verder was het de wens om op korte termijn reeds enig zicht te hebben op de huidige toestand van de rijkswateren, waardoor een zeer gedetailleerde uitwerking van de beoordelingsmethodiek niet goed mogelijk was. De randvoorwaarden zijn vooraf beschreven in het startdocument (van der Molen *et al.*, 2002) en worden hier kort herhaald.

De KRW onderscheidt watersystemen (rivieren, meren, overgangswateren en kustwateren), categorieën wateren (naast natuurlijke wateren zijn er sterk veranderde en kunstmatige wateren) en daarbinnen weer een typologie.

Watersystemen

In de rapportage zal worden ingegaan op meren en rivieren en voor vissen ook op de overgangswateren. Deze keuze is bepaald door de aanwezige deskundigheid en het werkgebied van RIZA. Voor de overgangswateren is afstemming gezocht met RIKZ.

Categoriën wateren

Er is nog geen uitsluitel met betrekking tot de aanwijzing van wateren als natuurlijk, dan wel sterk veranderd of kunstmatig. De beoordeling van een natuurlijk water onderscheidt 5 klassen, waarbij het hoogste niveau de onverstoorde toestand beschrijft (= zeer goede ecologische toestand). Uiteindelijk dient minimaal het op één na hoogste niveau te worden gerealiseerd (de goede ecologische toestand). Voor de sterk veranderde en kunstmatige wateren zijn er 4 klassen. Het hoogste niveau is het maximaal ecologisch potentieel, afgeleid van de referentie van de meest gelijkende categorie natuurlijke wateren. Ook hier moet minimaal het op één na hoogste niveau worden behaald (goed ecologisch potentieel). In de praktijk van de beoordeling is het onderscheid tussen natuurlijke en overige wateren echter niet zo groot en er wordt daarom verder ook geen aandacht aan besteed. Er wordt gedaan of alle wateren in de categorie natuurlijk vallen.

Typologie

De KRW vraagt om een beoordeling van elk watertype. Omdat de typologie nog niet bekend is, wordt hier per biologische kwaliteitselement (zie tabel 1) een pragmatische keuze in gemaakt.

Tabel 1: Relevante kwaliteitselementen per categorie wateren; **X** betekent dat deze kwaliteitselementen in dit project zijn onderzocht.

Kwaliteitselement	Meren	Rivieren	Overgangs- wateren	Kust- wateren
Fytoplankton	X	X	x	x
Fytobenthos	x	x	n.v.t.	n.v.t.
Macrofyten	X	x	n.v.t.	n.v.t.
Macroalgen	n.v.t.	n.v.t.	x	x
Angiospermen	n.v.t.	n.v.t.	x	x
Macrofauna	x	X	x	x
Vis	X	X	X	n.v.t.
Hydromorfologie	x	x	x	x
Fysisch-chemisch	x	x	x	x

De Kaderrichtlijn onderscheidt een aantal vormen van monitoring: toestand-, trend- en operationele monitoring. 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. De beoordeling van de huidige toestand van een waterlichaam (operationele monitoring) dient slechts plaats te vinden voor parameters van één of meer biologische kwaliteitselementen die het meest gevoelig zijn voor menselijke belastingen. In dit project zijn alleen deze uitgewerkt (tabel 1). De keuze 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 weinig toegevoegde waarde leveren met betrekking tot de beoordeling van het water.

De beoordeling dient te worden afgeleid van een natuurlijke referentie. Er is geen samenhangend beeld van de onverstoorde toestand van de rijkswateren in termen van processen, patronen en soorten. Er zijn vaak ook geen referentiewaarden voor afzonderlijke biologische kwaliteitselementen en waar er wel getallen zijn, zijn deze veelal niet beleidsmatig vastgesteld. In dit project wordt daarom per biologische kwaliteitselement een uitgangspunt gekozen en beargumenteerd. Omdat in eerste instantie is uitgegaan van de momenteel gebruikte systemen (STOWA systeem en AMOEBE's), is de natuurdoeltypologie hierbij op voorhand onderbelicht geweest (Bal *et al.*, 1995). Bovendien was de natuurdoeltypologie ten tijde van dit project nog onvoldoende kwantitatief uitgewerkt. Inmiddels is dat verbeterd (Bal *et al.*, 2001).

3 Fytoplankton

3.1 Meren

3.1.1 Het STOWA beoordelingssysteem en de AMOEBE aanpak

Het STOWA beoordelingssysteem voor meren en plassen gaat uit van vijf hoofdtypen wateren, waarvan de rijksmeren allen zijn ingedeeld bij de 'overige (harde) wateren'. Vervolgens wordt het variant-eigen karakter van een water bepaald met behulp van de kenmerkendheid van aanwezige macrofyten. Daarna worden drie karakteristieken beschouwd, de trofiegraad, verzuring en visstand. De karakteristiek trofiegraad bestaat weer uit een deelmaatstaf op basis van macrofyten en één op basis van chlorofyl-a en fytoplanktensamenstelling. Verder worden bij de maatstaf trofiegraad nog kennisregels gegeven voor het fosfor- en stikstofgehalte en voor het doorzicht (STOWA, 1993; Franken *et al.*, 2002).

Bij de deelmaatstaf chlorofyl/fytoplanktensamenstelling wordt gekeken naar het zomergemiddelde gehalte chlorofyl-a en de pH en de fytoplanktensamenstelling per seizoen (feb-mrt, apr-jun, jul-sep en okt-nov). De determinaties worden per seizoen samengevoegd. Maatgevend is het chlorofyl-a gehalte. De fytoplanktensamenstelling en pH resulteren in een typologische eenheid, welke enkel een nuancering in de beoordeling geeft bij chlorofyl-a gehalten tussen 40 en 60 µg/l. Alleen in die range behoeft de soortensamenstelling dan ook te worden bepaald.

De beoordeling resulteert in drie kwaliteitsklassen. Op basis hiervan en met gebruik van de deelmaatstaf op basis van macrofyten wordt een ecologische kwaliteit in vijf klassen gegenereerd voor de karakteristiek trofiegraad. Wanneer enkel wordt gekeken naar de deelmaatstaf chlorofyl-a wordt het middelste, bijna hoogste en hoogste niveau gerealiseerd bij een chlorofyl-a gehalte van beneden 60µg/l. Het laagste niveau wordt bereikt bij een gehalte van 60-150 µg/l. Bij een gehalte van meer dan 150 µg/l is er sprake van het beneden-laagste niveau.

Het percentage cyanobacteriën (als geheel) speelt geen rol in de STOWA beoordeling. In het kader van de AMOEBE-studies zijn per meer duidelijke grenzen aangegeven voor referentie- en streefwaarden voor chlorofyl-a en wordt verder vaak een bovengrens van 20% cyanobacteriën genoemd. De referentiewaarde ligt meestal beneden 40 µg/l chlorofyl-a. Voor het Volkerak-Zoommeer wordt bijvoorbeeld 7,5 µg/l aangehouden, voor de randmeren 20 µg/l en voor het IJsselmeer 30 µg/l (Vanhemelrijk & Laane, 1997; Vanhemelrijk & de Hoog, 1997).

3.1.2 Toepassing STOWA systeem en AMOEBE aanpak

Op basis van beide systemen en de klassen van de KRW is een voorlopige beoordeling gemaakt. Bij een chlorofyl-a < 40 µg/l en een percentage cyano's < 20% wordt de toestand beoordeeld als zeer goed, chlorofyl-a < 40 µg/l en percentage cyano's 20% of meer = goed, chlorofyl-a 40-60 µg/l = matig, chlorofyl-a 60-150 µg/l = onvoldoende, chlorofyl-a > 150 µg/l = slecht. Tabel 2 geeft de resultaten van deze beoordeling van de rijkswateren weer voor de monitoringsgegevens van 2000.

Tabel 2. Ecologische beoordeling van de rijksmeren voor 2000 op basis van een combinatie van het STOWA beoordelingssysteem en AMOEBE's. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

	Zomergemiddeld chlorofyl-a ($\mu\text{g/l}$)	Aandeel cyanobacteriën (zomergemiddeld, %)
Volkerak-Zoommeer	39	56 (27 % <i>Microcystis</i> sp.)
Markermeer	75	22
IJsselmeer	75	39
Wolderwijd	9	50
Veluwemeer	9	46
Eemmeer	53	41
Ketelmeer	11	20

Op basis van deze beoordeling verkeren 4 van de 7 meren reeds in de goede ecologische toestand. Het Eemmeer heeft een matige toestand, terwijl IJsselmeer en Markermeer onvoldoende scores. Op basis van de uitkomsten en andere ecologische kennis van de systemen lijken de randmeren een terechte beoordeling te hebben. Het Volkerak-Zoommeer komt iets te gunstig uit de beoordeling, terwijl er voor het IJsselmeer en Markermeer een te negatief beeld wordt geschetst.

3.1.3 Aanpak in het buitenland

Knopf *et al.* (2000) hebben een literatuuranalyse uitgevoerd voor beoordelingssystemen van meren en rivieren in Europa. Er is naar verschillende parameters gekeken zoals chlorofyl-a gehalte, zichtdiepte, P-gehalte en de rol van indicatorsoorten (tabel 3). Nixdorf & Mischke (2002) stellen een beoordelingssysteem voor, waarin laagland meren (met hard water, $\text{Ca}^{2+} > 15 \text{ mg/l}$) in noord Duitsland worden ingedeeld volgens de relatie tussen de grootte van het stroomgebied en het volume en de diepte van het meer. Zij stellen het gebruik van het chlorofyl-a gehalte en biovolume als biomassaparameter voor. Het biovolume kan relatief eenvoudig worden bepaald indien ook de soortensamenstelling wordt gemeten. Redenen om ook naar biovolume te kijken zijn:

1. Een hoog chlorofylgehalte kan een gevolg zijn van een hoog biovolume en een relatief laag celgetal (dominantie van diatomeeën) óf bij een laag biovolume en hoog celgetal (dominantie van cyanobacteriën).
2. De relatie chlorofyl-a en biomassa (chlorofyl-a is ongeveer 1% van de biomassa) varieert afhankelijk van soort en fysiologisch toestand van de cellen.

Tabel 3. Lijst met indicatorsoorten voor verschillende trofieniveau's in meren (Knopf *et al.* 2000).

Trofieniveau	Indicatorsoorten
Oligotroof	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> , <i>Aphanothece ellipsoida</i> , <i>Chlorella minutissima</i> , <i>Crucigenia irregularis</i> , <i>Oocystis marssonii</i> , <i>Synechococcus</i> sp.
Mesotroof	<i>Cyclotella tripartita</i> , <i>Gomospahaeria lacustris</i> , <i>Quadricula lacustris</i> , <i>Stauroneis cuspidatus</i> , <i>Tabellaria fenestrata</i>
Eutroof	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> , <i>Closterium</i> spp., <i>Crucigenia tetrapedia</i> , <i>Cyclotella menghiniana</i> , <i>Microcystis</i> spp., <i>Pediastrum</i> spp., <i>Tetraedum</i> spp., <i>Stephanodiscus</i> spp.

LAWA (1998) geven als bovengrens voor de referentietoestand van mesotrofe meren een waarde van $10 \mu\text{g/l}$. De rijksmeren in Nederland kunnen ook worden gekarakteriseerd als mesotrofe laagland systemen. Bij het vaststellen van grenzen voor chlorofyl-a wordt veelal rekening gehouden met P-gehalten die behoren bij de onverstoorde toestand. Overigens wordt in Duitsland nagegaan in hoeverre een referentiebeeld is te reconstrueren met paleolimnologisch onderzoek (Nixdorf & Mischke, 2002). Meer specifiek wordt hiermee antwoord gezocht op de volgende vragen:

1. Is de referentie toestand van de meren één die is gedomineerd door fytoplankton of door macrofyten?

2. Hoeveel en welke cyanobacteriën behoren er bij een goede ecologische toestand?

De in Duitsland gebruikte classificatie komt redelijk overeen met het voorstel van Heinonen & Herve (1987) voor Finse meren. Aangepast van 7 naar 5 klassen zijn de volgende klassen gemaakt op basis van chlorofyl-a: zeer goed: < 3 µg/l; goed: 3-20 µg/l met mogelijke algenbloei; matig: 10-30 µg/l met optreden van een algenbloei; onvoldoende: 30-100µg/l met een cyanobacteriënbloei in de nazomer; slecht: > 100 µg/l met cyanobacteriënbloei.

3.1.4 Discussie, conclusies en aanbevelingen

Het STOWA beoordelingssysteem is een redelijk uitgangspunt voor de beoordeling. De beoordeling kan in hoofdzaak plaatsvinden op basis van chlorofyl. In vergelijking met de informatie gebruikt voor de AMOEBE's, buitenlandse bronnen en omdat de theoretische referentiestatus van de rijksmeren als mesotroof kan worden gekarakteriseerd, lijken de chlorofyl-a waarden, die bij de goede en zeer goede toestand behoren, aan de hoge kant. In overleg met Duitse partners wordt als bovengrens voor de zeer goede toestand 15 µg/l en voor de goede toestand 30 µg/l chlorofyl-a voorgesteld. Dit voorstel verdient echter nader onderzoek.

Het STOWA systeem is bij chlorofyl-a gehalten tussen 40 en 60 µg/l niet erg transparant. De hier voorgestelde aanpak heeft als voordeel dat deze wel transparant is en dat een relatief geringe monitoringsinspanning voldoet. De STOWA aanpak wel meer rekening met typologische verschillen. Echter, ook de STOWA aanpak maakt nog onvoldoende onderscheid tussen de rijksmeren om recht te doen aan onderlinge verschillen. Het Ketel- en Eemmeer liggen bijvoorbeeld direct na een rivier en hebben daardoor een relatief korte verblijftijd in vergelijking met de overige meren. Ook verschilt bijvoorbeeld de diepte en de aanwezigheid van anorganisch gesuspendeerd materiaal tussen de meren, waardoor de hoeveelheid licht voor het fytoplankton niet gelijk is tussen de meren. Rippey *et al.* (2001) en diverse andere bronnen concluderen ook dat de soortensamenstelling fytoplankton en de relatieve abundantie samenhangt met het type water. Bovendien lijkt een verdere uitsplitsing van typen noodzakelijk voor de rijksmeren.

Het is niet duidelijk in hoeverre het omgaan met de soortensamenstelling in de (aangepaste) STOWA beoordeling voldoet aan de eisen van de KRW. Een uiteindelijk keuze moet worden gemaakt in samenhang met de aanpak van regionale meren en plassen en de exacte eisen vanuit de KRW. De representativiteit van huidige monsterpunten van de rijkswateren vormt mogelijk een probleem bij toepassing van een beoordelingsmethode die rekening houdt met bijzondere soorten. Soorten als goudalgen, die vooral in de oeverzones worden aangetroffen en wel een rol spelen in de typologische eenheden, worden niet standaard bemonsterd.

Naast meren en plassen heeft STOWA (1994a) een beoordelingssysteem gemaakt voor zand-, grind- en kleigaten. Deze wateren wijken af van meren en plassen, doordat ze meestal dieper zijn. Wanneer ze worden aangewezen als kunstmatige wateren, zijn de meren wel de categorie waarvan de referenties zullen worden afgeleid. De beoordeling is gebaseerd op onder meer fytoplankton en epifytische diatomeeën. Er worden drie klassen onderscheiden en vijf ecologische kwaliteitsniveau's. Als belangrijkste beïnvloedingsfactoren worden eutrofiëring, saprobiëring, verzilting en verzoeting, verzuring en alkaliseren en inrichting genoemd. Voor de factor eutrofiëring worden als maatstaven het chlorofyl-a gehalte en de samenstelling van het fytoplankton aangegeven. Voor de factor saprobiëring, verzilting/verzoeting en verzuring/alkaliseren worden diatomeeën gebruikt als indicator. Er wordt verder een lijst gepresenteerd met algemeen in wingaten voorkomende fytoplankton- en epifytische diatomeeënsoorten, die ingedeeld worden naar indicatiewaarde. De informatie lijkt goed bruikbaar nadat een nadere typologie van de stagnante wateren is gemaakt.

3.2 Kanalen

3.2.1 Het STOWA beoordelingssysteem en de AMOEBE aanpak

De aanpak uit AMOEBE studies is gebaseerd op het gehalte aan chlorofyl-a en het percentage blauwalgen in het zomerhalfjaar. De referentiewaarde chlorofyl-a genoemd voor de Maaskanalen is kleiner of gelijk aan 20 µg/l met een aandeel cyanobacteriën beneden 20%. De streefwaarde voor chlorofyl-a is een waarde kleiner dan 50 µg/l. De aanpak van de Watersysteemrapportage Kanalen volgt de STOWA methode (STOWA, 1994b). Het STOWA systeem voor regionale kanalen is gebaseerd op chlorofyl-a gehalte en indicator-soorten voor oligotrofie en eutrofie en onderscheidt drie ecologische klassen op basis van chlorofyl-a. Het laagste ecologische niveau bij een chlorofyl-a gehalte > 50µg/l , het middelste ecologische niveau bij een chlorofyl-a gehalte tussen 25 en 50 µg/l en hoogste ecologische niveau bij een chlorofyl-a gehalte < 25 µg/l.

3.2.2 Toepassing STOWA systeem en AMOEBE aanpak

Als uitgangspunt voor de voorlopige beoordeling ten behoeve van de KRW wordt hier een combinatie van het STOWA beoordelingssysteem en de AMOEBE aanpak voorgesteld. Bij een gehalte chlorofyl-a < 25 µg/l en percentage cyano's < 20% wordt de toestand als zeer goed beoordeeld, chlorofyl-a < 25 µg/l en percentage cyano's 20% of meer = goed, chlorofyl-a 25-50 µg/l en percentage cyano's < 20% = matig, chlorofyl-a 25-50 µg/l en percentage cyano's 20% of meer = onvoldoende, chlorofyl-a > 50 µg/l = slecht. Tabel 4 illustreert de resultaten.

Tabel 4. Ecologische beoordeling van een aantal rijkskanalen voor 2000 op basis van een combinatie van het STOWA beoordelingssysteem en AMOEBE's. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

	Zomergemiddeld chlorofyl-a (µg/l)	Aandeel cyanobacteriën (zomergemiddeld, %)
Noordzeekanaal IJmuiden	16	39
Noordzeekanaal Amsterdam	11	46
Lekkanaal	4	8
Kanaal Terneuzen/Sas v. Gent	4	8
Twentekanaal	38	41
Bijlandskanaal (Bovenrijn/ Lobith)	9	

Op basis van chlorofyl-a worden de meeste kanalen als goed of zeer goed beoordeeld. De chlorofyl-a gehalten zijn weliswaar laag, maar de ecologische toestand voor andere ecologische variabelen zal vermoedelijk minder gunstig zijn.

3.2.3 Discussie, conclusies en aanbevelingen

De aanwezige kennis lijkt gemakkelijk om te zetten naar een beoordelingssysteem. Er is uitgegaan van 5 klassen, maar dat zullen er uiteindelijk 4 moeten worden omdat kanalen zeer waarschijnlijk niet tot de categorie natuurlijke wateren zullen worden gerekend. In een vervolg onderzoek zal blijken of de rijkskanalen nog worden verdeeld in typen. Er moet dan ook worden nagegaan in hoeverre de getallen nog moeten worden gedifferentieerd op basis van de typologie.

Ook bij kanalen ligt de nadruk op een beoordeling gebaseerd op chlorofyl-a. Het is niet duidelijk in hoeverre het omgaan met de soortensamenstelling in de (aangepaste) beoordeling voldoet aan de eisen van de KRW. Een uiteindelijk keuze moet worden gemaakt in samenhang met de aanpak van regionale kanalen en de exacte eisen vanuit de KRW.

3.3 Rivieren

3.3.1 De AMOEBE aanpak en de beoordeling volgens Koeman & Bijkerk

Het STOWA systeem voor stromende wateren maakt geen gebruik van chlorofyl-a. Er zijn twee andere Nederlandse bouwstenen voor fytoplankton beoordeling in de grote rivieren: een voorstel van Koeman & Bijkerk (2001) en de AMOEBE studies (Vanhemelrijk & de Hoog, 1996; Postma *et al.*, 1996).

Koeman & Bijkerk (2001) stellen een aanpak voor die gebaseerd is op chlorofyl-a gehalten en diatomeeënsoorten. De klassenindeling met betrekking tot chlorofyl-a is gebaseerd op de verhouding tussen chlorofyl-a en totaal-P voor het meetpunt Lobith, uitgaande van zomergemiddelden uit de periode 1987-1999. Bij chlorofyl-a < 5 µg/l wordt de toestand beoordeeld als zeer goed, 5-10 µg/l = goed, 11-25 µg/l = matig, 26-40 µg/l = onvoldoende en > 40 µg/l = slecht. Vanaf 1994 lag de zomergemiddelde chlorofyl-a gehalte tussen 6 en 18 µg/l. Koeman & Bijkerk (2001) schatten het achtergrondgehalte zonder antropogene belasting op <35 µg/l totaal-P. De genoemde chlorofyl-a waarden voor de (zeer) goede toestand zijn relatief laag in vergelijking met de waarden uit de AMOEBE studies (referentie voor de rivieren van 10 tot 25 µg/l, afhankelijk van de riviertak en al of niet gestuwde trajecten, referentie voor benedenrivieren van 15 µg/l).

De diatomeeënsoorten worden door Koeman & Bijkerk (2001) gebruikt als stress indicator en is samengesteld op grond van historische gegevens/literatuur, autecologische informatie en expert judgement (Ton Joosten en Ronald Bijkerk). Er zijn weegfactoren zijn toegevoegd aan de beoordeling, zodat soorten met een hoge relatieve abundantie meer bijdragen aan het eindoordeel dan soorten waarvan een enkel individu wordt waargenomen. De genoemde diatomeeënsoorten worden meestal niet gedetermineerd. In rivieren in een goede ecologische toestand wordt de soortensamenstelling door diatomeeën gedomineerd (Wehr & Descy, 1998), maar er zijn echter ook seizoensgebonden veranderingen. Zo kunnen in de zomer Chlorophyceae domineren. Cyanobacteriën verschijnen meestal alleen in zomer en nazomer, omdat zij langzaam groeien en niet goed zijn aangepast aan turbulentie.

3.3.2 Toepassing van de beoordeling volgens Koeman & Bijkerk

Vooralsnog is de aanpak van Koeman & Bijkerk (2001) aangehouden voor een voorlopige beoordeling van de toestand van de grote rivieren (tabel 5). De ecologische toestand wordt op basis van chlorofyl-a gekarakteriseerd als goed (4 maal) en matig (5 maal). Wanneer de gegevens van de AMOEBE studies worden gebruikt zouden nagenoeg alle meetpunten minimaal goed scoren.

Tabel 5. Ecologische beoordeling volgens Koeman & Bijkerk (2001) op basis van metingen in de grote rivieren voor 2000. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

	Zomergemiddeld chlorofyl-a (µg/l)	Aandeel cyanobacteriën (zomergemiddeld, %)
Nieuwe waterweg/ Hollandsche IJssel	6	6
Nieuwe Maas	10	
Oude Maas (Puttershoek)	10	2
Haringvlietsluis	12	15 (11% Aphanizomenon)
Hollandsch Diep (Bovensluis)	10	11
IJssel (Kampen)	12	5
Grensmaas (Eijsden)	13	7
Grensmaas (Stevensweert)	18	
Gestuwde Maas (Belfeld)	13	5 (4% Aphan & Microc)

3.3.3 Aanpak in het buitenland

In Duitsland is voor stromende wateren een trofie-indicator in ontwikkeling, die is gebaseerd op het P-gehalte, doorzicht en chlorofyl-a (Berendt & Opitz 2001). Berendt & Opitz (2001) baseren de chlorofyl-a gehalten op P- gehalten. Zij gaan uit van een achtergrondsgelalte van 40-50 µg/l, wat hoger is dan die van Koeman & Bijkerk (2001). Verder is er het systeem van LAWA (1998). Beide systemen zijn in tabel 6 met elkaar vergeleken, nadat ze zijn omgezet naar 5 klassen volgens de KRW.

Tabel 6. Classificatie van de waterkwaliteit van rivieren op basis van chlorofyl-a volgens twee uit Duitsland afkomstige systemen.

Classificatie	Chlorofyl-a (µg/l) (Berendt & Opitz, 2001) (50% percentiel waarden)	Chlorofyl-a (µg/l) (LAWA, 1998) (gemiddelde van mrt t/m okt)
zeer goed	< 18	1-8
goed	18-27	7-30
matig	27-40	25-50
onvoldoende	40-83	50-100
slecht	83-140	>100

Uit de tabel blijkt dat er grote verschillen zijn tussen beide systemen voor wateren met een goede kwaliteit, terwijl de grens tussen goede en matige kwaliteit vergelijkbaar is. In Duitsland is momenteel nog een beoordelingssysteem op basis van diatomeeën in ontwikkeling voor wateren die vallen in de hogere kwaliteitsklassen (Irmer, 2000).

3.3.4 Discussie, conclusies en aanbevelingen

Het beoordelingssysteem van Koeman & Bijkerk (2001) met betrekking tot chlorofyl-a lijkt een goed uitgangspunt voor de KRW. De chlorofyl-a waarden van LAWA (1998) zijn in de hoogste klassen vergelijkbaar met die van Koeman & Bijkerk. Koeman & Bijkerk leggen de grens tussen een goede en een matige kwaliteit ruim lager dan de informatie die valt af te leiden uit de AMOEBE studies en beide beoordelingssystemen uit Duitsland. In de laagste klassen is er ook een groot verschil tussen de waarden uit Nederland en Duitsland. Koeman & Bijkerk laten de klasse 'slecht' reeds beginnen bij 40 µg/l. Op basis van kennis van referentiesystemen en ervaring met beoordeling in ons omringende landen, bestaat daarom het gevoel dat de waarden behorend bij de (zeer) goede ecologische toestand iets hoger liggen dan aangegeven door Koeman & Bijkerk.

Bedacht moet worden dat het rivierplankton vooral afhankelijk is van fysische en hydrologische condities (welke ook door mensen kunnen zijn beïnvloed) en minder van nutriënten, zoals voor de stagnante wateren. Volgens Admiraal *et al.* (1994) moet voor de Rijn niet uitgaan worden van een P-limitatie. Het is dan ook opvallend dat verschillende beoordelingssystemen uitgaan van P-concentraties. Volgens Behrendt & Opitz (2001) is een rivier gedomineerd door plankton, als het de troebelheid significant beïnvloedt. Zij nemen aan, dat de troebelheid van een laagland rivier met een stroomgebied van > 100.000 km² sterk door fytoplankton wordt beïnvloed. Verder kan een grote dag/nacht amplitude van zuurstof erop wijzen dat de ecologie van de rivier door plankton wordt gedomineerd. Als er een stuw aanwezig is, is het moeilijk allochtoon plankton en rivierplankton te onderscheiden. Tenslotte gaan de algen mee met het stromende water, dat wil zeggen, dat een monster van een bepaalde locatie de kwaliteit van een andere locatie verder op aangeeft. Om deze redenen is fytoplankton niet de meest optimale biologische groep voor de ecologische beoordeling van rivieren.

Het gebruik van de soortensamenstelling in plaats van de biomassa lijkt geen goed alternatief, al wordt er momenteel wel onderzoek naar gedaan. Benthische diatomeeën zijn mogelijk een betere groep om een diagnose voor de grote rivieren te stellen.

4 Waterplanten

4.1 STOWA beoordelingsmethode voor meren en plassen

4.1.1 De STOWA methodiek

De STOWA beoordelingsmethodiek voor meren en plassen (STOWA, 1993; Franken *et al.*, 2002) gaat uit van vijf hoofdtypen wateren, waarvan de rijksmeren allen zijn ingedeeld bij de 'overige (harde) wateren'. Vervolgens wordt het variant-eigen karakter van een water bepaald met behulp van de kenmerkendheid van aanwezige macrofyten. Daarna worden drie karakteristieken beschouwd, de trofiegraad, verzuring en visstand. De karakteristiek trofiegraad bestaat weer uit een deelmaatstaf op basis van macrofyten en één op basis van chlorofyl-a en fytoplanktensamenstelling (zie paragraaf 2.1).

Met een vegetatieopname 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 zijn vervolgens scores aan een plant toegekend op basis van kenmerkendheid en zeldzaamheid. De uiteindelijk beoordeling van het variant-eigen karakter bestaat uit een indeling in drie kwaliteitsniveau's.

STOWA (1993) geeft aan dat gebruik is gemaakt van in het water groeiende vaatplanten, mossen en kranwieren. Kranwieren zijn voor de bepaling van het variant-eigen karakter allen ingedeeld in de groep 'kwetsbaar en bedreigd' (p. 50). Voor de deelmaatstaf trofiegraad is dit niet aangegeven (p. 58, 59). Franken *et al.* (2002) noemen kranwieren in het geheel niet en geven weegfactoren aan de in het water groeiende vaatplanten en mossen voor zowel het variant-eigen karakter als voor de deelmaatstaf trofie.

Er wordt in de aanpassing van de STOWA beoordeling (Franken *et al.*, 2002) 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 wordt gevolgd

- in semi-permanente kwadraten (van 10 x 10 m) langs rechte lijnen of in kwadranten (onderdeel van standaard monitoringsprogramma MWTL) of
- gebiedsdekkend in 100 x 100 tot 100 x 200 m grid, waarbij ook 10x10 meter wordt bemonsterd (monitoring ten behoeve van project).

De bedekking wordt met het oog geschat (in de meeste gevallen in combinatie met het gebruik van een hark). De bodembedekking wordt voor kranwieren per geslacht geschat en voor de overige soorten per soort. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een logistisch toenemende klasse indeling, totaal 9 klassen.

4.1.2 Toepassing

Alvorens de STOWA methodiek toe te passen op de rijkswateren zijn een aantal aannames gedaan en voorbereidingen uitgevoerd:

1. De beoordeling is alleen uitgevoerd voor het variant-eigen karakter, dus het bepalen in welke mate een meer tot de groep harde wateren behoort. Er is geen toepassing uitgevoerd voor de deelmaatstaf trofiegraad.
2. De beoordeling is uitgevoerd op basis van het bedekte areaal van waterplanten over het gehele te beoordelen gebied. Voor het IJsselmeergebied is de schatting van het bedekte areaal gebaseerd op intensieve kartering in semi-permanente kwadraten (10 x 10m) die verspreid liggen in het gehele gebied. Het areaal waterplanten wordt berekend als percentage aanwezigheid van het totale meer en beschouwd als één Tansley vegetatieopname. Voor de overige rijkswateren is een deel van het gebied gekarteerd.

Voor het Volkerakzoommeer is een translatie gemaakt voor de resultaten uit deze kwadraten naar een areaal bedekking.

3. Het bedekkingspercentage is per soort omgezet in een Tansley code (tabel 7).

4. De puntwaardering op een schaal van 0 tot 100 is opgesplitst in een vijftal gelijke klassen.

De resultaten van de toepassing zijn weergegeven in tabel 8 voor enkele meren en voor een hypothetisch meer.

Tabel 7. Conversietabel van berekende waterplant bedekking (als % van het meeroppervlak gebruikt) naar een Tansley schaal, zoals omschreven in de STOWA (1993).

Bedekt oppervlak waterplanten (%)	Tansley schaal	Omschrijving
0	0	Afwezig
0-1	1	Zeldzaam
1-5	2	Af en toe
5-15	3	lokaal frequent
15-25	4	Frequent
25-50	6	(locaal) Abundant of lokaal dominant
50-100	9	(Co)Dominant

Tabel 8. Variant-eigen karakter van enkele rijkswateren op basis van de aangepaste STOWA methode. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

Meer	Jaar	Aantal soorten	Areaal bedekt oppervlak (% meeroppervlak)	Resultaat
Veluwemeer	1988	9	40	40
Veluwemeer	2000	11	90	30
Eemmeer	2000	3	10	53
Volkerak	1990	10	5	44
Hypothetisch meer	1990	kenmerkende soort	1	0
Hypothetisch meer	2000	kenmerkende soort	100	0

Het valt op dat de twee jaren van het Veluwemeer gelijk worden beoordeeld, terwijl de situatie in 2000 veel beter was dan in 1988. Dit wordt veroorzaakt doordat de methode relatief ongevoelig is voor kwantitatieve bijdrage van een bepaalde soort. Dit is in de tabel geïllustreerd aan de hand van een hypothetisch meer. Stel dat een meer met 1 % bedekt is met een kenmerkende soort dan krijgt dit meer dezelfde maximale waardering als wanneer er met dezelfde soort 100 % bedekking is. Als er meerdere soorten aanwezig zijn weegt de methode wel de kwantitatieve bijdrage, maar dan vooral als correctie tussen soorten die in een verschillende mate karakteristiek zijn. Verder worden veel soorten in de rijkswateren niet als kenmerkend beschouwd. Zo geldt voor het IJsselmeergebied dat alleen kranwieren en Smalbladige waterweegbree kenmerkend zijn, en alle andere soorten minder kenmerkend zijn.

4.1.3 Discussie, conclusies en aanbevelingen

Op basis van een toepassing van de STOWA methode wordt het volgende geconcludeerd:

- de KRW vraagt om een kwalitatieve en een kwantitatieve beoordeling, terwijl STOWA methode vooral kwalitatief is,
- het is niet duidelijk of macroalgen (zoals kranwieren) voor meren genoemd worden in de KRW (in art. 1.1.2 van bijlage V wordt weliswaar gesproken van 'overige waterflora', maar art. 1.2.2 van bijlage V wordt slechts gesproken van macrofyten naast fytoplankton en -benthos). Macroalgen zitten ook niet goed in de STOWA aanpak, maar zijn van groot belang als biologisch kwaliteitselement voor de grote meren.

Voorgesteld wordt om naast de kwalitatieve beoordeling een kwantitatief spoor te ontwikkelen, om kranwieren op te nemen in de kwalitatieve beoordeling en om de kenmerkende soorten die daarin worden genoemd kritisch na te gaan. Voor de kwantitatieve aanpak is in de volgende paragraaf een verkenning gedaan.

Kranswieren zijn uitgewerkt in de STOWA methode, maar wel een dominant onderdeel in de watervegetaties van gezonde rijkswateren. Daarom wordt een voorstel gedaan om de soorten beter in de beoordeling op te nemen (tabel 9). De kenmerkendheid en mate van bedreiging voor kranswiersoorten is bepaald op basis van hun ecologische voorkomen in Nederland en Europa (Nat *et al.*, 1994, Schaminee *et al.*, 1995; Van Raam *et al.*, 1998). Kenmerkendheid van de soorten is bepaald aan de hand van de grootte en hardheid van het water, brakke omstandigheden en het pionierskarakter. De mate van bedreiging is overgenomen van de Rode lijst voor Nederlandse kranswieren, zoals gepubliceerd in Van Raam *et al.* (1998). Overigens moet worden opgemerkt dat het op basis van de huidige monitoring lastig is om naar soort te onderscheiden; wel is een indeling naar geslacht mogelijk.

Tabel 9. Kenmerkendheid van kranswieren voor grote zoete meren (IJsselmeergebied, Delta).

Soort	Rode lijst	Rijkswateren
<i>Chara aculeolata</i>	zeer sterk bedreigd	niet kenmerkend
<i>Chara aspera</i>	sterk bedreigd	kenmerkend en bedreigd
<i>Chara baltica</i>	sterk bedreigd	niet kenmerkend
<i>Chara canescens</i>	sterk bedreigd	minder kenmerkend
<i>Chara connivens</i>	bedreigd	minder kenmerkend
<i>Chara contraria</i>	bedreigd	minder kenmerkend
<i>Chara globularis</i>	niet bedreigd	kenmerkend en niet bedreigd
<i>Chara major</i>	niet bedreigd	minder kenmerkend
<i>Chara vulgaris</i>	niet bedreigd	minder kenmerkend
<i>Nitella capillaris</i>	bedreigd	niet kenmerkend
<i>Nitella flexilis</i>	niet bedreigd	minder kenmerkend
<i>Nitella opaca</i>	sterk bedreigd	niet kenmerkend
<i>Nitella hyalina</i>	zeer sterk bedreigd	kenmerkend en bedreigd
<i>Nitella mucronata</i>	bedreigd	niet kenmerkend
<i>Nitella syncarpa</i>	zeer sterk bedreigd	niet kenmerkend
<i>Nitella tenuissima</i>	zeer sterk bedreigd	niet kenmerkend
<i>Nitella translucens</i>	bedreigd	niet kenmerkend
<i>Nitellopsis obtusa</i>	bedreigd	kenmerkend en bedreigd
<i>Tolypella glomerata</i>	sterk bedreigd	kenmerkend en bedreigd
<i>Tolypella intricata</i>	sterk bedreigd	minder kenmerkend
<i>Tolypella prolifera</i>	bedreigd	niet kenmerkend

Een methode om watervegetaties te beoordelen in sloten en beken is gepresenteerd in STOWA (2002). De methode beoordeelt de ontwikkelingsgraad van associaties. Per watertype wordt een referentie associatie vastgesteld. De te beoordelen situatie wordt vastgesteld door de mate van afwijking van referentie associatie te bepalen. De referentie situatie wordt bepaald per watertype (Bal *et al.*, 2001). De methode maakt net als de STOWA methode gebruik van de abundantie van soorten. Deze methode heeft zeker ook potenties voor de meren, maar kan niet zonder meer worden toegepast omdat geen rekening wordt gehouden met de waterdiepte waaronder waterplanten niet meer voorkomen.

4.2 Voorstel methodiek gebaseerd op nutriënten en fytoplankton

4.2.1 Methode

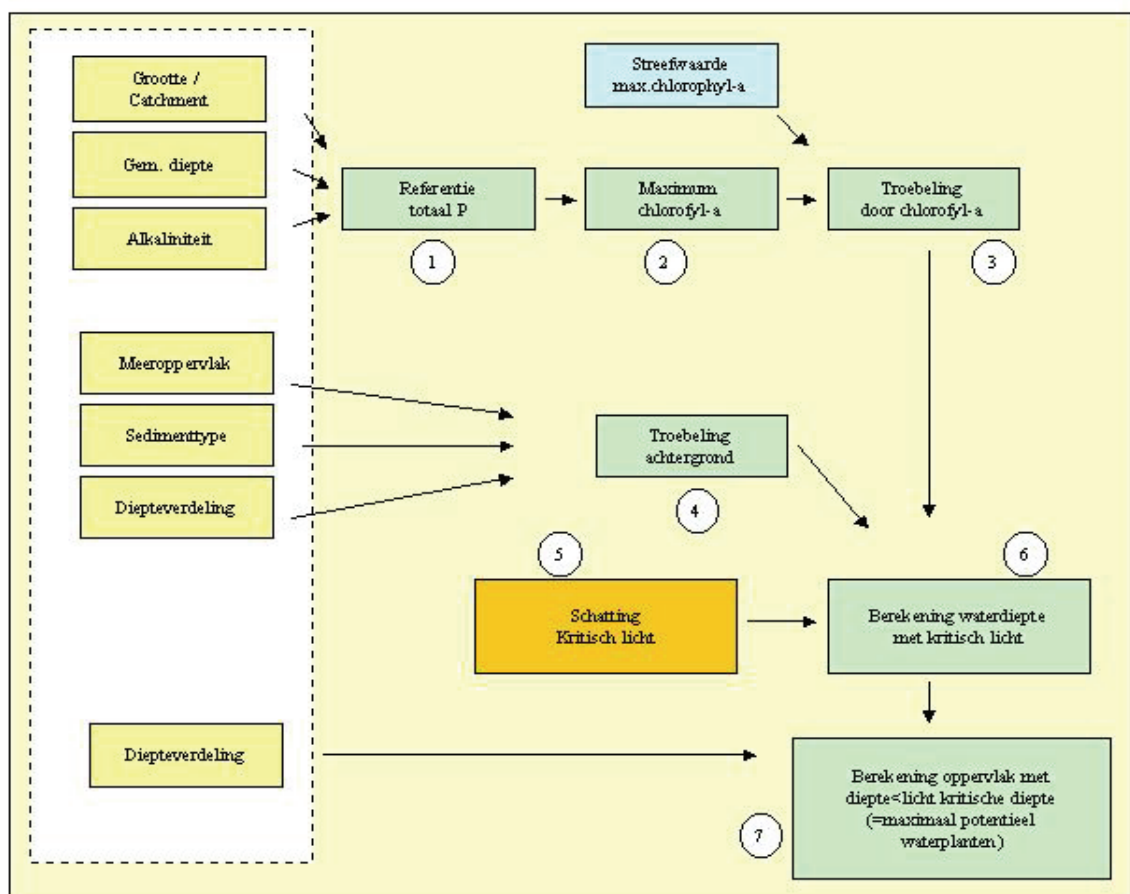
De nieuwe methode moet in staat zijn een goede kwantitatieve (i.e. het bedekt oppervlak) waardering van de aanwezigheid van waterplanten te geven. De KRW relateert de ecologisch goede toestand en indirect het maximaal ecologisch potentieel aan een referentie conditie. De referentie conditie moet de situatie weerspiegelen die zou bestaan zonder significante menselijke invloed. De eerste stap is dus dat er een goed kwantitatief beeld komt van de referentie conditie. De volgende stap is de beoordeling in hoeverre de toestand van een meer afwijkt van de referentie conditie.

Voor waterplanten in Nederland geldt dat de menselijke invloed werkt via eutrofiëring en verdiepingen. Het oppervlak waterplanten dat aanwezig is zonder eutrofiëring en zonder verdiepingen kan worden beschouwd als het referentie oppervlak. Dit impliceert naast het bepalen van de referentie situatie voor waterplanten ook het bepalen van de referentiesituatie voor belangrijke eutrofiëringparameters, zoals P-concentratie en helderheid van het water. De hier gepresenteerde beoordelingsmethode beoogt de problemen en witte vlekken te signaleren die te verwachten zijn bij de uitwerking van deze nieuwe benadering en te testen of de methode perspectief biedt voor verdere uitwerking.

4.2.2 Bepaling referentie situatie eutrofiëring en maximaal bedekt oppervlak

In figuur 1 is schematisch weergegeven hoe het referentie oppervlak aan waterplanten bepaald zou kunnen worden. Het schema wordt per stap besproken.

Figuur 1. Bepaling van het maximaal bedekt areaal van waterplanten in meren op basis van fysisch-chemische eigenschappen (gele blokken) en eutrofiëringparameters. De nummers verwijzen naar uitleg in de tekst.



(1) Bepaling referentie P

De referentie P concentratie zonder menselijke invloed is gebaseerd op een studie van Crouzet *et al.* (1999). Zij berekenen de natuurlijke P-concentratie op basis van de gemiddelde waterdiepte (z in m) en alkaliniteit (alk. in meq l⁻¹) van het water:

$$\text{Log P } (\mu\text{g l}^{-1}) = 1,48 + 0,33 * \text{Log}(\text{alk}/z)$$

Door toevoeging van de alkaliniteit wordt het effect van het gesteente/bodemtype van het stroomgebied verdisconteerd, waardoor de relatie een geldigheid heeft voor een zeer groot gebied. Het model is toegepast voor een aantal grote Nederlandse rijksmeren (tabel 10).

Tabel 10. Schatting van het referentie P gehalte voor een aantal rijksmeren op basis van gemiddelde waterdiepte en alkaliniteit.

Meer	Waterdiepte (m)	Alkaliniteit (meq l ⁻¹)	Referentie P (mg l ⁻¹)	Huidig P (mg l ⁻¹)
Veluwemeer	1,6	2,5	0,035	0,05
Eemmeer	1,8	2,5	0,034	0,22
Volkerak	5,0	2,5	0,024	
IJsselmeer	4,5	2,5	0,025	0,10
Markermeer	3,9	2,5	0,026	0,10

Uit tabel 10 blijkt dat de referentie P concentratie tussen de 0,026 en de 0,035 ligt, ofwel wateren met een mesotroof karakter. In sommige gevallen (Veluwemeer) ligt de huidige P in de buurt van de referentie concentratie. Omdat de alkaliniteit in de meren vergelijkbaar is, is de waterdiepte de bepalende factor. Hoe dieper het meer des lager is de referentie concentratie. Dit is te begrijpen, omdat in diepere meren de netto sedimentatie hoger is en dus meer van het aangevoerde P naar de bodem verdwijnt.

In hoeverre het model bruikbaar is voor de Nederlandse situatie is nog onduidelijk. De Nederlandse meren zijn ondiep en hebben een hoge alkaliniteit in vergelijking met de meren die zijn gebruikt door Crouzet *et al.* (1999). Omdat het wel een heel belangrijk uitgangspunt is voor het functioneren en beoordelen van het ecosysteem verdient dit nader onderzoek. Ook andere methoden, zoals historisch bepaling via paleolimnologisch onderzoek en vergelijking met andere gebieden, verdienen daarbij aandacht. In Duitsland wordt momenteel ook gewerkt aan een systeem vergelijkbaar met het model gepresenteerd in Crouzet *et al.* (1999) dat rekening houdt met de grootte van het meer en de grootte van het stroomgebied. Ook dit zijn factoren die de referentie P-concentratie bepalen. Verder hebben van Liere & Jonkers (2002) recentelijk veel informatie verzameld die kan worden gebruikt voor het afleiden van concentraties.

(2) Bepaling referentie chlorofyl-a

Het P- gehalte van het water legt een maximum op aan het chlorofyl-a gehalte (zie bijvoorbeeld Portielje & van der Molen, 1998):

$$\text{Chlorofyl-a max } (\mu\text{g l}^{-1}) = 759 * [\text{P}] (\text{mg l}^{-1})$$

De referentie waarde van P kan daarom als basis dienen voor het berekenen van het maximum gehalte aan chlorofyl-a dat in de referentie conditie aanwezig kan zijn (tabel 11). De relatie van Portielje & van der Molen (1998) is echter gebaseerd op zomergemiddelde waarden, terwijl Crouzet *et al.* (1999) geen uitspraak doen over een periode.

Tabel 11. Schatting van het maximale chlorofyl-a gehalte in de referentie toestand geschat op basis van de referentie P concentratie, en het huidige (1999-2000) maximum en zomergemiddelde chlorofyl-a gehalte voor een aantal rijksmeren.

Meer	Referentie P (mg l ⁻¹)	Chlf-a max (μg l ⁻¹)	Huidig Chlf-a max. (μg l ⁻¹)	Huidig Chlf-a gem. (μg l ⁻¹)
Veluwemeer	0,035	27	40	9
Eemmeer	0,034	26	100	50
Volkerak	0,024	18	92	32
IJsselmeer	0,025	19	140	76
Markermeer	0,026	20	110	69

In mesotrofe meren blijkt het gemiddelde chlorofyl-a gehalte sterk beïnvloed te worden door de aanwezigheid van waterplanten. In zoetwater meren met dichte waterplanten begroeiingen (> 25 % bedekt) is de chlorofyl-P verhouding doorgaans een factor drie lager als in vergelijkbare meren zonder waterplanten. Dit blijkt uit verschillende grote data sets in o.a. Denemarken en Nederland (Scheffer, 1998; Portielje & van der Molen, 1998; Jeppesen, 1998). Chlorofyl-a gehalten kunnen ook lager liggen dan de waarden in de tabel als gevolg van stikstof-limitatie of top-down controle door zoöplankton.

(3) Troebelings door chlorofyl-a

De referentie concentratie van chlorofyl-a draagt bij aan de uitdoving van licht. De uitdoving van licht is mede bepalend voor de waterdiepte waarop waterplanten kunnen voorkomen. De bijdrage van chlorofyl-a ($k_{\text{chf-a}}$) aan de lichtuitdoving (k) is volgens Scheffer (1998):

$$k_{\text{chf-a}} (\text{m}^{-1}) = 0,016 * [\text{chf-a}] (\mu\text{g l}^{-1})$$

De bijdrage van chlorofyl-a is in de referentie situatie bedraagt minimaal 0,29 m^{-1} en maximaal 0,42 m^{-1} voor de rijksmeren (tabel 12). Hierbij is uitgegaan van het maximale chlorofyl-a gehalte, wat vermoedelijk een overschatting is van de gemiddelde waarde in de referentiesituatie. De schatting van de bijdrage van chlorofyl-a aan de lichtuitdoving behoeft dus nadere studie. Er zijn al veel verschillende studies uitgevoerd naar de analyse van de bijdrage van verschillende componenten aan de lichtuitdoving, maar de schattingen van de bijdragen kunnen aanzienlijk verschillen, zelfs voor een hetzelfde systeem over verschillende periodes (Blom *et al.*, 1994). Het soort fytoplankton kan ook invloed hebben op de lichtuitdoving, omdat algen kunnen verschillen in structuur en samenstelling en dus verschillen de weerkaatsing -en absorptie-eigenschappen van het licht.

Tabel 12. Schatting van de bijdrage van chlorofyl-a gehalte (maximaal) aan de troebelings ($k_{\text{chf-a}}$) voor een aantal rijksmeren.

Meer	chlorofyl-a ($\mu\text{g l}^{-1}$)	$k_{\text{chf-a}}$ (m^{-1})
Veluwemeer	27	0,42
Eemmeer	26	0,41
Volkerak	18	0,29
IJsselmeer	19	0,30
Markermeer	20	0,32

(4) Bijdrage achtergrondstroebelings

Het water zelf, in het water opgeloste humuszuren en rondzwevende (an)organische deeltjes doven, naast de algen, ook licht uit. Systeemeigenschappen, zoals sediment type, de grootte en de gemiddelde waterdiepte beïnvloeden de achtergrondstroebelings (Portielje & van der Molen, 1998). Op het eerste gezicht lijkt deze fractie niet sterk beïnvloed door eutrofiëring, maar toch is dit het vaak wel het geval. Met name de aanwezigheid organische fractie van het zwevende stof is gecorreleerd met de aanwezigheid van algen (van der Molen *et al.*, 1989; Blom *et al.*, 1994). Verder zijn ook studies die wijzen op de rol van benthivore vis. Deze vissen zijn dominant onder eutrofe omstandigheden, houden de bodem los en wervelen tijdens foerageren bodemmateriaal op (Breukelaar *et al.*, 1994). Doordat deze biota invloed hebben op de achtergrondstroebelings (k_{back}) is het hier lastig om de referentiesituatie vast te leggen. In dit voorbeeld is gerekend met een model van Bakema (1988):

$$k_{\text{back}} (\text{m}^{-1}) = 0,513 + 0,044 * [\text{anorganisch zwevend stof}] (\text{mg l}^{-1})$$

Het model neemt een constante aan voor de humuszuren en water. Voor de berekening van de referentie voor achtergrondstroebelings is aangenomen dat het anorganische zwevende stof gehalte niet beïnvloed is door eutrofiëring. Dit laatste is onjuist en behoeft verdere uitwerking. Voor een zo goed mogelijk beeld van het zwevende stof gehalte in de referentie conditie is uitgegaan van het laagste jaargemiddelde van de meetreeks. Dit leidt tot een hoge bijdrage van de achtergrond in het Markermeer (vanwege de ondiepte en kleibodem grote gevoeligheid voor windresuspensie) en een kleine bijdrage in het Volkerak-Zoommeer (zandbodem en diep) (tabel 13).

Tabel 13. Schatting van de bijdrage van achtergrondstroebelings aan de troebelings (k_{back}) op basis van de concentratie anorganische materiaal in het water voor een aantal rijkswateren.

Meer	Anorganisch materiaal (mg l ⁻¹)	k_{back} (m ⁻¹)
Veluwemeer	6	0,77
Eemmeer	22	1,5
Volkerak	4	0,69
IJsselmeer	15	1,2
Markermeer	32	1,9

(5 + 6) Berekening kritisch licht en waterdiepte

Door sommatie van de maximale chlorofyl-a bijdrage in de referentiesituatie en de achtergrondbijdrage aan de troebelheid kan voor elk meer de referentie troebelheid worden afgeleid. Op basis van deze troebelheid kan worden berekend tot op welke waterdiepte het licht kan doordringen. Om de kritische diepte waarop waterplanten kunnen voorkomen te berekenen is informatie nodig over de lichtbehoefte van waterplanten. De lichtbehoefte van waterplanten is bepaald op basis van empirische relaties tussen troebelheid en de maximale diepte die door waterplanten wordt gekoloniseerd (zie bijvoorbeeld Chambers & Kalff, 1985; Blindow, 1992; Middelboe & Markager, 1997). In de berekeningen die hier worden gepresenteerd is de lichtbehoefte uitgedrukt als percentage van het licht dat aan het wateroppervlak aanwezig is. In Nederland is dit ongeveer overal gelijk. Wel zijn er verschillen in de lichtbehoefte tussen groepen van waterplanten. Waterplanten die een bodembedekkende groeivorm hebben, zoals kranswieren, hebben een grotere lichtbehoefte dan waterplanten die hun bladeren naar het wateroppervlak kunnen laten groeien. De lichtbehoefte van de laatste groep hangt af van de troebelheid van het water: als het water troebeler is, is het voordeel om naar het licht te groeien groter en de lichtbehoefte op de bodem dus kleiner (Middelboe & Markager, 1997). Op basis van deze gegevens en gegevens uit Nederlandse meren is voor bodembedekkende waterplanten een kritisch lichtniveau (I_{min}) van 3 % vastgesteld en voor waterplanten met bladeren die naar het wateroppervlak kunnen groeien wordt het kritisch lichtniveau berekend door:

$$I_{min} = EXP(-2,2 * k_{ref} + 2,7) + 1$$

waarin I_{min} de minimale lichtbehoefte is in % van het licht aan het wateroppervlak en k_{ref} de referentie troebelheid (m⁻¹). Op basis van de lichtbehoefte en van de troebelheid kan nu de maximale diepte (z_{max} in m) worden bepaald waar waterplanten op kunnen voorkomen:

$$z_{max} = \ln(I_{min}/100) / -k_{ref}$$

De berekeningen laten zien dat de maximale kolonisatie diepte voor de meeste wateren weinig verschillen tussen bodembedekkende en overige soorten waterplanten (tabel 14). Alleen voor het Markermeer is de kolonisatie diepte van bodembedekkende soorten 25 % minder dan voor overige soorten. Verder blijkt de maximaal te koloniseren diepte wel aanzienlijk te verschillen tussen de meren: van 1,7 m in het Markermeer tot 3,7 m in het Volkerak-Zoommeer.

Tabel 14. De minimale lichtbehoefte (als % van het licht aan het wateroppervlak SL) van bodembedekkende en overige soorten ondergedoken waterplanten en de bijbehorende maximaal te koloniseren waterdiepte (z_{max}) voor een aantal rijkswateren.

Meer	K_{ref} (mg l ⁻¹)	I_{min} (% SL)		z_{max} (m)	
		bodem-bedekkers	overig	bodem-bedekkers	overig
Veluwemeer	1,17	3	2,1	2,98	3,28
Eemmeer	1,80	3	1,3	1,95	2,42
Volkerak	0,96	3	2,7	3,65	3,72
IJsselmeer	1,40	3	1,7	2,50	2,91
Markermeer	2,12	3	1,1	1,66	2,11

De geschatte lichtbehoefte van waterplanten is in belangrijke mate gebaseerd op een data set van Deense meren (Middelboe & Markager, 1997). De auteurs concludeerden ook dat er een licht significant effect is van de geografische positie van de meren. Bovendien is de data set vooral gebaseerd op heldere meren. Het verdient aanbeveling om de relaties verder toe te snijden op Nederlandse, troebele systemen.

(7) Referentie oppervlak waterplanten

De kritische waterdieptes zijn vergeleken met de diepteverdeling van de meren. De berekeningen laten grote verschillen zien in de te verwachten maximale arealen van waterplanten (tabel 15). Het Markermeer heeft de laagste verwachting. Door de hoge achtergrondstroebelings en de relatief grote diepte is het reëel om slechts op 3% van het meer waterplanten te verwachten in de referentiesituatie. Het Veluwemeer is de andere uitschieter: hier mag 92% aan bedekt oppervlak worden verwacht aan bodembedekkende waterplanten. Door recente verdiepingen van ongeveer 7 % van het meeroppervlak (zandwinning en vaargeulen) zou in de oorspronkelijke situatie het bedekte oppervlak eigenlijk ca. 99% zijn. De gepresenteerde 92% weerspiegelt daarom eigenlijk het Maximum Ecologisch Potentieel.

Tabel 15. Schatting van het referentie oppervlak (bodembedekkende) waterplanten en het huidige oppervlak waterplanten (1999-2000, Volkerak 1996) voor een aantal rijksmeren. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

Meer	Referentie oppervlak waterplanten (% van het meer)	Huidig oppervlak waterplanten (% van het meer)
Veluwemeer	92	89
Eemmeer	65	5
Volkerak	41	8
IJsselmeer	10	2,1
Markermeer	3	4,8

Twee meren (Markermeer en Veluwemeer) bevinden zich in een situatie die lijkt op de situatie die onder referentie condities te verwachten is. Voor het Markermeer geldt dat er zelfs meer oppervlak is dan zou mogen worden verwacht in de referentie situatie. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat de schatting van de achtergrondstroebelings te hoog is. Het IJsselmeer en Volkerak scoren beide onvoldoende en het Eemmeer slecht. De bijdrage van algen aan de troebelheid is in deze meren nog te hoog vergeleken met de referentie situatie.

4.2.3 Discussie, conclusies en aanbevelingen

De nieuwe kwantitatieve methode is veel belovend. Het legt een koppeling tussen de beoordelingsmethodiek voor nutriënten, chlorofyl-a en waterplanten in stagnante wateren. Er wordt uitgegaan van referentiewaarden van nutriënten, terwijl de KRW voorschrijft dat de normen voor nutriënten worden afgeleid van de ecologische doelen. Van Liere & Jonkers (2002) hebben hier ook maar ten dele rekening mee gehouden.

De gekozen aanpak leidt 'quick and dirty' al tot op het oog bruikbare resultaten. Om de methode te operationaliseren is echter wel een gedegen onderbouwing nodig voor de meeste stappen die gemaakt zijn:

- bepaling van het referentie P-gehalte, waarbij rekening wordt gehouden met grootte van het meer en de grootte en het karakter van het stroomgebied,
- validatie/vergelijking van het referentie P met paleolimnologisch onderzoek,
- nadere analyse van de bruikbaarheid van modellen voor het omzetten van concentraties chlorofyl-a naar de bijdrage aan de lichtuitdoving, en in het bijzonder nagaan in hoeverre verschillen in de algensamenstelling de uitkomsten beïnvloeden,
- nadere analyse van de bijdrage van natuurlijke achtergrondstroebelings,

-
- toetsen van de lichtbehoefte van waterplanten in van nature troebele wateren, omdat de gegevens van de lichtbehoefte van planten nu grotendeels is gebaseerd op waterplanten die in helder wateren voorkomen,
 - analyse van de tijdsaspecten in de verschillende stappen, omdat de lichtbehoefte van waterplanten vooral speelt in het eerste halfjaar en overige relaties geldig zijn voor het hele jaar of de zomerperiode.

De beoordeling zelf heeft een areaal schatting nodig van waterplanten. Het is nog onduidelijk in hoeverre de gegevens (aantal raaien per meer) van het MWTL programma hierin kan voorzien. Dit dient nader te worden uitgezocht.

Verder moet er nader worden gekeken naar de effecten van verdieping in de meren (bijvoorbeeld voor zandwinning). Volgens stap 1 leidt dit tot een lagere waarde voor totaal-P in de referentiesituatie. Hierdoor zou er minder chlorofyl-a aanwezig mogen zijn, waardoor de bijdrage aan de troebeling geringer is en dus de eisen ten aanzien van het areaal waterplanten hoger worden. Anderzijds leidt verdieping naar dieptes groter dan de diepte tot waar kolonisatie van waterplanten mogelijk is (tabel 14) tot een lager potentieel areaal waar waterplanten kunnen voorkomen.

Omdat wordt uitgegaan van een maximaal gehalte aan chlorofyl-a (stap 2 in paragraaf 3.2.2) is het een optie om het areaal waterplanten te berekenen dat de grens vormt tussen de zeer goede en de goede ecologische toestand. Een andere gebruik van deze aanpak is een beoordeling van de maximale waterdiepte die gekoloniseerd is. Natuurlijke factoren (bijvoorbeeld golfslag, vogelvraat etc.) kunnen namelijk soms een lage bedekking of zelfs afwezigheid van waterplanten verklaren op sommige delen ondieper dan de maximaal te verwachte diepte. Hierdoor kan het te verwachten oppervlak aan waterplanten te groot zijn en de beoordeling dus te streng.

De methode houdt geen rekening met de dichtheid van de vegetatie. Er kan worden gekozen om ook deze dichtheid in de beoordeling mee te nemen, of in ieder geval te kiezen voor een minimum dichtheid van de planten voordat ze meetellen. Zo is nu de klasse 0-1 % in de beoordeling redelijk zwaar gewogen, maar is de ecologische betekenis van dit soort bedekking klein. In eerste instantie kan de beoordeling worden uitgevoerd zonder daarbij rekening te houden met de dichtheid van de bedekking, omdat het totaal areaal en inwendige bedekking redelijk goed met elkaar gecorreleerd zijn.

5 Macrofauna

5.1 Inleiding

Macrofauna wordt algemeen beschouwd als een goede biologische indicator voor de ecologische kwaliteit van rivieren. Hoewel van oudsher veel ecologische beoordelingsmethoden gebaseerd zijn op macrofauna (Knoben *et al.*, 1995; Friedrich, 1995), bestaat er op dit moment geen algemeen geaccepteerde beoordelingsmethode voor de grote rivieren in Nederland. Voor de regionale wateren zijn wel enkele beoordelingsmethoden ontwikkeld. Tevens worden in het omringende buitenland en in de internationale riviercommissies diverse indices toegepast.

In paragraaf 2 wordt een -kort- overzicht gegeven van enkele bestaande beoordelingsmethoden. Deze methoden zijn toegepast op een dataset van de grote rivieren (paragraaf 3). Analyse van de uitkomsten hiervan heeft tot doel de verdere discussie te stimuleren (paragraaf 4).

5.2 Overzicht beoordelingsmethoden voor stromende wateren

5.2.1 Nationaal

STOWA-methode (STOWA, 1992; Franken et al., 2002)

De ecologische beoordelingsmethode voor regionale stromende wateren is de eerste van een serie van methoden ontwikkeld door de STOWA. De methode resulteert in een weergave van het ecologisch niveau van enkele 'karakteristieken' van het watersysteem (stroming, inrichting, substraat, saprobie, trofie en voedselstrategie). De uitspraak voor elke karakteristiek is gebaseerd op de indicatiewaarde van verschillende macrofauna-soorten. De methode uit 1992 is volledig gebaseerd op macrofauna. Recent is de methode uitgebreid met enkele abiotische maatstaven. Voor de beoordelingen is een computerpakket beschikbaar (EBEOSYS).

Methode Buskens (STOWA, 2002)

De geringe transparantie en het ontbreken van een totaal beoordeling naast een uitspraak met betrekking tot de karakteristieken, was de aanleiding voor een verkenning waarin de ecologische beoordeling geschikt gemaakt wordt voor de KRW. Er zijn pilots uitgevoerd, onder meer voor beken van hoog Nederland. Bij de aanpak is uitgegaan van een set beken met op voorhand een goede kwaliteit. Hiervan zijn IBI-achtige rekenregels afgeleid waarmee wateren van de (zeer) goede ecologische toestand zijn te typeren.

AMOEBE (ten Brink et al., 1991)

De AMOEBE 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. De AMOEBE wordt voornamelijk gebruikt voor rijkswateren. Daarnaast is voor de zoute rijkswateren een aanzet gemaakt voor een meer uitgebreide graadmeter (Duel, 1997). Deze is echter niet operationeel.

EKOO/ Netwerkbenadering (Verdonschot, 1990)

Binnen de netwerkbenadering/ cenotypologie staan voorkomende gradiënten van abiotische factoren en toleranties van soorten centraal. EKOO geeft geen oordeel over de ecologische toestand, maar plaatst een bepaalde locatie in een netwerk van ontwikkelingsstadia. Het netwerk geeft vervolgens ontwikkelingen of maatregelen aan waardoor andere stadia bereikt kunnen worden. De netwerkbenadering is gebaseerd op een multivariate analyse van macrofauna-gegevens. EKOO is momenteel alleen operationeel in de provincie Overijssel.

5.2.2 Internationaal

In de internationale riviercommissies en in het omringende buitenland worden diverse beoordelingsmethoden (indices) op basis van macrofauna toegepast. In tabel 16 worden de belangrijkste indices opgesomd. Recent is een nieuwe beoordelingsmethode ontwikkeld in het kader van een Europees project: AQEM. De aanpak die hierin is gevolgd is gebaseerd op maatlatten en lijkt daarom veel op de geaccepteerde IBI methodiek (Karr & Chu, 1999).

Tabel 16. Ecologische beoordelingssystemen in het buitenland.

Index	Wordt toegepast in
Potamon Typie Index (PTI)	Duitsland, Int. Rijncommissie
Index of Trophic Completeness (ITC)	Int. Rijncommissie
Indice Biologique Global Adapté (IBGA)	Frankrijk, België, Int. Maascommissie
Belgische Biotische Index (BBI)	België, Int. Maas- en Int. Scheldecommissie
Average Score Per Taxon (ASPT)	enkele Oost-Europese landen, Nederland, Spanje
AQEM	diverse Europese landen (methode is nieuw)

Potamon Typie Index (PTI) (Schöll & Haybach, 2001)

Berekent de mate waarin een levensgemeenschap kenmerkend is voor het potamon (zone van de rivier). Soorten die gebonden zijn aan (natuurlijke omstandigheden) van deze rivierzone krijgen een hoge indicatiewaarde (5), andere soorten een lagere indicatiewaarde. De PTI wordt via een formule berekend. Waardering PTI: >9 = zeer goed, 7-8,9 = goed, 5-6,9 = matig, 3-4,9 = onvoldoende en 1-2,9 = slecht.

Index of Trophic Completeness (ITC) (Pavluk, 1997; bij de Vaate & Pavluk, in prep.)

De ITC is gebaseerd op de mate waarin functionele voedingstypen vertegenwoordigd zijn in de levensgemeenschap. In de ongestoorde situatie zijn alle voedingstypen vertegenwoordigd (12 groepen). De ITC wordt berekend door de indicatiewaarde van de aanwezige trofische groepen bij elkaar op te tellen. Waardering ITC: >=28 = zeer goed, 21-28 = goed, 14-21 = matig, 7-14 = onvoldoende en 0-7 = slecht.

Indice Biologique Global Adapté (IBGA) (AERMC, 1997)

De IBGA is speciaal ontwikkeld voor de grote rivieren en afgeleid van de IBGN (*N=normal*). De IBGA wordt berekend via een scoretabel en is gebaseerd op 1) de aanwezigheid van indicator-groepen (rij) en 2) het totaal aantal aangetroffen families (kolom). De score loopt uiteen van 1 tot en met 20. Waardering IBGA (zie Lorenz (2001)): >=17 = zeer goed, 13-16 = goed, 9-12 = matig, 5-8 = onvoldoende en 0-4 = slecht.

Belgische Biotische Index (BBI) (de Pauw & Vanhooren, 1983)

De Belgische Biotische Index wordt net als de IBGA bepaald met behulp van een score-tabel gebaseerd op de aanwezigheid van indicator-groepen het totaal aantal aangetroffen families of taxa (systematisch eenheden). Aangetroffen systematische eenheden met slechts één individu worden niet meegenomen in de beoordeling. Waardering BBI: 9-10 = zeer goed, 7-8 = goed, 5-6 = matig, 3-4 = onvoldoende en 0-2 = slecht.

Average Score Per Taxon (ASPT) (Armitage et al., 1983)

De ASPT is gebaseerd op indicatiewaarden van families voor organische verontreiniging. Families die gevoelig zijn voor organische verontreiniging hebben een hoge score (10), ongevoelige families een lage score (1). De ASPT wordt berekend door de som van de scores voor aanwezige families (BMWP) te delen door het aantal scorende families. Van de ASPT is geen waarderingstabel bekend. Voor de Nederlandse rivieren is een maximaal ecologisch potentieel vastgesteld van 6,5 (Bakker et al., 1997). Voor dit rapport is de volgende schaal aangehouden (gebaseerd op expert-judgement): ≥ 6 = zeer goed, 5-6 = goed, 4-5 = matig, 3-4 = onvoldoende en 1-3 = slecht.

AQEM (AQEM Consortium, 2002)

Recent is in het kader van een Europees project een nieuwe beoordelingsmethodiek ontwikkeld: AQEM ('Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates'). AQEM beoordeelt monsters op een bepaalde vorm van menselijke belasting (organische belasting, morfologie, verzuring, algemene aantasting). Het beoordelingsresultaat is gebaseerd op de score voor één of meerdere maatlaten (metrics). De beoordelingsmethodiek is slechts uitgewerkt enkele watertypen, met name boven- en middenlopen van beken (voor Nederland: 'small Dutch lowland streams' en 'small Dutch hill streams'). De beoordelingen kunnen worden uitgevoerd met hulp van een computerpakket.

5.3 Toepassing beoordelingsmethoden

Om een indruk te krijgen van beoordelingsresultaten zijn bovengenoemde methoden toegepast op monitoringresultaten van enkele lokaties in Rijn en Maas. Tevens is een lokatie van de nevengeul Gameren in de analyses betrokken. Voor de analyse van de *huidige toestand* zijn per locatie voor- en najaarsmonsters uit 2000 bij elkaar opgeteld. Om een indruk te krijgen van de *ontwikkelingen door de tijd* zijn voor de lokaties van de Rijn ook de najaarsmonsters uit 1990, 1995 en 1999 beoordeeld. In beide analyses zijn per locatie alle bemonsterde habitats bij elkaar opgeteld. Uit paragraaf 4.2.1 blijkt dat enkele beoordelingsmethoden niet ontwikkeld zijn voor toepassing op de grote rivieren: de STOWA-methode, methode Buskens, EKKO/ Netwerkbenadering en AQEM. Hiervoor verschillen de grote rivieren te veel van de watertypen waarvoor de methoden zijn ontwikkeld (kleinere en grotere beken). Ondanks dit bezwaar zijn de STOWA methode en AQEM toegepast op de dataset. De uitkomsten van deze methode geven dus geen betrouwbaar beeld van de ecologische toestand van de grote rivieren. De EKKO/ Netwerkbenadering is niet toegepast, omdat het geen beoordeling geeft. De methode Buskens is niet toegepast, omdat deze niet tijdig beschikbaar was. Er is geen PTI score gepresenteerd, omdat de gegevens niet tijdig zijn geleverd.

STOWA-methode

In tabel 17 en 18 zijn de resultaten van de STOWA-methode weergegeven. Voor de beoordelingen is het watertype 'laaglandbeken benedenlopen' geselecteerd. Dit watertype lijkt het meest op de grote rivieren. Let op: door typologische verschillen geven de uitkomsten geen betrouwbaar beeld van de ecologische toestand van de grote rivieren!

Tabel 17. Beoordelingsresultaten STOWA-methode Rijn en Maas 2000. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

Karakteristiek	Rijn					Maas		
	Lobith	Kampen	Vuren	Lekkerkerk	Gameren	Eijsden	Belfeld	Keizersveer
Stroming	blauw	blauw	blauw	blauw	geel	geel	blauw	blauw
Inrichting	geel	geel	geel	geel	geel	geel	geel	geel
Substraat	geel	groen	geel	geel	groen	geel	geel	geel
Saprobie	geel	groen	geel	blauw	groen	blauw	blauw	blauw
Trofie	blauw	groen	groen	geel	groen	geel	geel	geel
Voedselstrategie	blauw	oranje	blauw	geel	geel	oranje	blauw	geel

Tabel 18. Beoordelingsresultaten STOWA-methode Rijn en Maas in de tijd. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

Karakteristiek	Lobith		Kampen			Vuren			Lekkerkerk		
	1990	1999	1990	1995	1999	1990	1995	1999	1990	1995	1999
Stroming	blauw	groen	geel	blauw	blauw	groen	geel	blauw	oranje	blauw	geel
Inrichting	oranje	oranje	oranje	oranje	oranje	oranje	oranje	oranje	oranje	oranje	oranje
Substraat	geel	geel	geel	groen	geel	geel	groen	geel	blauw	blauw	geel
Saprobie	blauw	geel	blauw	blauw	groen	blauw	blauw	blauw	blauw	blauw	blauw
Trofie	geel	blauw	oranje	groen	geel	geel	rood	geel	rood	geel	geel
Voedselstrategie	geel	blauw	oranje	geel	oranje	geel	geel	geel	oranje	blauw	geel

AMOEBE

In de dataset is geen van de drie soorten macrofauna, die als doelvariabele voor de rivieren zijn gekozen, aangetroffen.

PTI, ITC, IBGA, BBI en ASPT

In tabel 19 zijn de beoordelingsresultaten van de internationale indices weergegeven en tabel 20 geeft een beeld van ontwikkelingen door de tijd. De getallen in de tabel zijn berekende indexwaarden.

Tabel 19. Beoordelingsresultaten internationale indices Rijn en Maas 2000. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

Index	Rijn					Maas			
	Lobith	Kampen	Vuren	Lekkerkerk	Gameren	Eijsden	Belfeld	Keizersveer	
ITC	8	16	14	10	20	27	27	27	
IBGA	5	8	6	8	13	15	13	11	
BBI	7	7	7	7	9	8	9	9	
ASPT	4,4	4,2	4,6	4,1	4,4	4,3	4,6	4,4	

Tabel 20. Beoordelingsresultaten internationale indices Rijn en Maas in de tijd. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

Index	Lobith		Kampen			Vuren			Lekkerkerk		
	1990	1999	1990	1995	1999	1990	1995	1999	1990	1995	1999
ITC	11	8	19	16	16	13	17	11	11	8	8
IBGA	6	4	8	8	8	7	7	6	5	5	5
BBI	6	7	6	7	7	7	6	7	6	6	7
ASPT	3,6	4,6	4,1	4,1	4,2	4,1	3,5	4,3	3,9	3,6	4,1

AQEM

In tabel 21 en tabel 22 zijn de beoordelingsresultaten van AQEM weergegeven. De beoordelingen zijn uitgevoerd voor verschillende (stromende) watertypen en menselijke beïnvloedingsfactoren. Geen van de beschikbare watertypen vertoont echter voldoende overeenkomst met de grote rivieren. Hierdoor geven de uitkomsten geen betrouwbaar beeld van de ecologische toestand van de grote rivieren!

Tabel 21. Beoordelingsresultaten AQEM Rijn en Maas 2000. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

Type	Rijn					Maas		
	Lobith	Kampen	Vuren	Lekkerkerk	Gameren	Eijsden	Belfeld	Keizersveer
N01-algemeen								
D05-morfologie								
D03-morfologie								
A04-morfologie								
D05-org. verontr.								
D03-org. verontr.								
A04-org. verontr.								
A01-org. verontr.								
S05-org. verontr.								

Tabel 22. Beoordelingsresultaten AQEM Rijn en Maas in de tijd. De kleurcodering is afkomstig van de KRW: blauw = zeer goed, groen = goed, geel = matig, oranje = onvoldoende, rood = slecht.

Type	Lobith		Kampen			Vuren			Lekkerkerk		
	1990	1999	1990	1995	1999	1990	1995	1999	1990	1995	1999
N01-algemeen											
D05-morfologie											
D03-morfologie											
A04-morfologie											
D05-org. verontr.											
D03-org. verontr.											
A04-org. verontr.											
A01-org. verontr.											
S05-org. verontr.											

Toelichting:

Code	Land	Verontreiniging	Watertype
N01	Netherlands	General degradation	Small Dutch lowland streams
D05	Germany	Degradation in stream morphology	Mid-sized streams in lower mountainous areas of C. Eur.
D03	Germany	Degradation in stream morphology	Mid sized sand bottom streams in the German lowlands
A04	Austria	Degradation in stream morphology	Mid-sized streams in the Bohemian Massif
D05	Germany	Organic Pollution	Mid-sized streams in lower mountainous areas of C. Eur.
D03	Germany	Organic Pollution	Mid sized sand bottom streams in the German lowlands
A04	Austria	Organic Pollution	Mid-sized streams in the Bohemian Massif
A01	Austria	Organic Pollution	Mid-sized streams in Hungarian Plains
S05	Sweden	Organic Pollution	Small lowland streams in South Swedish lowlands

Bij de betrouwbaarheid van de resultaten

Zoals al eerder werd opgemerkt, geven de beoordelingsresultaten van de STOWA-methode en AQEM geen betrouwbaar beeld van de ecologische toestand van de grote rivieren. Hiervoor verschillen de grote rivieren te veel van de watertypen waarvoor de methoden zijn ontwikkeld (kleinere en grotere beken). Daarnaast is veelal niet voldaan aan de (vaak specifieke) bemonsteringsvereisten van de

toegepaste methoden. Zo vragen AQEM en de IBGA om respectievelijk 20 en 8 deelmonsters, gestratificeerd over de belangrijkste habitats. Bovendien zijn sommige methoden gebaseerd op representatief bemonsteren, waar voor andere (bijvoorbeeld de BBI) juist alle voorkomende habitats bemonsterd moeten worden, ook al komen ze nauwelijks voor. Afwijkingen in de bemonsteringsstrategie kunnen van grote invloed zijn op de beoordelingsresultaten.

Bij de beoordelingsresultaten

In de resultaten van de huidige toestand vallen aan aantal zaken op. In de eerste plaats kunnen beoordelingen voor dezelfde lokatie drie (kwaliteits)klassen verschillen, afhankelijk van de toegepaste methode. Dit is zowel bij de nationale als internationale methoden zichtbaar.

Bij de internationale indices valt op dat de BBI structureel een hogere kwaliteitsklasse indiceert. Hier valt tevens op dat de Maas en nevengeul Gameren beter scoren dan de Rijn. Bij de ASPT is dit onderscheid niet zichtbaar. De beoordelingsresultaten van de STOWA-methode en AQEM laten geen duidelijk verschil tussen Rijn en Maas zien. Wel scoort de Maas bij de STOWA-methode beter op de karakteristiek 'saprobie'. In de tijdreeksen van de Rijn is een licht positieve trend waarneembaar in de beoordelingsresultaten van 1999 ten opzichte van 1990. Opvallend is wel het verschil tussen de methoden: waar de ene methode een vooruitgang signaleert, kunnen anderen een achteruitgang signaleren. Over de hele linie is het kwaliteitsoordeel van de grote rivieren op basis van macrofauna matig (geel) tot onvoldoende (oranje).

5.4 Sterkte/ zwakte analyse beoordelingsmethoden

Hoewel de EU-KRW enkele eisen stelt aan de toe te passen beoordelingssystematiek (zie onder andere Reeze (2000)), blijkt het lastig om de huidige methoden objectief te toetsen aan deze eisen. Niet alleen worden deze eisen verschillend geïnterpreteerd; soms zijn ook aanpassingen in bestaande systemen mogelijk waarmee bezwaren ondervangen kunnen worden. Verder spelen persoonlijke inschattingen en voorkeuren een rol. In tabel 23 is toch geprobeerd aan te geven op welke punten de gepresenteerde systemen van elkaar verschillen. De tabel geeft aan of de beoordelingsmethode:

1. een kwaliteitsoordeel (in 5 klassen) geeft
2. de afstand meet tot een referentie (gedefinieerd in samenstelling en abundantie)
3. verwijst naar typen menselijke beïnvloeding
4. gebruik maakt van samenstelling en abundantie van de levensgemeenschap
5. aan sluit bij gehanteerde beoordelingssystematiek regionale wateren (STOWA-methode)

Tabel 23. Sterkte/ zwakte analyse van de beoordelingsmethoden.

	Stowa	Busk	Am'be	EKOO	PTI	ITC	IBGA	BBI	ASPT	Aqem
Kwaliteitsoordeel	-	+	-	-	+	+	+	+	-	+
Referentie	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+
Menselijke beïnvloeding	+	-	-	(+)	-	-	-	-	-	+
Abundantie	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+
Aansluiting systematiek	(+)	+	-	-	-	-	-	-	-	+

Uit tabel 23 blijkt dat AQEM aan alle criteria voldoet. De STOWA-methode en de aanpak van Buskens voldoen slechts op één punt niet. Hierbij kan worden aangetekend dat het aanpassen van de STOWA methode om te komen tot een kwaliteitsoordeel aanmerkelijk minder inspanning vergt, dan het aanpassen van de aanpak van Buskens zodat deze ook richting geeft aan het type menselijke beïnvloeding. Anderzijds is dit laatste criterium losgelaten bij de aanpak zoals voorgesteld aan de hand van het ReBeWa project (STOWA, 2001).

De AMOEBE en EKOO wijken af omdat ze geen kwaliteitsoordeel in klassen geven. Voor de AMOEBE lijkt het onhaalbaar om op basis van drie soorten macrofauna (die bovendien niet in de gebruikte dataset voorkwamen) een kwaliteitsoordeel te genereren. Voor EKOO is dit in principe wel mogelijk, zoals blijkt uit de eerste aanzetten in Ristori-verband. Overigens lijkt de aanpak zoals gedaan in het Ristori project erg op de AQEM-systematiek. EKOO is alleen operationeel in Overijssel. De internationale indices leveren wel een kwaliteitsoordeel, maar dan in de vorm van één getal. Hierdoor is

koppeling met de oorzaken en mogelijke maatregelen (typen menselijke beïnvloeding) niet mogelijk. De meeste internationale indices zijn bovendien slechts indicatief voor één aspect (bijvoorbeeld saprobie) en wegen de abundantie van de aangetroffen soorten niet mee.

5.5 Conclusies

Zoals in de inleiding werd gesteld, bestaat er op dit moment geen algemeen geaccepteerde beoordelingsmethode voor grote rivieren. Van de onderzochte beoordelingssystematieken is met name AQEM bruikbaar. Ook de STOWA-methodiek behoeft slechts een geringe aanpassing en de aanpak van Buskens voldoet indien een uitspraak over de menselijke beïnvloeding geen randvoorwaarde is. Alle drie de methoden hebben geobjectieerde methode om kwaliteitsklassen te onderscheiden op basis van ecologische criteria. Los van de uiteindelijke keuze van de aanpak, is er een grote inzet nodig om de methode te ontwerpen voor watertypen die in de rijkswateren liggen. Met name voor AQEM en de methode van Buskens moet er ook nog een grote inspanning worden geleverd voor veel regionale watertypen.

Op basis van de bestaande beoordelingssystemen en de randvoorwaarden vanuit de EU-KRW en ReBeWa (STOWA, 2001) wordt een systematiek op basis van maatlaten geadviseerd (zie ook Reeze (2000)). De drie genoemde systemen voldoen hieraan. Een dergelijke aanpak sluit goed aan bij de systematiek bij andere kwaliteitselementen (vissen). Verder maakt het een koppeling met de systematiek van doeltypen van het natuurbeleid mogelijk, door het toevoegen van een specifieke maatlat gericht op doelsoorten. Dit is makkelijker te realiseren naarmate de gekozen typologie dichter ligt bij de typen die in het Handboek Natuurdoeltypen zijn onderscheiden (Bal *et al.*, 2001).

Bij de uitwerking van de beoordelingsmethodiek moet zoveel mogelijk gebruik worden gemaakt van kennis en ontwikkelingen in binnen- en buitenland. Daarnaast is aansluiting bij en afstemming gewenst met andere methoden die in het stroomgebied worden voorgesteld. AQEM heeft in dit opzicht een voorsprong, omdat het in een Europees project tot stand is gekomen. Echter, doordat daar tussen landen veelal verschillende watertypen zijn uitgewerkt, behoeft dit nog wel de nodige aandacht.

Uit de voorlopige toepassing van de methode blijkt dat de beoordelingsresultaten behoorlijk verschillen. Voor acceptatie van de uitkomsten is draagvlak voor de te hanteren methodiek cruciaal. Een belangrijke aspect hierbij is dat de methode, geschikt gemaakt voor de watertypen van de rijkswateren, wordt toegepast om na te gaan hoe de ecologische kwaliteit momenteel is. Er kan dan een soort controle plaatsvinden tussen de uitkomsten van de graadmeter op basis van macrofauna en op basis van andere biologische kwaliteitselementen. Het is met name relevant om na te gaan hoe de methode omgaat met 'nieuwe soorten', waardoor mogelijke blijvende afwijkingen ontstaan met de historische samenstelling van macrofauna. Bal *et al.* (2001) stellen dat soorten die hier zonder hulp van de mens zijn gekomen reeds na 10 jaar als ingeburgerd mogen worden beschouwd. Een ander aspect van draagvlak is transparantie. Op dit punt is er bijvoorbeeld kritiek op de STOWA methode (STOWA, 2002). De methoden AQEM, STOWA en Buskens verschillen echter weinig op dit punt en het is daarom vooral belangrijk om de uiteindelijk te volgen aanpak goed te communiceren met de betrokkenen.

Beoordeling en bemonstering hangen nauw met elkaar samen. Veelal is informatie nodig om een oordeel te kunnen geven over de kwaliteit en de kwantiteit van habitats. Het huidige MWTL meetnet voor de rijkswateren lijkt nog niet optimaal aan te sluiten bij de genoemde methoden. Mogelijk kan er een koppeling worden gelegd tussen de monitoring en de ecotopen, al kunnen er binnen een ecotoop verschillende habitats voorkomen (Nijboer *et al.*, 2000). Het verdient aanbeveling om de consequenties met betrekking tot monitoring mee te nemen bij de keuze van de methodiek en om vervolgens de wijze van monitoren te evalueren en zo nodig aan te passen.

6 Vissen

6.1 Keuze ecologisch beoordelingssysteem

Beoordelingsmethoden waarvan vissen onderdeel vormen zijn voor watersystemen in Nederland:

- deelttoets van de visstand in de beoordelingsmethodiek voor meren (STOWA, 1993; Franken *et al.*, 2002).
- AMOEBES voor meren en rivieren voor de ecologische waardering van de rijkswateren (Vanhemelrijk & Laane, 1997; Vanhemelrijk & de Hoog, 1996; Vanhemelrijk & de Hoog, 1997; Postma *et al.*, 1996)
- opzet voor een IBI-methode Maas (LIFE, 1997)
- opzet voor een IBI-methode in het handboek visstandbemonstering en –beoordeling (STOWA, 2001)

De deelttoets visstand in de beoordelingsmethodiek voor meren stamt uit de tijd dat actief biologisch beheer werd toegepast bij het ecologisch herstel van wateren. De onderdelen biodiversiteit, verhouding piscivore en planktivore vis en groeisnelheid brasem uit deze methodiek zijn er sterk op gericht beheerders een indicatie te geven voor de kansrijkheid van actief biologisch beheer. De AMOEBES zijn opgesteld voor de beoordeling van de ecologische toestand van de rijkswateren. Voor vissen zijn in de AMOEBES voor meren en rivieren doelsoorten benoemd waarvan waarden voor de dichtheid (kg/ha of aantallen/ha) in het streefbeeld worden aangegeven. Zowel de STOWA beoordelingsmethodiek voor meren als de AMOEBES voor meren en rivieren zijn moeilijk om te zetten naar de beoordelingsklassen die de Kaderrichtlijn Water hanteert en hierdoor minder geschikt als beoordelingssysteem ten behoeve van deze richtlijn.

Een IBI-methode, zoals de opzet in het handboek visstandbemonstering en –beoordeling van de STOWA, lijkt wel geschikt als beoordelingssysteem ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. Aan de IBI kan een kwalitatieve beoordeling worden toegekend op een schaal van 'zeer slecht' tot 'uitstekend' conform de beoordeling voor de Kaderrichtlijn. Middels de IBI is het eenvoudig de knelpunten in een watersysteem te analyseren en kunnen watersystemen vergeleken worden voor wat betreft hun huidige biotische integriteit en hun mogelijkheden voor een visgemeenschap. De parameters zijn, zoals voor de Kaderrichtlijn vereist, gebaseerd op abundantie, soortensamenstelling en leeftijdsstructuur. Ook worden ziektes of afwijkingen bij de categorie gezondheidstoestand meegenomen. De IBI-methode werkt alleen met gegevens over visstand en kan worden uitgevoerd met de resultaten van het MWTL visstandmonitoringsprogramma. In Europees verband wordt bij de invulling van het FAME project (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) vermoedelijk aangesloten bij de IBI-methode, waarbij tevens internationale afstemming van de methode wordt gerealiseerd.

Het bovenstaande, pleit voor uitwerking van de IBI-methode voor de rijkswateren. De opzet van de STOWA biedt hier een goed uitgangspunt voor. In het navolgende wordt de IBI-methode beschreven en wordt aangegeven waar de IBI van de STOWA aanpassing voor de rijkswateren behoeft. Voorts wordt aangegeven in hoeverre de bestaande monitoringsdata gebruikt kunnen worden voor de IBI-methode.

6.2 Beschrijving IBI-methode

Onder het motto "je eigen gezondheid meet je ook niet alleen door de temperatuur op te nemen" is door Karr (1981) een index ontwikkeld om de gezondheid van ecosystemen te beoordelen op basis van verschillende kenmerken van de visgemeenschap in het ecosysteem.

Categorieën waaruit informatie wordt betrokken betreffen soortenrijkdom, de trofische samenstelling en de gezondheid van de vis. Binnen deze categorieën worden meetbare karakteristieken (metrieken) gekozen. Middels deze metrieken wordt de zogenaamde Index Biotische Integriteit, de IBI, bepaald.

De biotische 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 is een maat voor de huidige biotische integriteit ('gezondheid') van een watersysteem (of delen daarvan) in vergelijking met een referentiesituatie.

6.3 Berekening en beoordeling van de IBI

De IBI voor de beoordeling van de visgemeenschap is opgebouwd uit de categorieën soortenrijkdom, trofische samenstelling en gezondheidstoestand (Karr 1981, Fausch *et al.*, 1984, 1990). Iedere categorie is weer opgebouwd uit een aantal metrieken. De categorie soortenrijkdom is opgebouwd uit metrieken met betrekking tot soort aantallen per ecologisch gilde (gebaseerd op soortensamenstelling zoals voor KRW vereist). De categorie trofische samenstelling is opgebouwd uit metrieken met betrekking tot de biomassa van ecologische en trofische gilden (gebaseerd op abundantie en leeftijdsstructuur zoals voor KRW vereist).

De categorie gezondheidstoestand is opgebouwd uit metrieken met betrekking tot conditie en groei.

De score's voor de verschillende metrieken geven aanwijzingen voor knelpunten. Zo kan een gering aantal limnofiele vissoorten duiden op een tekort aan watervegetatie, een groot aandeel eurytopen op een sterke nivellering van het watermilieu en een slechte groei op hevige voedselconcurrentie door relatieve overbezetting.

In tabel 24 zijn de verschillende categorieën en de bijbehorende metrieken weergegeven. Voor de berekening van de IBI wordt aan elke metriek een score van 5, 3, of 1 toegekend afhankelijk van de mate waarin een metriek afwijkt van het streefbeeld. Een score van 5 betekent dat een metriek overeenkomt met het streefbeeld, 3 staat voor een matige afwijking en 1 voor een sterke afwijking. Voor de beoordeling van de biologische kwaliteit van de visstand wordt de som van de metriekenscore's uitgedrukt als percentage van het maximaal te behalen aantal punten (streefbeeld). De hoogste categorie volgens de terminologie van de KRW (zeer goede ecologische toestand) wordt verkregen bij een IBI >80%. Vervolgens goed bij IBI 61-80, matig bij 41-60, onvoldoende bij 21-40 en slecht bij een waarde <21.

Tabel 24. Opbouw van de STOWA IBI's voor beoordeling van de visstand in de Nederlandse binnenwateren.

Categorie	Metriecken
A. Soortenrijkdom	1. aantal (kenmerkende) soorten 2. aantal Rode-Lijstsoorten <i>Ecologische gilden</i> 3. aantal limnofielen 4. aantal partieel rheofielen 5. aantal obligaat rheofielen 6. aantal zoet-zout rheofielen 7. aantal eurytopen
B. Trofische samenstelling	8. lengteklassen <i>Paaiers</i> 9. biomassa-aandeel grindpaaiers 10. biomassa-aandeel plant-paaiers 11. biomassa-aandeel grind-plant-paaiers <i>Ecologische gilde</i> 12. biomassa-aandeel limnofielen 13. biomassa-aandeel rheofielen 14. biomassa-aandeel overheersende eurytoop 15. biomassa-aandeel alle eurytopen <i>Trofische gilde</i> 16. biomassa-aandeel planktivoren 17. biomassa-aandeel benthivoren 18. biomassa-aandeel piscivoren
C. Gezondheidstoestand	19. groei 20. aantal exoten 21. aantals-aandeel ziekte of afwijking

6.4 Uitwerking IBI-methode

Om tot een IBI voor de rijkswateren te komen worden de volgende werkzaamheden verricht:

1. Definiëren van typen binnen de onderscheiden rijkswateren meren, rivieren en overgangswateren.
2. Nagaan of metriecken en categorieën in bestaande IBI's voldoen voor rijkswateren.
3. Opstellen metriekklassen voor de onderscheiden rijkswater(typen).
4. Beschrijving referentiebeelden voor de onderscheiden rijkswater(typen).
5. Toetsing van de ontwikkelde methodiek middels visstandgegevens.
6. Discussie en aanbevelingen voor verdere uitwerking IBI-methode.

Deze werkzaamheden zijn uitbesteed aan het OVB/RIVO en zullen in het najaar worden afgerond.

Omdat er momenteel in detail naar een typologische indeling wordt gekeken worden er vooralsnog binnen de drie categorieën wateren verder geen watertypen te onderscheiden. Verder is een uitgangspunt om de IBI zo simpel mogelijk te houden. Metriecken die sterk aan elkaar gerelateerd zijn moeten worden vermeden daar deze anders onevenredig in de uitkomst doorwerken. Ook moet worden aangegeven voor welke soorten verstoring de onderscheiden metriecken staan. Hiernaast dient bij de metriekkeuze rekening gehouden te worden met de toepassingsmogelijkheden in een monitoringsprogramma als het MWTL.

Ten aanzien van het vierde punt wordt er naar gestreefd om in eerste instantie zoveel mogelijk aan te sluiten bij reeds beschreven referentiebeelden. Er worden vijf mogelijkheden onderscheiden om referentiewaarden voor de metriecken te bepalen:

1. Beste waarden/plaatsen die nu aanwezig zijn (eerste insteek voor het FAME project, maar voor grote rivieren minder goed toepasbaar, omdat deze vrijwel altijd zwaar zijn aangetast).
2. Geologische/ruimtelijke referentie (meest vergelijkbare rivieren met hoger ecologisch potentieel in buitenland).

-
3. Historische referentie (beschikbare data uit perioden toen rivieren in mindere mate waren aangetast, alleen voor hooguit enkele metrieken toepasbaar).
 4. Modelering, ontwikkeling van ecologische modellen die extrapolatie naar gewenste situatie mogelijk maken.
 5. 'Expert-judgement', met daarin aspecten van de vier bovenstaande methoden.

De streefbeelden zullen worden opgesteld aan de hand van hetgeen er beschikbaar is. Voor aanwezigheid van soorten zal dit géén probleem opleveren. Het bepalen van de abundanties van de onderscheiden soortgroepen zal met name voor overgangswateren en rivieren moeilijk zijn en zal waarschijnlijk gedeeltelijk middels expert judgement geschieden. Tenslotte zal zoveel mogelijk worden aangesloten bij de kennis die is verzameld ten behoeve van de natuurdoeltypen (Bal *et al.*, 2001).

7 Conclusies

De Kaderrichtlijn Water vraagt om een ecologische beoordeling voor verschillende biologische kwaliteitselementen en voor verschillende categorieën wateren (hoofdstuk 2). Voor een selectie hieruit is nagegaan in hoeverre gangbare beoordelingsmethoden voor de zoete rijks- en regionale wateren voldoen aan de eisen die de KRW stelt. In het algemeen kan worden gesteld dat de AMOEBE aanpak van de rijkswateren niet bruikbaar is en dat de STOWA methoden van de regionale wateren wel goede aanknopingspunten bieden voor een methodiek die voldoet aan de eisen van de KRW.

Voor het fytoplankton in meren en rivieren, en in kunstmatige wateren als kanalen en wingaten, is een beoordeling gebaseerd op chlorofyl-a veelal voldoende. De soortensamenstelling van het fytoplankton is weliswaar een voorgeschreven parameter uit de KRW, maar levert slechts geringe aanvullende informatie met betrekking tot de ecologische toestand van het water. Dit geldt zowel voor de beoordeling van de kwaliteit, als voor de verklaring van de beïnvloedingsfactoren. In het buitenland krijgt de samenstelling van het fytoplankton meer aandacht, vooral de groep diatomeeën. De indruk bestaat dat de chlorofyl-a gehalten, die in de STOWA beoordeling worden genoemd voor de hogere kwaliteitsklassen van de grote meren, te hoog zijn. Voor rivieren vormen de chlorofyl-a waarden voorgesteld door Koeman & Bijkerk (2001) een goed uitgangspunt, al lijken deze waarden juist weer iets te laag.

Voor de zoete, stagnante wateren is het van belang om bij de beoordelingssystematiek een koppeling te leggen tussen nutriënten (met name P), het fytoplankton en waterplanten. Grenswaarden van nutriënten leggen immers een maximum op aan het voorkomen van fytoplankton, wat weer tezamen met een achtergrondstroebeling en de diepteverdeling bepaalt hoeveel waterplanten er kunnen voorkomen. Hiermee kan invulling worden gegeven aan een ecologische beoordeling gericht op de hoeveelheid/bedekking van waterplanten. Het verband tussen nutriënten, fytoplankton en waterplanten is tot dusver nog niet duidelijk aanwezig in de STOWA systematiek. Voor de beoordeling van de aanwezige soorten waterplanten is een aangepaste versie van de STOWA beoordelingssystematiek wel goed bruikbaar.

Er zijn veel methoden om stromende wateren op basis van macrofauna te beoordelen. De aanpak volgens AQEM is het meest geschikt. Daarnaast is het eenvoudig de STOWA methode geschikt te maken en bevat de aanpak van Buskens interessante aanknopingspunten. De laatste methode legt echter geen verband tussen de beoordeling en beïnvloedingsfactoren. Aandachtspunten bij de verdere uitwerking van de methode zijn het omgaan met de aan- of afwezigheid van bepaalde habitats en met de invloed van 'nieuwe soorten' op de samenstelling van de macrofauna.

Ecologische beoordeling op basis van de samenstelling, biomassa en leeftijdsopbouw van vissen is relatief nieuw. De initiatieven zijn daarom al relatief goed toegesneden op de eisen vanuit de KRW. Momenteel wordt nog gewerkt aan een uitwerking voor de rijkswateren, analoog aan de aanpak die is gevolgd voor de regionale wateren.

Op basis van de STOWA methoden, de AMOEBE studies en enkele andere methoden is het mogelijk gebleken om een voorlopige beoordeling volgens de KRW uit te voeren voor fytoplankton, waterplanten en macrofauna. Voor fytoplankton en waterplanten zijn de methoden aangepast op basis van andere informatie en kenmerken van de rijkswateren. Op basis van fytoplankton bevinden de monsterpunten in 4 van de 7 meren zich in de (zeer) goede toestand. Op basis van een kwalitatieve beoordeling van waterplanten verkeert 1 van de 3 meren in de (zeer) goede toestand en op basis van de voorlopige aanpak van de kwantitatieve beoordeling zijn dat 2 van de 5 meren. Het Veluwemeer wordt beoordeeld als (zeer) goed, zowel op basis van chlorofyl-a, waterplanten kwalitatief en waterplanten kwantitatief. Ook voor het Eemmeer wordt een consistent beoordelingsresultaat verkregen. Het Volkerakmeer scoort op basis van chlorofyl-a beter dan voor waterplanten. Het Markermeer wordt zeer goed beoordeeld op basis van waterplanten kwantitatief en slecht op basis van chlorofyl-a. Het IJsselmeer krijgt een lagere waardering dan verwacht, maar wordt wel consistent beoordeeld door beide methoden.

Op basis van fytoplankton bevinden de monsterpunten in 5 van de 6 kanalen zich in de (zeer) goede toestand.

Op basis van fytoplankton bevinden de monsterpunten in 4 van de 9 rivieren zich in de (zeer) goede toestand. Met name bij rivieren zijn de uitkomsten gevoelig voor de keuze van de grenzen. Wanneer meer gewicht zou worden toegekend aan de getallen uit de AMOEBE studies en beoordelingssystemen in Duitsland, zouden drie monsterpunten van de klasse 'matig' naar 'goed' verhuizen. Voor macrofauna zijn er grote typologische verschillen tussen de rijkswateren en de meest vergelijkbare watertypen waarvoor de kansrijke methoden reeds zijn uitgewerkt. Op basis van twee operationele indexen voor macrofauna (STOWA en AQEM) verkeren de meeste monsterpunten in de grote rivieren in een matige toestand, met een behoorlijke spreiding afhankelijk van de gekozen karakteristiek en het watertype. Vergelijking van de resultaten van fytoplankton en macrofauna voor de grote rivieren leert dat de uitkomsten voor fytoplankton een iets positiever beeld geven. Dit kan mogelijk worden verklaard door de invloed van 'nieuwe soorten' (exoten) op de beoordeling van het macrofauna en door grote typologische verschillen tussen de grote rivieren en de watertypen waarvoor de beoordelingssystemen zijn ontworpen.

8 Aanbeveling

Op basis van de uitkomsten van dit project kunnen een groot aantal aanbevelingen worden gedaan voor het vervolg. De aanbevelingen betreffen het verder verbeteren van de genoemde methoden, het uitwerken van een methode voor de andere biologische kwaliteitselementen en andere wateren, en tenslotte het in overeenstemming brengen van de beoordelingsmethodiek met de monitoringsinspanning. Alvorens tot verdere uitwerking van de aanbevelingen over te gaan is het van groot belang afstemming te zoeken met de andere partners op het gebied van de ecologische beoordeling van de wateren in Nederland.

Op dit moment wordt gewerkt aan een typologie, waardoor een onderverdeling ontstaat van wateren binnen elke categorie. Uitgangspunt hierbij zijn de natuurdoeltypen. Per type dient een referentiesituatie te worden beschreven en een beoordelingssystematiek te worden gemaakt voor de benoemde biologische kwaliteitselementen. Afhankelijk van de keuze om de typologie te beperken tot natuurdoeltypen of de daaraan ten grondslag liggende subdoeltypen, ontstaan er enkele tientallen of meer dan 100 watertypen in Nederland. Het verdient aanbeveling om de hydromorfologische kartering mee te nemen in de typologie. Wanneer bijvoorbeeld aspecten als diepte- en habitatverdeling in een meer worden beschouwd als onderdeel van de beoordeling van meren, kan voor de rijkswateren vermoedelijk met één type worden volstaan. Als dit niet gebeurt zouden bijvoorbeeld diepe en ondiepe delen als aparte typen moeten worden beschouwd.

De samenhang van de beoordeling van nutriënten, fytoplankton en waterplanten behoeft nadere uitwerking. Gedetailleerde aandachtspunten zijn genoemd in paragraaf 3.2.3. Ook moet worden nagegaan wat de KRW precies vraagt ten aanzien van de soortensamenstelling van fytoplankton en kranswieren.

Ten aanzien van de primaire producenten in de zoete wateren is geen aandacht geschonken aan macrofyten in de rivieren het fyto-benthos. In verschillende Europese landen (Engeland, Frankrijk, Noorwegen) worden benthische algen (diatomeeën) standaard gebruikt voor de beoordeling van de waterkwaliteit (Kelly, 1998, Prygiel *et al.*, 1999) of wordt hun geschiktheid en indicatorwaarde voor de waterkwaliteit van meren en rivieren getoetst (Duitsland, Schmedtje *et al.*, 2001). In Nederland zijn er enkele studies over meren (van Dam, 1974), vennen (verzuring, van Dam *et al.*, 1981) en sloten (Smit, 1990) uitgevoerd, maar er is weinig bekend over rivieren, kanalen en meren. Daarom is het RIZA met een pilotstudie begonnen, die zal resulteren in een (1) taxonomische samenstelling benthische diatomeeën in de rijkswateren, (2) een handleiding bemonstering en analyse van benthische diatomeeën, (3) een selectie van voor Nederland meest geschikte beoordelingssystemen en (4) een aanbeveling over de verdere toepassing van de taxonomische samenstelling van benthische diatomeeën als indicator voor de waterkwaliteit. Begin mei is in een aantal meren, kanalen en rivieren kunstmatig hard substraat (stenen in netten) uitgezet en is na een incubatietijd van tenminste 6 weken bemonsterd. Het gebruik van hetzelfde harde substraat waarborgt de vergelijkbaarheid van de monsters en sluit aan bij methoden die in het buitenland worden gebruikt. In het najaar zullen naast kunstmatig hard substraat verschillende aanwezige natuurlijke habitats van de dezelfde monsterplekken worden bemonsterd (o.a. rietstengels, aanwezig harts substraat, bodem), om inzicht te krijgen in de representativiteit van het kunstmatig harde substraat.

Met betrekking tot de beoordeling van macrofauna in de grote rivieren is het van belang om een definitieve keuze te maken uit het drietal geschikte methoden. Vervolgens moet de aanpak te worden uitgewerkt voor de watertypen van de rijkswateren door het vaststellen van een onverstoorde situatie en het afleiden van de maatlat. Hierbij moet goed naar de relatie met de aanwezigheid van habitats worden gekeken. Immers, veel soorten van het hard substraat (strekdammen, etc.) zouden in natuurlijke omstandigheden niet aanwezig zijn. Verder dient de rol van 'nieuwe soorten' expliciet aandacht te krijgen. Daarnaast dient de keuze van de methodiek voor macrofauna ook te worden uitgewerkt voor de meren.

Voor vissen kunnen nog geen specifieke aanbevelingen worden geformuleerd. Wel geldt voor vis en alle andere biologische kwaliteitselementen dat het van belang is de methodiek toe te passen op de

verschillende watertypen, met als doel een soort kalibratie: zijn de uitkomsten voor de verschillende biologische kwaliteitselementen met elkaar in overeenstemming en passen de gevoelsmatige beoordeling van het systeem. Deze controle is noodzakelijk voordat de beoordelingsmethodiek helemaal wordt vastgesteld.

Met het vaststellen van de Natuurdoelenkaart in het Structuurschema Groene Ruimte-2 zijn in principe ook natuurdoelen gedefinieerd voor een planperiode die nagenoeg overeenkomt met die voor de KRW. De realisatie van 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 een volledige aansluiting op de KRW is niet gerealiseerd. Zo zijn er geen doelsoorten vastgesteld voor het fytoplankton, kranswieren en slechts voor een deel van het macrofauna. In dit project is niet expliciet rekening gehouden met de benadering volgend uit de Natuurdoeltypen. Er zijn wel veel raakvlakken. De STOWA methodiek voor waterplanten gebruikt zeldzaamheid en kenmerkendheid. Nagegaan dient te worden in hoeverre dit met de doelsoorten van de Natuurdoeltypen overeenstemt. Voor macrofauna en vissen ligt een aanpak 'met maatlaten voor de hand en is het goed mogelijk om daarin een maat op te nemen die verwijst naar de doelsoorten. Daar waar mogelijk zal tot een verdere afstemming moeten worden gekomen.

Bij het vaststellen van een methodiek voor de ecologische beoordeling dient rekening te worden gehouden met de daarvoor benodigde monitoringsbehoefte. Anderzijds dient na het vaststellen van de methodiek, de monitoring daarop te worden afgestemd.

Literatuur

- Admiraal, W., L. Breebaart, G.M.P. Tubbing, B. van Zanten, E.D. de Ruijter van Steveninck, & R. Bijkerk, 1994. Seasonal variation in composition and production of planktonic communities in the lower river Rhine. *Freshwater Biology* 32: 519-531.
- AERMC, 1997. Indice Biologique Global Adapté I.B.G.A. aux grands cours d'eau et aux rivières profondes, protocole expérimental, Grenoble, Cabinet GAY Environment, 44 p. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse.
- Armitage, P.D., D. Moss, J.F. Wright & M.T. Furse, 1983. The performances of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Resources* 17: 333-347.
- AQEM Consortium, 2002. Manual for the Application of the AQEM System. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, Februari 2002.
- Bakema, A.H., 1988. Empirische lichtmodellering voor een aantal Nederlandse meren. Delft Hydraulics & RIZA, 64 pp.
- Bakker, C., R. Noordhuis & K.H. Prins, 1997. Biologische monitoring zoete rijkswateren, Rijn 1995, Lelystad, RIZA, 104 p. RIZA-nota 97.066.
- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellinger, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhof, 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Tweede, geheel herziene editie. Expertisecentrum LNV, 832 pp.
- Bal, D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11. 408 pp.
- Berendt, 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: 69-73.
- Blindow, I. 1992. Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *Freshwat. Biol.* 28: 9-14.
- Blom, G., E.H.R. van Duin & J.E. Vermaat, 1994. Factors contributing to light attenuation in Lake Veluwe. In: W. van Vierssen, M.J.M. Hootsmans and J. Vermaat (eds.). *Lake Veluwe, a macrophyte dominated system under eutrophicated stress*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 158-174.
- Breukelaar, A.W., E.H.R.R. Lammens & J.G.P.K. Breteler, 1994. Effects of benthivorous bream (*Abramis brama*) and carp (*Cyprinus carpio*) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll-a. *Freshwater Biology* 32: 113-121.
- Brink, B.J.E. ten, S.H. Hopper & F. Colijn, 1991. A quantitative method for description and assessment of ecosystems: the AMOEBA approach. *Mar. Poll. Bull.* 23: 265-270.
- Chambers, P. A. & J. Kalff, 1985. Depth distribution and biomass of submersed aquatic plant communities in relation to Secchi depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 701-9.
- Crouzet, P., J. Leonard, S. Nmixon, Y. Rees, W. Parr, L. Laffon, J. Bogestrand, P. Kirstensen, C. Lallana, G. Izoo, T. Bokn, J. Bak, T.J. Lack & N. Thyssen 1999. Nutrients in European Ecosystems. Environmental assessment report, European Environment Agency, Copenhagen, 153 pp.
- Dam, H. van, G. Suurmond & C.J.F. ter Braak, 1981. Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. *Hydrobiol.* 83: 425-459.
- Dam, H. van, A. Mertens & A. Sinkeldam, 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *J. Aquat. Ecol.* 28: 117-133.
- Duel, H., 1997. Graadmeterontwikkeling voor het water- en natuurbeleid voor de Noordzee (GONZ), Delft, Waterloopkundig Laboratorium.
- Fausch ea 1984
- Fausch ea 1990
- Franken, R.J.M., E.T.H.M. Peeters & J.J.P. Gardeniers, 2002. Herziening van de ecologische beoordelingssystemen voor oppervlaktewater. Rapport M322, Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.
- Friedrich, G., 1995. Materialen Nr. 18, Vergleich verschiedener europäischer Untersuchungs- und Bewertungsmethoden für Fließgewässer, Essen, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen.
- Heinonen, P. & S. Herve, 1987. Waterquality classification of inland waters in Finland. *Aqua Fennica* 17: 147-156.

-
- Irmer, U., 2000. Die neue EG-Wasserrahmenrichtlinie: Bewertung der chemischen und ökologischen Qualität von Oberflächengewässern.- Acta hydrochim. Hydrobiologia 28: 7-14.
- Jeppesen, E. 1998. The ecology of shallow lakes. Doctors dissertation, Silkeborg.
- Karr, J.R., 1981.
- Karr, J.R. & E.W. Chu, 1999. Restoring life in running waters: better biological monitoring, Washington D.C., Island Press, ISBN 1-55963-674-2.
- Kelly, 1998. Use of the Trophic Diatom index to monitor eutrophication in rivers. Water Res. 32: 236-242.
- Koeman, R. & Bijkerk, R., 2001. IKS/CIPR workshop fytoplankton in rivieren, Bonn, 28-29 maart 2001. Verslag in opdracht voor RIZA.
- Knoben, R.A.E., C. Roos & M.C.M. van Oirschot, 1995. Biological Assessment Methods for Watercourses, Lelystad/ Deventer, RIZA Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment, no. 3.
- 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, 1998. Gewässerbewertung - Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Kulturbuchverlag, Berlin.
- Liere, E. van & D.A. Jonkers, 2002. Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. RIVM rapport 703715005/2002.
- Lorenz, C.M., 2001, Ecologische Beoordeling volgens de Kaderrichtlijn Water in de ons omringende landen - Achtergrondrapport, Deventer/ Lelystad, Witteveen en Bos/ RIZA. RIZA-werkdocument 2001.079X.
- Middelboe, A. L. & S. Markager, 1997. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. Freshwat. Biol. 37: 553-568.
- Molen, D.T. van der, P.C.M. Boers & L. Lijklema, 1989. Gegevens-analyse nutriënten en zwevend materiaal Veluwemeer. H2O 22, 24: 760-762.
- Molen, D.T. van der, P.J.M. Latour, J.J.G.M. Backx, M.S. van de Berg, A.J.G. Reeze & K. Wolfstein, 2002. Een aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor de rijkswateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. RIZA werkdocument 2002.042X.
- Nat, E. , J. Simons & M.A.A.A. de la Haye, 1994. Historisch en actueel verspreidingsbeeld van kranwieren in Nederland in samenhang met waterkwaliteitsfactoren. RIZA werkdocument 94.148x.
- Nixdorf, B. & Mischke, U., 2002. Projektzwischenbericht: Untersuchungen zu Leitbild-Biozöosen in Gewässern des Landes Brandenburg.
- Nijboer, R., N. Jaarsma, P. Verdonchot, D. van der Molen, N. Geilen & J. Backx, 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 3, Wateren in het rivierengebied. Rapport AS-03, EC-LNV.
- Pauw, N. de & G. Vanhooren, 1983. Method for the biological quality assessment of watercourses in Belgium. Hydrobiologia 100: 153-168.
- Pavluk, T., 1997. The trophic structure of macroinvertebrate communities as an approach for estimation of river ecosystem condition, Ekaterinburg/ Lelystad, Russian Research Institute for Complex Utilisation and Protection of Water Resources/ Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment.
- Portielje R. & D.T. van der Molen, 1998. Relaties tussen eutrofiëringsvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen. RIZA rapport 98.007, ISBN 9036951585.
- 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.
- Prygiel, J., M. Coste & J. Bukowska, 1999. Review of the major diatom-based techniques for the quality assesment of rivers- State of the art in Europe. In: J. Prygiel, B.A. Whitton & J. Bukowska (eds.), Use of algae for monitoring rivers III.
- Raam, J. C. van, 1998. Handboek Kranwieren, Drukkerij De toekomst, Hilversum. 200 pp.
- Reeze A.J.G., 2000. Overzicht van ecologische beoordelingsmethoden in relatie tot de Kaderrichtlijn Water. RIZA-werkdocument 2000.036X, Lelystad.

-
- 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.
- Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda & V. Westhoff, 1995. *De vegetatie van Nederland, Deel 2 Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heide*. Opulus Press, Uppsala, 360 pp.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes. Population and communication biology series 22*. Chapman & Hall, 357 pp.
- Schmedtje, U. *et al.*, 2001. Leitbildbezogenes Bewertungsverfahren mit Makrophyten und Phytobenthos. ATV-DVWK Arbeitsbericht, ISBN 3-935669-20-8.
- Schöll & Haybach, 2001. Bewertung von großen Fließgewässern mittels Potamon-Typie-Index (PTI) – Verfahrensbeschreibung und Anwendungsbeispiele, *Mitteilungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde 23*, Koblenz.
- Smit, H., 1990. *Hydrobiologisch onderzoek in kleine wateren in Zuid-Holand*. Dienst Water en Milieu, Provincie Zuid-Holland. s'Gravenhage. 251 pp.
- STOWA, 1992a. *Ecologisch beoordelingssysteem voor stromende wateren op basis van macrofauna*, Utrecht, STOWA, rapportnr. 92-07.
- STOWA, 1993. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor meren en plassen*. STOWA rapport 93-17.
- STOWA, 1994a. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewateren. Beoordelingssysteem voor zand-, grind- en kleigaten op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton*. STOWA rapport 94-01.
- STOWA, 1994b. *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewateren. Beoordelingssysteem voor kanalen op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton*. STOWA rapport 94-01.
- STOWA, 2001. *Raamwerk voor ecologische beoordeling van watersystemen*, Utrecht, STOWA, 23p. STOWA-rapport 2001-12.
- STOWA, 2002. *Verkenning goede ecologische toestand voor sloten en beken*, Royal Haskoning in opdracht van de STOWA. Concepteindrapport 42842.
- Vaate, A. bij de & T.I. Pavluk, in prep. *Validation of the Index of Trophic Completeness for running waters*, Lelystad/ Ekaterinburg, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment/ Russian Research Institute for Integrated Water Management and Protections (RosNIIVH).
- 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. *Ecological characterisation of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands)*, Wageningen, Pudoc, proefschrift Landbouwniversiteit Wageningen.
- Wehr, J.D. & J.P. Descy, 1998. Use of phytoplankton in large river management. *J. Phycol.* 34: 741-749.