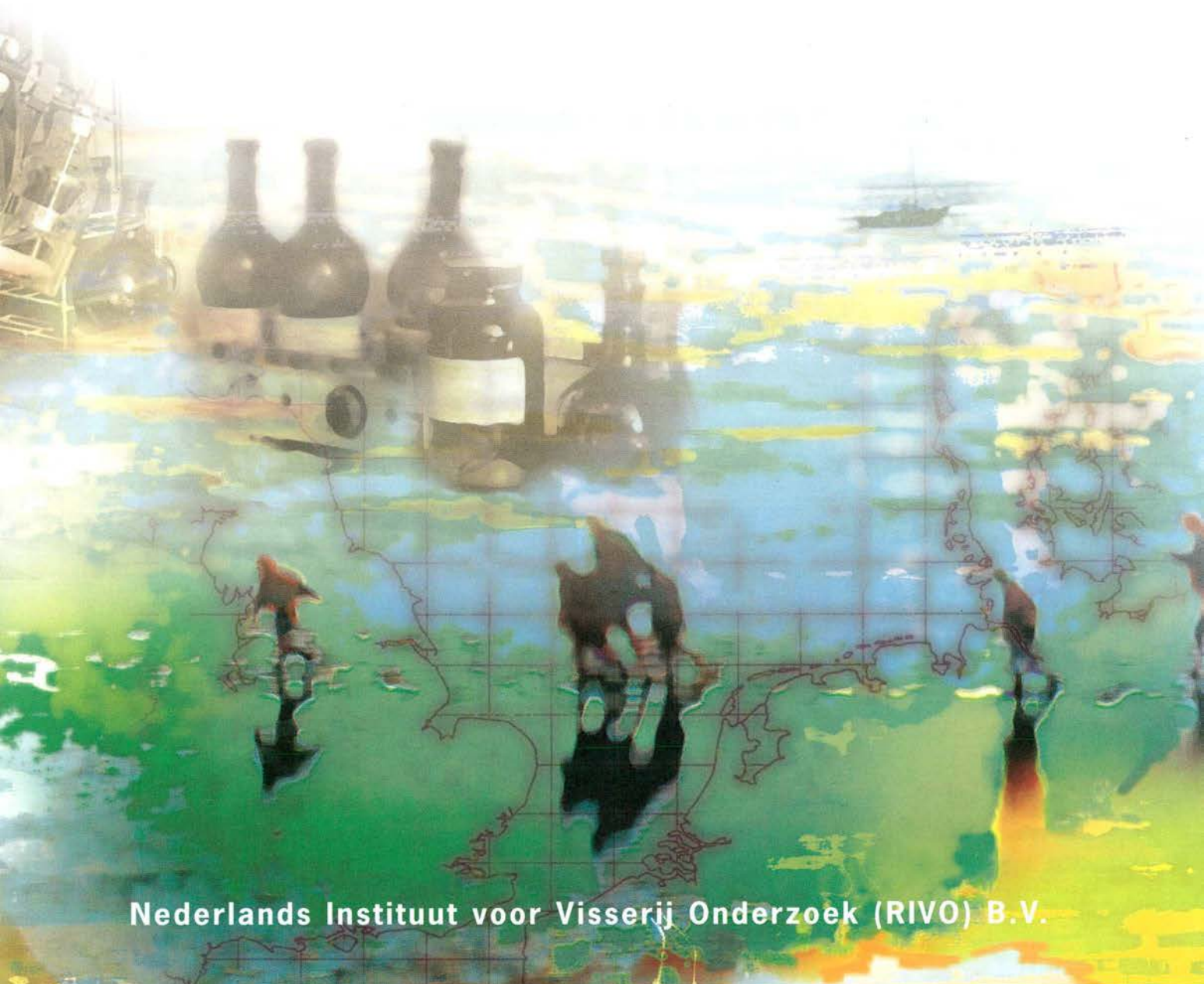


RIVO rapport C059/02  
OVB rapport OND00148

**IBI rijkswateren. Verkenning van visindices volgens IBI-methode voor  
ecologische beoordeling van de rijkswateren**

J.J. de Leeuw, J.G.P. Klein Breteler en H.V. Winter



**Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) B.V.**



Rijkswaterstaat/RIZA  
Documentatie  
Postbus 17  
8200 AA Lelystad

C25545

## Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV

Postbus 68  
1970 AB IJmuiden  
Tel.: 0255 564646  
Fax.: 0255 564644  
Internet: postkamer@rivo.dlo.nl

Postbus 77  
4400 AB Yerseke  
Tel.: 0113 572781  
Fax.: 0113 573477

## Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (OVB)

Postbus 433  
3430 AK Nieuwegein  
Tel.: 030-6058411  
Fax.: 030 6039874

RIVO rapport C059/02  
OVB rapport OND00148

## IBI rijkswateren. Verkenning van visindices volgens IBI methode voor ecologische beoordeling van de rijkswateren

J.J. de Leeuw, J.G.P. Klein Breteler en H.V. Winter

Opdrachtgever: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en  
Afvalwaterbehandeling / RIZA  
Postbus 18  
8200 AA LELYSTAD

Projectbegeleider: De heer J. Kranenbarg

Project nummer: 999-00079-1

Contract nummer: RI 3721

Akkoord: Dr. A.D. Rijnsdorp  
Hoofd afdeling Biologie & Ecologie

Handtekening:

Datum: december 2002

Aantal exemplaren: 25  
Aantal pagina's: 83  
Aantal tabellen: 4  
Aantal figuren: 6  
Aantal bijlagen: 5

In verband met de  
verzelfstandiging van de  
Stichting DLO, waartoe tevens  
RIVO behoort, maken wij sinds 1  
juni 1999 geen deel meer uit van  
het Ministerie van Landbouw,  
Natuurbeheer en Visserij. Wij zijn  
geregistreerd in het  
Handelsregister Amsterdam  
nr. 34135929  
BTW nr. NL 808932184B09.

De Directie van het RIVO is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit  
toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van het RIVO; opdrachtgever  
vrijwaart het RIVO van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets van dit  
rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier zonder schriftelijke  
toestemming van de opdrachtgever.



# Inhoudsopgave:

Inhoudsopgave:.....	2
Samenvatting .....	4
1. Inleiding .....	5
2. Ecologische beoordelingsmethodieken en ontwikkeling van IBI binnen de KRW .....	6
2.1 Beoordelingsmethoden middels vis in Nederland.....	6
2.1 Beschrijving IBI-methodiek.....	6
3. Methode.....	9
3.1 Werkwijze en analysemethodiek.....	9
3.2 Toetsing middels visstandgegevens.....	10
4. Referenties .....	12
4.1 Referenties in relatie tot de IBI.....	12
4.2 Rivieren .....	15
4.3 Meren .....	15
4.4 Overgangswateren .....	16
5. Pressoren .....	17
6. Metrieken en IBI.....	21
6.1 Selectie metrieken.....	21
6.1.1 Soortsamenstelling .....	21
6.1.2 Abundantie .....	22
6.1.3 Tolerantie .....	22
6.1.4 Trofische samenstelling .....	22
6.1.5 Leeftijdsstructuur.....	23
6.1.6 Gezondheidstoestand .....	23
6.2. Voorstel IBI's .....	24
7. Parameterruimtes en toetsing metrieken.....	28
7.1 Fuikregistraties MWTL .....	28
7.2 MWTL vismonitoring met kor en elektrisch schepnet .....	31

---

7.3 Bemonsteringen uiterwaarden.....	35
7.4 Monitoring IJsselmeer/Markermeer .....	36
7.5 Visstandbemonsteringen DFS in Eems-Dollard .....	37
7.6 Beoordeling metriecken.....	39
8. Conclusies .....	41
9. Aanbevelingen .....	42



## Samenvatting

In het kader van de ontwikkelingen rond implementatie van de Europese kaderrichtlijn water is in opdracht van RIZA door RIVO en OVB een aanzet gegeven voor een IBI (Index voor Biotische Integriteit) voor de Rijkswateren. In een themadiscussie met visexperts aan het begin van het project is een eerste inventarisatie gemaakt van de vorderingen op het gebied van IBI's, referentiebeschrijvingen, typologie van grote (rijks)wateren en beschikbare monitoringsgegevens. Deze informatie is verder opgewerkt door voor de categorieën rivieren, overgangswateren en meren de belangrijkste menselijke verstoringsbronnen en hun mogelijke effecten op de visstand te identificeren. Vervolgens zijn parameters van de visstand (metrieken) geselecteerd die indicatief zijn voor een ecologische beoordeling. Deze metrieken zijn getoetst aan de hand van monitoringsgegevens (met name uit MWTL en aangevuld met bemonsteringen rivieruiterwaarden, het IJsselmeer en Markermeer en Eems-Dollard) en vergeleken met reeds ontwikkelde IBI's voor rivieren, meren en overgangswateren. Voor een verdere ontwikkeling van IBI's voor de Nederlandse rijkswateren is een analyse van referentiesituaties (uit vergelijking met minder verstoorde gebieden buiten Nederland en historische informatie) en een betere kwantitatieve onderbouwing op basis van beschikbare datasets voor de rijkswateren van groot belang. Op basis van de nu beschikbare informatie gaapt er nog een kloof tussen het strakke tijdschema dat de kaderrichtlijn hanteert en de vorderingen die zijn gemaakt voor de Nederlandse rijkswateren en de Europese afstemming. Er worden aanbevelingen gedaan voor acties die nodig zijn voor een goede implementatie van de kaderrichtlijn voor het kwaliteitselement vis.

# 1. Inleiding

Als gevolg van de Europese Kaderrichtlijn Water (EU, 2000) staat de Nederlandse overheid voor de taak om een nieuw stelsel van ecologische beoordelingsmethodes voor oppervlaktewateren te ontwerpen. Deze beoordelingsmethodes moeten voldoen aan de criteria die de Kaderrichtlijn Water (KRW) voorschrijft, die bruikbaar zijn voor het operationeel waterbeheer (zowel voor rijkswateren als regionale wateren), en voor verschillende watertypen op dezelfde uitgangspunten zijn gebaseerd (Latour, 2001). De KRW vereist dat de oppervlaktewatertoestand wordt beoordeeld voor o.a. de categorieën rivieren, meren en overgangswateren. Eén van de biologische kwaliteitselementen die daarbij moeten worden gebruikt zijn de soortsaanpak, abundantie en leeftijdsopbouw van de visfauna.

Voor het beoordelen van de visstand wordt in Europa sterk gedacht aan het gebruik van het concept van Karr (1981) inzake de zogenaamde IBI's (Index voor Biotische Integriteit). Bij deze methode wordt een set van parameters (metrieken) uit visstandbemonsteringen kwantitatief vergeleken met een referentiesituatie van hoge ecologische kwaliteit voor het betreffende systeem. De kwantitatieve scores leiden tot een normatieve score in 5 klassen van 'zeer slecht' tot 'zeer goed'. In hoofdstuk 2 wordt een overzicht gegeven van de stand van zaken rond ecologische beoordelingsmethodieken en wordt de opzet en achtergrond van IBI's nader toegelicht. De kaderrichtlijn water stuurt aan op een vergelijkbaar systeem van normatieve beoordelingen als in een IBI en geeft richtlijnen welke parameters betrokken moeten worden bij de beoordeling.

Tot dusver zijn in Nederland IBI's opgesteld voor kleine regionale wateren. Deze zijn echter nog niet getoetst of gevalideerd met onderliggende data. Uitwerking van IBI's voor grote Rijkswateren heeft nog niet plaats gevonden.

Hoewel de KRW niet voorschrijft dat de IBI-beoordelingsmethode moet worden gebruikt, wordt hier inmiddels in EU-verband (FAME: Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers) vermoedelijk wel voor gekozen. Mede daarom bestaat er bij het RIZA behoefte aan uitwerking van de IBI-methode voor de Rijkswateren voor het KRW-kwaliteitselement vissen.

Om de implementatie van de KRW in de rijkswateren te kunnen faseren heeft het RIZA aan het RIVO en de OVB opdracht gegeven om een aanzet te geven voor:

1. een beoordelingssysteem volgens de IBI-methode voor het in de KRW genoemde kwaliteitselement vis in respectievelijk de grote meren, rivieren en overgangswateren, en
2. om deze methode te toetsen middels beschikbare visstandgegevens uit het MWTL-vismonitoringsprogramma.

In overleg met betrokkenen van RIZA, RIVO, OVB en andere (vis)experts van RIKZ is middels een binnen het project georganiseerde themadiscussie de opzet en werkwijze aangescherpt. Het project behelst

- een overzicht te geven van de huidige stand van zaken rond ecologische beoordelingsmethodieken,
- typologie en referentiesituaties voor genoemde categorieën rijkswateren te beschrijven,
- voorstellen te doen voor toepassing van de IBI-methode op basis van vismonitoringsgegevens, en op basis daarvan
- aanbevelingen te formuleren voor het vervolgtraject van het implementeren van de KRW voor het kwaliteitselement visstand.

In dit project worden alleen de hoofdwatertypen rivieren, meren en overgangswateren onderscheiden en worden kunstmatige wateren (bijvoorbeeld kanalen, zie Latour 2001) vooralsnog buiten beschouwing gelaten. Niet tot het project behoren dus in het algemeen de Rijkskanalen en bovendien de Nieuwe Maas, Nieuwe Merwede, Nieuwe waterweg en Scheur. Ook de categorie Kustwateren (Waddenzee, Noordzee, Kustzone-Voordelta) behoort niet tot het project.



## 2. Ecologische beoordelingsmethodieken en ontwikkeling van IBI binnen de KRW

### 2.1 Beoordelingsmethoden middels vis in Nederland

De deelttoets visstand in de beoordelingsmethodiek voor meren (STOWA, 1993) 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 (Kranenbarg, 2002). In verband met de mogelijkheden van het instrument en vooruitlopend op de Europese Kaderrichtlijn Water is het IBI-concept voorgesteld voor toepassing in de Maas (LIFE, 1997). Het is door STOWA aangepast voor toepassing in de Nederlandse regionale wateren (Witteveen+Bos, 2002). In het laatstgenoemde geval is er overigens wel een voorlopige suggestie gepresenteerd voor grotere wateren.

De STOWA is momenteel ook bezig met het ontwikkelen van een **Raamwerk voor Ecologische BEoordeling van WAtersystemen (REBEWA)**, waar de vertaling van 'oude watertypen' naar de typen van de KRW is meegenomen. In REBEWA vindt de beoordeling plaats per watertype of subwatertype; waardoor regionale toepassing mogelijk is. De referentie is daarbij opgesteld vanuit de watersysteembenadering, waarbij omgevings-, fysisch/chemische en biologische variabelen worden meegenomen en al bestaande en nieuwe beoordelingsmethodes worden gebruikt, zoals de STOWA methodes, EKO, AMOEBE, GONZ en HGI. De beoordeling wordt daar ook uitgedrukt in vijf kwaliteitsklassen ten opzichte van het streefbeeld, zoals in de Kaderrichtlijn Water wordt vereist. Een probleem vormt wel dat, wanneer een water op een onderdeel van de beoordeling goed of slecht scoort, niet de relatie met de oorzaak ervan kan worden vastgesteld (Busch, 2002b).

De AMOEBES (Vanhemelryk & Laane, 1997; Vanhemelryk & de Hoog, 1996; Vanhemelryk & de Hoog, 1997; Postma *et al.*, 1996) 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.

Voorts wordt er in de achtergronddocumenten van het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.*, 2001) een groot aantal (ca. 130) verschillende watertypen (waarvan de clusters rivieren, meren en overgangswateren deel uitmaken) onderscheiden met een daarbij behorende visstand.

Zowel de STOWA (1993) 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 (Van der Molen *et al.*, 2002).

Een IBI-methode, zoals de opzet in het handboek visstandbemonstering en -beoordeling van de STOWA (Witteveen+Bos, 2002), lijkt wel geschikt als beoordelingssysteem ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. Die methode is ontwikkeld voor de regionale oppervlaktewater categorieën meren, sloten, kanalen, zand- grind- en kleigaten, beken, kleine rivieren (beide laatste onderverdeeld naar beneden- midden- en bovenloop) en grote rivieren. In dit verband zijn met name de onderdelen 'meren' en de 'zand- grind- en kleigaten' van de STOWA-IBI van belang.

### 2.1 Beschrijving IBI-methodiek

De afgelopen jaren is in Nederland en elders in Europa al veel werk verzet naar het komen tot ecologische beoordelingssystemen van oppervlaktewateren op basis van de visstand. Daarbij is veelvuldig gebruik gemaakt van varianten op het concept van Karr (1981) van zogenaamde IBI's



(Index voor Biotische Integriteit). Karr ontwikkelde een IBI om de gezondheid van ecosystemen te beoordelen op basis van verschillende kenmerken van de visgemeenschap in het ecosysteem. Een IBI is gedefinieerd als "het vermogen van een water om een aangepaste, in balans zijnde, geïntegreerde, levensgemeenschap te ondersteunen en in stand te houden, waarbij die levensgemeenschap een soortensamenstelling, diversiteit en functionele organisatie heeft die vergelijkbaar is met die van natuurlijk habitat in hetzelfde gebied" (Karr et al., 1986). Bij de beoordeling van het ecosysteem door middel van een IBI wordt een set van parameters (metrieken) uit visstandbemonsteringen kwantitatief vergeleken met een referentiesituatie voor het betreffende systeem. Die metrieken vormen een maatlat voor de soortenrijkdom, de trofische samenstelling en de gezondheid van de vis en daarmee voor de gezondheid van het ecosysteem. De Biotische Integriteit wordt uitgedrukt in een index-waarde, de IBI. Deze levert dus de mogelijkheid om de biotische integriteit van (delen van) wateren te vergelijken met een referentie (ruimtelijk of in de tijd verschillend). Er kan een normatieve beoordeling aan worden gekoppeld in de schaal van zeer goed tot zeer slecht.

De theoretische basis voor de IBI wordt gevormd door de hiërarchische organisatie van biota en de verbanden van deze verschillende organisatieniveaus met temporele/ruimtelijke schalen (Melcher & Schmutz, 2000). In dit verband worden fauna, levensgemeenschap, gilde, populatie en individu gezien als organisatieniveaus van afnemende hoogte. Hogere organisatieniveaus zijn, in vergelijking met lagere niveaus, duurzamer, stabiel, relevant voor grotere gebieden en beïnvloeden lagere niveaus meer dan omgekeerd. Die verschillende organisatieniveaus verschillen dus in gevoeligheid voor antropogene invloeden ('pressures').

De IBI integreert informatie uit verschillende organisatieniveaus. Daardoor kan in theorie een maatlat van voldoende lengte worden verkregen om de effecten van verschillende soorten en gradaties van menselijke verstoringen van het ecosysteem te kunnen meten. Dit sluit op hoofdlijnen al goed aan bij de vereisten van de KRW.

Een IBI is in verband daarmee opgebouwd uit de hoofdcategorieën soortenrijkdom, trofische samenstelling en gezondheidstoestand (Karr 1981, Fausch *et al.*, 1984, 1990). De categorie soortenrijkdom is opgebouwd uit metrieken met betrekking tot soort aantallen per ecologisch gilde. Dit sluit eveneens aan op de soortensamenstelling zoals voor KRW vereist voor de visfauna van rivieren, meren en overgangswateren. De categorie trofische samenstelling van een IBI is opgebouwd uit metrieken met betrekking tot de biomassa van ecologische en trofische gilden. Dit sluit aan op de voor de KRW vereiste abundantie en leeftijdsstructuur van de visfauna van rivieren, meren en overgangswateren. De categorie gezondheidstoestand van een IBI is opgebouwd uit metrieken met betrekking tot conditie en groei. Voor de KRW is beoordeling van de gezondheidstoestand van de visfauna niet vereist. Wel is voor de categorieën rivieren en meren vereist om de leeftijdsopbouw te bepalen; voor de overgangswateren is dit echter niet verplicht. Bepaling van de leeftijdsopbouw sluit aan bij IBI-metrieken betreffende de groei.

De door Karr (1981) beschreven IBI-methode biedt dus een kader waarbinnen de door KRW vereiste beoordeling van het kwaliteitselement de visfauna tot stand kan komen.

Resumerend, lijkt de IBI-methode het meest geschikt voor de door de KRW vereiste beoordeling van het kwaliteitselement de visfauna, omdat:

- er aan de IBI een kwalitatieve beoordeling kan worden toegekend op een schaal van 'zeer slecht' tot 'zeer goed' conform de beoordeling voor de Kaderrichtlijn;
- middels de IBI het eenvoudig is om de knelpunten in een watersysteem te analyseren;
- er 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;
- Er ook ziektes of afwijkingen bij de categorie gezondheidstoestand worden 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 dus de benodigde internationale afstemming van de methode wordt gerealiseerd.

Bij de beschrijving en ontwikkeling van de IBI-methodiek in dit project zijn de ervaringen en expertise in internationaal verband meegenomen. Met name in België (o.a. Belpaire *et al.*, 2000; Breine *et al.*, 2001), Frankrijk (bijvoorbeeld Oberdorff *et al.* 2002) en de Verenigde Staten (o.a. Deegan *et al.*, 1997; Hughes *et al.*, 2002) is men al een eind gevorderd met het ontwikkelen van IBI's voor rivieren en/of overgangswateren.



## 3. Methode

### 3.1 Werkwijze en analysemethodiek

De ontwikkeling van het gevraagde IBI-beoordelingssysteem draait in feite om drie elementen: typering van de wateren, keuze van referenties en keuze van metrieken. Voor de toetsing van het beoordelingssysteem is de keuze van de dataset en de te beoordelen wateren bij de toetsing van belang.

Voor de typering van de wateren, keuze van referenties en keuze van metrieken is om te beginnen een *quick-scan* uitgevoerd van de beschikbare literatuur. De literatuur is op basis van expert judgement (E. Winter (RIVO) voor het onderdeel rivieren, Z. Jager (RIKZ) voor de overgangswateren en J. Klein Breteler (OVb) voor de meren) ontsloten middels korte notities. Die dienden als *input* voor een themadiscussie met deskundigen (onderzoekers, geen beleidsmakers). Aangezien de KRW een sterk internationaal karakter heeft op het niveau van stroomgebieden en ecoregio's, en aanstuurt op een internationaal calibratienetwerk, is zoveel mogelijk aansluiting gezocht bij de aanpak van het EU-project FAME (Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers). In dat Europese project worden IBI's ontwikkeld voor rivieren en vindt internationaal afstemming plaats over bemonsterings- en beoordelingsmethodieken van rivieren op basis van de visstand. Tijdens de themadiscussie is door de aanwezigen inhoudelijk verdieping gegeven aan de keuzes die gemaakt moeten worden in het project en aan de argumenten die daaraan ten grondslag liggen. Van deze themadiscussie is een uitgebreid verslag gemaakt (Klein Breteler, 2002). In dat verslag zijn de vorengenoemde korte notities verwerkt en dit geheel is als Bijlage 5 in dit rapport opgenomen. Elementen ervan zijn ook in de hoofdttekst van dit rapport opgenomen in de hoofdstukken over typering, metrieken en referenties.

Vervolgens is een lijst met mogelijke pressoren (menselijke activiteiten die effecten op het milieu veroorzaken) opgesteld die werkzaam zijn in de onderscheiden grote meren, rivieren en overgangswateren. Daarbij is allereerst gekeken naar de beschikbare informatie in de literatuur hieromtrent, maar vervolgens hoofdzakelijk gebruik gemaakt van de expert opinion van de bij het project betrokkenen van RIZA, RIVO en OVb en RIKZ. De effecten van deze pressoren op het eco-systeem, en in indirecte zin daardoor op onderdelen van de visstand, alsmede de directe effecten op de visstand, zijn daarna in kwalitatieve zin beschreven in een pressoren-effecten tabel (Tabel 4, bijlage 3a,b,c). In Bijlage 3 zijn alle mogelijke menselijke verstoringen die doorwerken op de visstand opgenomen en is aangegeven welk effect een verstoring heeft op parameters van de visstand.

Middels de pressoren-tabel (Bijlage 3) zijn de metrieken voor de op te stellen IBI's geselecteerd. Bij de keuze van metriek is gekeken in hoeverre een metriek voor een of meerdere pressoren maatgevend is en in principe zoveel mogelijk eenduidig is hoe die metriek schaaft met ecologische kwaliteit. De keuze is niet kwantitatief onderbouwd, maar gewogen op basis van differentiërend vermogen (bijvoorbeeld voldoende soorten binnen bepaalde ecologische groep om verschillende klassen te kunnen scoren) en zoveel mogelijk aansluitend op elders ontwikkelde IBI's met het oog op internationale harmonisatie.

Uitgangspunt is verder geweest de IBI zo simpel mogelijk te houden. Er is zoveel mogelijk alleen naar kenmerkende soorten of soorten kenmerkend voor verstoring gekeken en het betrekken van soorten in de IBI die incidenteel voorkomen, is zoveel mogelijk vermeden. Sterk aan elkaar gerelateerde metrieken zijn maar eenmalig in de IBI opgenomen daar deze anders onevenredig in de uitkomst doorwerken. Bij de metriekkeuze is ook rekening gehouden met de toepassingsmogelijkheden in een monitoringsprogramma zoals het MWTl, omdat het geen zin heeft om –in theorie ideale- metrieken te kiezen die in de praktijk onbemonsterbaar blijken te zijn.

De IBI van de STOWA maakt geen onderscheid tussen de beoordeling van meren en rivieren. Dit onderscheid is, gezien de verschillen in de soortensamenstelling tussen meren, rivieren en



overgangswateren en de aanwezigheid van karakteristieke soorten en gildes daarin, in dit project wel gemaakt. Er is daarbij ook in ogenschouw genomen dat de Rijksmeren in verbinding staan met rivieren (bijvoorbeeld de voormalige estuaria zoals IJsselmeer en Haringvliet-Biesbos) en een voorstel is gedaan hoe hier mee om te gaan.

### 3.2 Toetsing middels visstandgegevens

Voor toetsing van de metriecken is gebruik gemaakt van vismonitoringsgegevens in de rijkswateren. Daarbij is het van belang hoe de rijkswateren worden geclassificeerd in de categorieën rivieren, meren en overgangswateren. In Nederland is, door de sterke modificaties aan de watersystemen die binnen de rijkswateren vallen, de classificatie nog punt van discussie. In dit project wordt de indeling van Latour (2001) gevolgd. Naast de indeling in meren, rivieren en overgangswateren zijn de Nederlandse oppervlaktewateren onderscheiden in de categorieën natuurlijk, sterk veranderd en kunstmatig. In **Tabel 1** worden de wateren aangegeven die tot het project worden gerekend en hun classificatie in hoofdwatertypen.

**Tabel 1.** Wateren in het onderhavige project (naar Latour, 2001). Al deze wateren zijn voorlopig als Sterk Veranderde Wateren (Heavily Modified Waters) aangemerkt. De nummers refereren aan de Landelijke Natuurdoelen Kaart LNK.

- (1) Grootchalige natuur, nagenoeg natuurlijk (komt niet voor in tabel)
- (2) Grootchalige natuur, bijzondere natuur
- (3) Gevoelige natuur, half natuurlijk (komt niet voor in tabel)
- (4) Multifunctionele natuur

Rivieren	Meren	Overgangswateren
Bovenrijn (4)	Ketelmeer (2)	Lek (4)
IJssel (4)	Zwarte Meer (2)	Boven- en Beneden Merwede (4)
Nederrijn (4)	IJsselmeer (2)	Oude Maas (4)
Waal (4)	Veluwe-Randmeren (2)	Eems-Dollard (2)
Grensmaas (2)	Markermeer (2)	Westerschelde (2)
Gestuwde Maas en Getijdemaas (4)	Gooi- en Eemmeer (2)	Hollands Diep / Haringvliet (2)
Biesbosch (2)	Volkerak-Zoommeer (2)	Oosterschelde (2)
Schelde (4)	Grevelingen (2)	

In de themadiscussie (bijlage 5) is besloten de rivieren, meren en overgangswateren binnen deze studie niet onder te verdelen in subtypen, met uitzondering van meren, waarbij onderscheid gemaakt zal worden tussen zoet en zoute (of brakke) meren. Van de groep zoute meren (Grevelingen en Veerse meer) zijn geen MWTL-gegevens beschikbaar en daar is in de literatuur met betrekking tot ecologische beoordelingen geen aandacht aan besteed. Daarom worden alleen de zoete meren in dit project behandeld.

Van de beschikbare datasets binnen het MWTL-programma zijn de belangrijkste voorgestelde metriecken gekwantificeerd en zijn vergelijkingen gemaakt in de parameteruitkomsten tussen verschillende gebieden, bemonsteringsmethoden en het verloop over jaarreeksen. Daardoor ontstaat inzicht in de variatie van de parameterruimte en is een kwalitatieve inschatting gemaakt van de bruikbaarheid van de betreffende metriek. Daarbij zijn 2 eigenschappen van belang. Ten eerste dient de parameter (metriek) onderscheidend te zijn voor watersystemen van relatief goede kwaliteit ten opzichte van systemen van mindere kwaliteit. Ten tweede dient de 'ruis' (door bijvoorbeeld natuurlijke toevalsvariatie of bemonsteringsvariatie) in de parameters beperkt te zijn.

Voor het toetsen van metrieken is gebruik gemaakt van de volgende MWTL-datasets:

- Fuikregistraties in de periode 1993-2000 op 30 locaties verspreid over rivieren, overgangswateren, meren en kanalen (Winter et al. 2000)
- Visstandbemonsteringen met kor en elektrisch schepnet in rivieren en overgangswateren in de periode 1992-2000 (Winter et al. 2001).

Ter aanvulling op de MWTL-datasets zijn de volgende datasets aangesproken:

- visbemonsteringen in uiterwaardwateren van de Waal met behulp van zegen, elektrisch schepnet en kuil (Grift 2001)
- routinematige visstandbemonsteringen in de Eems-Dollard met een kor als onderdeel van de DFS (Demersal Fis Survey) uitgevoerd door RIVO, in de periode 1970-2001
- monitoring van zeldzame vissen in het IJsselmeer middels registarties van fuikbijvangsten (ter Hofstede & van Willigen 2001)
- Visstandbemonsteringen in het IJsselmeer en Markermeer met de grote kuil in de periode 1989-2001 (o.a. De Leeuw et al. 2002)



## 4. Referenties

### 4.1 Referenties in relatie tot de IBI

De Kaderrichtlijn Water maakt bij de beoordeling onderscheid tussen natuurlijke wateren en sterk veranderde/kunstmatige wateren. Voor natuurlijke wateren geldt dat een *Goede Ecologische Toestand* (GET) moet worden bereikt, die is afgeleid van natuurlijke, d.w.z. onverstoorde omstandigheden (REF). Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren moet een *Goed Ecologisch Potentieel* (GEP) worden bereikt, afgeleid van het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP). Dit MEP dient weer te worden gebaseerd op het meest gelijkende natuurlijke water, zodat de beoordeling vergelijkbaar is, maar met een klasse minder.

De biotische kwaliteitselementen bij het MEP zijn volgens de KRW gedefinieerd als: de waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen [in deze studie: de vissen] zijn zoveel mogelijk normaal voor het meest vergelijkbare type oppervlaktewaterlichaam, gegeven de fysische omstandigheden die voortvloeien uit de kunstmatige of sterk veranderde kenmerken van het waterlichaam. En bij een GEP geldt als definitie: Er zijn lichte veranderingen in de waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen ten opzichte van de waarde bij maximaal ecologisch potentieel. In **Tabel 2** wordt door Kranenbarg (2002) een voorstel gedaan voor inpassing van REF, GET, MEP en GEP in de IBI. Een suggestie van Van der Molen (pers.comm.) is om ZGET (Zeer Goede Ecologische Toestand) te gebruiken in plaats van REF en dat als een range van scores te zien. Dus bijv ZGET = 80-100, etc.

**Tabel 2.** Inpassing van REF, GET, MEP en GEP in de IBI zoals voorgesteld door Kranenbarg

IBI	natuurlijk	sterk veranderd/kunstmatig
>80%	100% = REF	
61-80%	> 80% = GET	80% = MEP
41-60%		> 60% = GEP
21-40%		
>0-20%		

(2002)

Het MEP is gerelateerd aan de REF, maar er is geen lijn te trekken tussen REF/GET en MEP/GEP. De definities van MEP en GET zijn niet vergelijkbaar. GET is de natuurlijke situatie met relatief geringe verstoring, waarbij over het gehele systeem bezien de REF niet verstoord is. Bij MEP hebben veranderingen op systeemniveau plaats gevonden die als blijvend beschouwd moeten worden, maar uitgezonderd die verstoring, is het systeem verder onverstoord of relatief gering verstoord.

Alle in **Tabel 1** genoemde wateren worden voorlopig aangemerkt als sterk veranderde wateren (Latour, 2001). Dit is mede gebaseerd op de Landelijke Natuurdoelen Kaart. Geen van de bij het onderhavige project betrokken wateren behoort tot de categorie 'grootschalige nagenoeg natuurlijke natuur'. In dit verband kan verwezen worden naar de strategie hoe tot een voorlopige aanwijzing tot sterk veranderde wateren / Heavily Modified Waters (HMW) te komen, die in de KRW is opgenomen (Annex I) en die is toegepast in een aantal case-studies van regionale wateren en rijkswateren waaronder de Veluwe-Randmeren (Van Wijngaarden & Van Oirschot, 2002). Een water kan alleen als sterk veranderd worden aangemerkt wanneer maatregelen om



te kunnen voldoen aan de goede ecologische toestand (GET) onevenredig duur zijn of als daarmee bepaalde gebruiksfuncties in gevaar komen.

Door de rijkswateren als Sterk Veranderde Wateren (HMWs) te beschouwen, is de keuze gemaakt om de niet of nauwelijks door de mens beïnvloede situatie niet als referentie te nemen. Het beschrijven van de referentiesituatie voor deze systemen behelst dan het vaststellen van het zogenaamd maximaal ecologisch potentieel (MEP) voor deze wateren (Refcond, 2002). De WG Refcond (2002) heeft onlangs een indicatie gegeven voor referentiecondities ('high', 'good', 'moderate') voor de hoofdparameters taxonomie, abundantie, gevoelige taxa en leeftijdsstructuur (Tabel 4). Belangrijk hierbij is dat deze condities worden beschreven in termen van (water)type-specifieke soorten, kritische soorten en leeftijdsopbouw. Watertype-specifieke soorten, kritische soorten en leeftijdsopbouw dienen daarom prioriteit te krijgen bij het ontwikkelen van metriecken voor IBI's. Inmiddels zijn lijsten opgesteld (onder andere door OVB en binnen FAME) van type-specifieke soorten voor verschillende watertypen (zie ook bijlage 2).

**Tabel 4.** Beschrijving van referentiesituaties voor vissen in rivieren en meren (bron: WG Refcond 2002). Voor natuurlijke wateren geldt 'high status' als referentie, voor sterk gemodificeerde wateren 'good status'.

	<b>High status</b>	<b>Good status</b>	<b>Moderate status</b>
<b>Taxonomisch</b>	Soorten die niet tot de <i>type specific list</i> behoren zijn hooguit zeldzaam	De meeste soorten zijn die van de <i>type specific list</i>	Ruwweg de helft van de soorten behoren tot de <i>type specific list</i> . Ander soorten kunnen dominant voorkomen
<b>Abundantie</b>	Aantallen per soort min of meer overeenkomend met referentiecondities	Voor sommige soorten kleine getalsmatige afwijkingen van referentiecondities	Veel soorten wijken getalsmatig af van referentiecondities
<b>Verstoring gevoelige taxa</b>	Aanwezigheid soorten min of meer overeenkomend met referentiecondities	Kritische soorten zitten op de kritische grens van verwachte aantallen soorten	Veel kritische soorten ontbreken
<b>Leeftijdsklassen</b>	min of meer overeenkomend met referentiecondities	Alle leeftijdsklassen komen voor bij <i>type specific</i> soorten; bij andere soorten kunnen grootteklassen ontbreken	Leeftijdsklassen kunnen ontbreken, maar de <i>type specific</i> soorten zijn wel aanwezig

Door Refcond (2002) wordt als voorbeeld voor classificatie gegeven dat op parameters als volgt wordt gescoord: binnen de normale referentievariatie maar boven het onderste kwartiel van de referentievariatie krijgt status 'high', minimaal 75% van onderste ref. kwartiel 'good', min. 50% van ref.kwartiel 'moderate', min. 25% van ref.kwartiel 'poor', minder dan 25% van ref.kwartiel 'very poor'.



In navolging van de analyses en discussies in FAME-verband worden in principe vijf mogelijkheden onderscheiden om referentiewaarden voor metriecken te bepalen:

- Beste waarden/plaatsen die nu aanwezig zijn
- Geologische/ruimtelijke referentie (meest vergelijkbare watertypen met hoger ecologisch potentieel bijvoorbeeld in buitenland)
- Historische referentie (beschikbare data uit perioden toen watertypen minder waren aangetast)
- Modelering, ontwikkeling van ecologische modellen die extrapolatie naar gewenste situatie mogelijk maken
- 'Expert-judgement', met daarin aspecten van de vier bovenstaande methoden

Binnen FAME is ook een prioritering aangegeven, waarbij de geologisch/ruimtelijke referentie de voorkeur heeft, eventueel aangevuld met de historische referentie en modellering. Expert judgement moet alleen worden toegepast als aanvulling en de beste-waarden/plaatsen alleen voor HMW's om het maximaal ecologisch potentieel vast te stellen. Economou (2002) geeft in een progress-report van FAME echter aan dat in HMW's toepassing van de "minst verstoorde/best bestaande plaats" methode in feite selectie van de beste referentielocaties waarvan data beschikbaar zijn betekent. Ook in zeer verstoorde situaties is echter altijd een minst verstoorde plaats aan te wijzen. Een tweede gevaar is dat er zelden referentielocaties zijn aan te wijzen waar representatieve gegevens op het niveau van het gehele systeem (in een GET-toestand) aan kunnen worden ontleend.

De meeste IBI's tot dusver zijn echter ontwikkeld op basis van vergelijkingen tussen verstoorde en minst-verstoorde locaties binnen een systeem (bijvoorbeeld Belpaire et al. 2000, Oberdorff et al. 2002, e.v.a.), met name op het niveau van (vele) bovenlopen van riviersystemen die onderling kunnen worden vergeleken. Veel auteurs (bijvoorbeeld Deegan et al. 1997, Adriaenssen et al. 2002) hameren er op dat het selecteren van *reference sites* (locaties met beste ecologische kwaliteit) tot de minste rekenkundige problemen leidt om metriecken normatief te beoordelen (zie 5 en 6). Voor grotere systemen en minder replica's neemt de bruikbaarheid van deze methode echter aanzienlijk af. Voor de rijkswateren geldt dat deze van zo'n omvang zijn dat ze enerzijds hoegenaamd uniek zijn binnen een ecoregio en anderzijds van nature zo'n open karakter hebben dat relatief kleine ingrepen in connectiviteit (bijvoorbeeld vistrappen) al tot substantieel andere aantallen kunnen leiden van met name migrerende soorten en dus op het hele stroomgebiedniveau. De conclusie is dan ook dat *reference sites* min of meer een utopie zijn. Bovendien hebben we in vrijwel alle gevallen te maken met zogenaamde *heavily modified waters*, waarvoor feitelijk de referentie (het maximum ecologisch potentieel) een beleidskeuze is die afhangt van het sociaal-economisch belang. Wat in zo'n situatie ecologisch mogelijk is (MEP) moet door ecologische kennis, dus door expert judgement, worden ingevuld.

Er kan dan ook gesteld worden dat de huidige situatie in Nederland geen referentiesites oplevert voor rijkswateren. Uitgangspunt voor het opstellen van referentiecondities is de huidige situatie van Sterk Veranderde Wateren van waaruit een extrapolatie gemaakt dient te worden naar het maximaal ecologisch potentieel.

Idealiter zou daarbij richtinggevend voor het ecologisch potentieel kunnen zijn:

1. vergelijking met andere systemen waar bepaalde pressoren minder greep hebben op het systeem,
2. expert judgement op het gebied van het wegnemen of verminderen van de belangrijkste pressoren,
3. historische informatie.

Maar binnen het kader van het onderhavige project is dit op basis van *expert judgement* gebeurd. Daarin is uiteraard ook de operationele kennis betrokken omtrent historische situaties en de situaties in andere, min of meer vergelijkbare locaties.

Die aanpak sluit ook aan op de bevindingen in het Handboek Europese Kaderrichtlijn Water (IKW, 2002), waarin gerefereerd wordt aan de *pilot studies* Eems en Midden-Holland (Busch, 2002a; Busch, 2002b) en waarin bleek dat er voldoende kennis en expertise bestaat om een en ander op grond van *expert judgement* te formuleren.



## 4.2 Rivieren

### *Referentiesituaties*

De grote rivieren zijn in vele opzichten weinig natuurlijk meer. Behalve de sterk gewijzigde hydromorfologische karakteristieken zijn allerlei barrières in de vorm van stuwen, sluizen, waterkrachtcentrales en het ontbreken van verbindingen met de uiterwaarden en zijrivieren aanzienlijke verstoringen. Ook wat betreft organische, thermische en microverontreinigingen zijn rivieren aardig aangetast. We hebben dan ook te maken met HMW's, maar wel met duidelijke potenties voor verbeteringen. Met name op het gebied van migratiebarrières, de verbindingen met de uiterwaarden en waterkwaliteit is een realistisch beter ecologisch potentieel denkbaar. Gezien het beperkte aantal rivieren in Nederland (en bovendien in verschillende ecoregionen) die op hoofdlijnen dezelfde manko's vertonen zijn er geen referentierivieren beschikbaar. Het aanwijzen van referentiesites binnen de grote rivieren is weinig zinvol omdat de visstand niet alleen wordt bepaald door de lokale ecologische toestand maar op grotere schaal, met name door soorten die zich normaliter veelvuldig over de rivier verplaatsen (de meeste soorten en zeker de karakteristieke riviersoorten). Natuurlijke referentiesituaties zijn ook buiten Nederland schaars, hetzij omdat vrijwel overal rivieren sterk zijn aangetast, hetzij de visfauna dermate anders is (andere ecoregionen) dat een directe vergelijking nauwelijks mogelijk is. Wel is het mogelijk op onderdelen van de visfauna vergelijkingen te maken. Zo zijn er in de Nederlandse benedenrivieren extreem weinig uiterwaarden die actief bijdragen aan de rivierecologie, terwijl diverse andere Europese rivieren op dat vlak aanzienlijk beter scoren. Met name genoemd dienen te worden delen van Donau, Elbe, en Wolga. Van deze rivieren zijn bovendien goede datasets over de visstand in hoofdstroom en uiterwaarden beschikbaar. (N.B. Binnen het project FAME zullen diverse systemen de komende jaren worden vergeleken en kunnen referentiesituaties voor Nederland worden aangescherpt).

### *Historische gegevens*

Ons beeld van hoe de visstand er in het verleden moet hebben uitgezien berust vrijwel geheel op registratie van verhandelde vangsten uit de beroepsvisserij. Dat betekent dat er vooral van economisch interessante soorten informatie beschikbaar is. De visserij was vroeger echter veel gevarieerder dan nu en meer gericht op (toen) algemene en dus vangbare soorten. Visserijgegevens vormen daarom een dankbare bron voor ons historisch inzicht in de visstand (bijv. De Groot, 1990-1992). Ook zijn diverse reconstructies gemaakt van lijsten soorten die vroeger voorkwamen (Cazemier, 1993; Redeke, 1941; Schouten & Quak, 1993, Van den Brink *et al.*, 1990, 1996). In bijlage 1 is een overzicht gegeven van het voorkomen van soorten in de rivieren rond 1890 en rond 2000 met indicaties voor relatieve abundanties.

Uitgaande van het gegeven dat rivieren sterk gemodificeerd zijn lijkt het beste uitgangspunt voor referentiecondities te zijn een gedegen beschrijving van de huidige situatie en een extrapolatie te maken van de verwachte veranderingen bij verbeteringen aan de infrastructuur (met name migratiebarrières), en de bijdrage van uiterwaarden aan de rivierecologie en verbeteringen van waterkwaliteit in te schatten. Historische informatie en de huidige situatie in andere rivieren die op dit moment beter scoren op die punten kunnen als leidraad dienen.

## 4.3 Meren

De rijkswateren die als meren zijn aangemerkt zijn evenals de rivieren sterk gemodificeerd en hebben, als meer, zelfs een artificieel karakter omdat ze voortkomen uit stukken rivieren of afgedamde estuaria. Historische gegevens bieden dan weinig soelaas. Vergelijkingen tussen meren binnen de rijkswateren is nauwelijks mogelijk gezien het beperkte aantal. Vergelijkingen binnen meren tussen locaties lijkt niet zinvol omdat meren vooral als eenheid functioneren. Meren met een meer natuurlijke oorsprong zijn wel in het buitenland te vinden van waaruit



aanvullende informatie kan worden verkregen over het potentieel ecologisch functioneren. Het lijkt verstandig uit te gaan van meren van vergelijkbare morfologie en/of historie. Voor het IJsselmeer bijvoorbeeld zijn vergelijkbare situaties te vinden in Estland (Peipsi) en Roemenie (enkele grote meren die onderdeel vormen van de Donaudelta). Extrapolatie vanuit de huidige situatie in de richting van de denkbare situatie wanneer de belangrijkste pressoren (zie 4) worden verlicht lijkt ook hier de aangewezen weg.

#### 4.4 Overgangswateren

De meeste in tabel 1 genoemde overgangswateren zijn dermate verstoord dat een zoet-zoutgradient, een van de belangrijkste karakteristieken van overgangswateren naast getijdebeweging, geheel of grotendeels ontbreekt. Alleen Eems-Dollard en de Westerschelde voldoen nog wel aan dat criterium. In beide systemen vinden echter grootschalige baggerwerkzaamheden plaats, die van invloed zijn op de morfologie en hydrologie van deze overgangswateren. Beide systemen zijn tevens vervuild resp. zwaar vervuild. Er hebben kanalisaties plaatsgevonden, en ook zijn vrijwel alle overgangen van en naar zijwateren door sluizen en gemalen geblokkeerd, en vindt nauwelijks meer vrije afwatering plaats. In de pilot Eems is aandacht geweest voor argumenten op grond waarvan het overgangswater als HMW zou kunnen worden aangemerkt.

Voor overgangswateren is het daarom uitermate moeilijk een beschrijving te geven van het maximaal ecologisch potentieel. Eenzelfde aanpak als voor rivieren wordt voorgesteld zou ook voor overgangswateren kunnen worden toegepast. Voor Nederland lijkt de beste oplossing uit te gaan van de situatie in het Eems-Dollard-estuarium en van daaruit te extrapoleren naar de best denkbare situatie. Een extra voordeel van het E-D estuarium is dat de ecologische situatie relatief goed bekend en beschreven is ook wat betreft de visstand. Er is echter wel een kennislacune voor het meso- en oligohaliene traject. De visstand in het Eems-Dollard estuarium wordt niet gemonitord als onderdeel van het MWTL. De DFS beslaat slechts het polyhaliene traject en vindt slechts eens per jaar plaats met een tamelijk selectief vistuig, de boomkor. Aanvullend kan gebruik worden gemaakt van historische informatie (bijvoorbeeld Lohmeijer 1907, De Selys-Longchamps 1842, Poll 1945, OVB 1988). Extra kennis over het MEP van overgangswateren zou gezocht kunnen worden in de overige Europese landen die vergelijkbare estuariene systemen kennen. Voor een beschrijving van de estuariene visfauna kan hiervoor geput worden uit de compilatie van Elliott & Hemingway (2002).

## 5. Pressoren

Bij het selecteren van metriecken die in aanmerking komen voor een IBI is eerst een lijst opgesteld van menselijke verstoringen (pressoren) op het ecologisch functioneren van meren, overgangswateren en rivieren (Tabel 4). Van de pressoren is aangegeven hoe het watersysteem verandert onder invloed van die pressoren en welke veranderingen op de visstand dat (mogelijk) tot gevolg heeft. De lijst van pressoren is specifiek voor de Nederlandse rijkswateren. Bij het opstellen van de lijst is mede gebruik gemaakt van in diverse bronnen (FAME, Schouten & Quak, 1993) genoemde verstoringen op watersystemen. Op basis van expert judgement is de lijst uitgebreid en geprioriteerd en zijn mogelijke effecten op de visstand benoemd in globale termen. Vervolgens is uitgewerkt welke vissoorten, ecologische groepen en/of levensstadia gevoelig zijn voor bepaalde verstoringen. Daarbij is gebruik gemaakt van bestaande ecologische classificaties per vissoort, respectievelijk typesoorten voor migratiegedrag (anadroom, katadroom, potamodroom), riviergildes (rheofiel-A, -B, -C, eurytoop, limnofiel), estuariene gildes (ER=estuariale resident, MJ=marien-juveniel, MA=marien-adventief, MS=marien-seizoenaal) en trofische positie (benthivoren, piscivoren, planktivoren). Daarnaast is een indeling volgens Bijlage 2 gebruikt in verschillende watertypen (hoofdwatertypen en nevenwatertypen), paaisubstraat (lithofiel, fytofiel) en beschuttingsbehoeften (Quak, 1993; Jager, 2002; Breine et al., 2001).

En tenslotte zijn gevoeligheden voor temperatuur, zuurstof, visserij en zout ingeschat en is aangegeven of het inheemse soorten of exoten betreft (Bijlage 2).

In Bijlage 3 is aangegeven of er een effect verwacht wordt en in welk levensstadium (e=embryo/larve, j=juveniel, a=adult) dit effect optreedt. Soms is onduidelijk of het effect voldoende groot is om meetbaar te zijn of onduidelijk in welke richting de verstoring werkt (cursief in de tabellen). Daarmee zijn de tabellen niet volledig, maar geven richting aan welke metriecken kansrijk zijn als indicator voor ecologische kwaliteit. Welke vissoorten er bij welke onderscheiden categorieën van soorten behoren, is in Bijlage 2 aangegeven.

Bij inspectie van de tabellen valt op dat sommige pressoren eenduidig bepaalde groepen beïnvloeden (bijvoorbeeld barrières migrerende soorten). Andere pressoren die potentieel een sterk effect op de (structuur van de) visstand hebben, zoals visserij, uitzettingen, exoten, zijn nauwelijks benoemd omdat deze effecten heel soortspecifiek zijn of heel onvoorspelbaar. Ook de generalistische effecten (biodiversiteit, totale visbiomassa, soortverschuivingen in onvoorspelbare richting) zijn grotendeels onbenoemd in de matrices omdat ze niet specifiek bepaalde ecologische groepen beïnvloeden.



**Tabel 4.** Diverse typen pressoren, mogelijk werkzaam in rivieren, meren en overgangswateren in Nederland, en hun veronderstelde effecten op ecotopen, habitats en vissen. Verklaring termen: zie tekst en Bijlage 2.

Pressoren	Effect op habitat/ecotoop	Effect op vis	Rivieren	Meren	Overgangs- wateren
<b>Stuwen/sluizen/ dammen</b>					
	verbreking longitudinale connectiviteit tussen bovenstroomse en benedenstroomse delen	versnippering, verlies van (migratieroutes van) potamodrome en diadrome soorten; in overgangswateren en zoute meren verlies van ER, MJ, MA en MS soorten	X	X	X
	vermindering dynamiek afvoer benedenstrooms	verschuiving visstand van rheofiele naar eurytope soorten	X		X
	vermindering peildynamiek bovenstrooms: effect op vegetatie en beschutting	verlies vegetatie- en beschuttingsgevoelige soorten	X	X	X
	vergroting sedimentatie bovenstrooms	verlies van substraat- en plantpaaiers; verlies van obligaat fytofiele soorten	X	X	X
	vermindering overstroming uiterwaarden benedenstrooms	verminderde productie epi-benthivoren; verminderde voortplantingsmogelijkheden fytofiele paaiers	X		X
	verhoging fyto- en zooplankton productie bovenstrooms	verschuiving visstand naar zooplanktivoren	X	X	X
	verhoging zomertemperatuur beneden- en bovenstrooms	verlies koudwatersoorten	X	X	X
	Onnatuurlijk hoge concentraties vis, gevoelig voor predatie en visserij	verlies diadrome soorten	X	X	X
	verschuiving van hoofdwatertypen 2 en 3 naar hoofdwatertype 4	verlies hoofdwatertype 2 en 3 soorten en toename hoofdwatertype 4 soorten	X	X	X
	Vermindering zuurstof gehalte benedenstrooms	Verleis zuurstofgevoelige soorten	X	X	X
	verlies getijden- en zoet-zoutdynamiek bovenstrooms zeedam of -sluis	verlies zoete soorten benedenstrooms; verlies brak- en zoutwatersoorten; verlies diadrome soorten	X	X	X
<b>Waterkrachten trales</b>					
	directe invloed op stroomafwaarts migrerende soorten	directe en uitgestelde sterfte van vooral grotere vissen; verlies van diadrome soorten	X		X
	vermindering O2-gehalte door drukverandering	verminderde paai-migratie	X		X
<b>Dijken en oevers</b>					
	verbreking laterale connectiviteit tussen hoofdstroom en uiterwaarden	versnippering, verlies van (migratieroutes van) obligate plantenpaaiers die in de hoofdstroom leven	X	X	X
	verschuiving van nevenwatertypen 2 en 3 naar nevenwatertype 4	verlies van nevenwatertypen 2 en 3 soorten en toename van nevenwatertype 4 soorten	X	X	X
	vermindering dynamiek overstroming uiterwaarden, ruimtelijk en temporeel	verschuiving visstand van rheofiele naar eurytope soorten; vermindering productie epi-benthivoren; vermindering biodiversiteit	X	X	X
	vergroting van afvoer en dynamiek van hoofdstroom	vergrote uitspoeling vislarven niet-plantpaaiers	X		X
	verlaging fyto- en zooplankton productie uiterwaarden	vermindering productie zooplanktivoren	X		X
	verharding oevers	verlies limnofiele en vegetatie-gebonden soorten	X	X	X



			Rivieren	Merén	Overgangs- wateren
Pressures	Effect op habitat/ecotoop	Effect op vis			
	verhoging zomertemperatuur uiterwaarden, verlaging in hoofdstroom	verlies koudwatersoorten	X		X
Normalisatie/Kanalisation					
	vastlegging hoofdstroom door kribben: verlies rivierdynamiek	verlies pioniersoorten (specialisten); verlies biodiversiteit	X		X
	rechttrekken hoofdstroom: vergroting stroomsnelheid	uitspoelen vislarven en broed; verlies niet-plantpaaiers	X		X
	rechttrekken hoofdstroom: afname oeverlengte en (verblijftijd) uiterwaarden	afname limnofiele soorten	X		X
	afsluiting nevengeulen	verlies paai- en opgroei-habitat rheofiele soorten	X		X
Baggeren					
	verlies substraat met biota en bodemvoedsel	verminderde productie benthivore vis	X	X	X
	verhoging van troebelheid	verlies van zichtjagers	X	X	X
	versterkte doordringing van de getijdeweg	beïnvloeding larven transport processen			X
Bergen van specie					
	eilanden in het meer: vergroting oeverlengte en verkleining open water areaal	toename van fytofiele en lithofiele vissoorten en afname van open water soorten		X	X
	verondiepen van bestaande winputten in uiterwaarden	toename van biomassa benthivore soorten en aandeel vegetatie gebonden soorten	X	X	X
Winning van delfstoffen					
	uitdieping waterbodem of uitgraving uiterwaard	afname vegetatiegebonden soorten; verminderde visproductie	X	X	X
	afgraving kiezel-, zand- of kleisubstraat	verlies substraatpaaiers (kiezel- en zandsubstraat)	X		X
Ontbossing in stroomgebied					
	vergroting sediment afvoer	verlies substraatpaaiers en vegetatiegebonden soorten	X		X
	vergroting piekafvoer	uitspoelen vislarven en broed	X		X
	verhoging zomertemperatuur hoofdstroom	verlies koudwatersoorten	X		X
Wateronttrekking					
	suppletie gebiedsvreemd water	verschuiving visstand naar die van eutrofe wateren		X	
	aanzuiging en gebruik water	mortaliteit en beschadiging van met name jonge vis	X		X
Waterverdeling					
	verandering van verdeling van de afvoer benedenstrooms	verandering stimulus migratie diadrome soorten	X		X
	opwarming	Verlies koudwatersoorten	X		X
Peilbeheer					
	vermindering areaal oevervegetatie	verlies vegetatiegebonden vissoorten		X	
	vermindering wetlands	verlies en verminderde productie van limnofiele en fytofiele soorten		X	
Waterberging					
	aanleg nevengeulen	toename jonge rheofiele vissen	X		X



Pressures	Effect op habitat/ecotoop	Effect op vis	Rivieren	Meren	Overgangs- wateren
	aanleg binnen- of buitendijkse retentiebekkens of polders	toename limnofiele en fytofiele vissoorten	X	X	X
	winter- en voorjaarspeilverhoging	toename limnofiele en fytofiele vissoorten		X	
Verbinding stroomgebieden					
	directe invloed	kolonisatie door uitheemse vissoorten; verlies inheemse vissoorten; hybridisatie	X	X	X
	kolonisatie door exoten-niet vissoorten (incl. ziekteverwekkers)	verandering van voedselbasis inheemse vissen; verlies inheemse vissoorten	X	X	X
Scheepvaart (beroepsvaart) en recreatie (-vaart, waterscooters)					
	direct effect	verstoring, beschadiging, sterfte	X	X	X
	ballastwater	introductie nieuwe soorten en ziekten	X	X	X
	golfslag, directe beschadiging vegetatie	afname vegetatiegebonden soorten	X	X	X
	sediment-opwerveling: effect op vegetatie en zuurstofgehalte	afname vegetatiegebonden vissoorten; afname zuurstofgevoelige vissoorten en biomassa vis	X	X	X
	verstuwing	zie stuwen/sluizen/dammen	X	X	X
	oeververharding	zie dijken en oevers	X	X	X
Visserij					
	direct effect	beschadiging, sterfte (bijvangst en doelsoorten), beïnvloeding leeftijds-opbouw	X	X	X
	vis uitzettingen, e.e.a. in afhankelijkheid van uitgezette soort	verminderde groei door concurrentie; veranderde predatiedruk	X	X	X
Lozingen					
nutriënten	eutrofiëring, vermindering zichtdiepte, verlies submerse vegetatie, afname schoon grinde en stenen t.g.v. toename (sessiele) algen	afname limnofiele vissen, afname rheofielen, toename eurytope vissen	X	X	X
zout	verhoogd zoutgehalte	direct effect (sterfte) op vooral jonge stadia (embryo's, eieren) van zoutgevoelige soorten	X		X
koelwater	verhoogde watertemperatuur	verminderde productie of overleving van temperatuur-gevoelige soorten/stadia verhoogde overwinteringskansen voor warmwaterminnendesoorten (bv. juveniele zeebaars en exoten)	X	X	X
organische	Verlaagd zuurstofgehalte	verminderde productie of overleving van zuurstof-gevoelige soorten/stadia	X	X	X
Microverontreinigingen, hormonale en chemische	Direct effect	specifieke effecten, afhankelijk van de soort verontreiniging; wordt hier verder buiten beschouwing gelaten	X	X	X



## 6. Metrieken en IBI

### 6.1 Selectie metrieken

In de talloze varianten op IBI's zijn vele metrieken de revue gepasseerd. Binnen FAME is een review opgesteld met betrekking tot metrieken die internationaal worden gebruikt en worden metrieken voorgesteld voor het gebruik ten behoeve van de KRW/rivieren (Kestemont & Goffaux, 2002). De metrieken zijn gegroepeerd in categorieën: soortensamenstelling van de visfauna (diversiteit), tolerantie ten aanzien van fysisch/chemische verontreinigingen of verstoringen, habitatgebruik, het trofische niveau, de levensduur en de migratie.

In onderstaande worden de hoofdgroepen van metrieken besproken aan de hand van indicaties uit pressoren en ervaringen opgedaan uit toetsingen binnen andere studies. Daaruit wordt een eerste selectie van kansrijke metrieken gemaakt. In het volgende hoofdstuk worden aan de hand van huidige monitoringsresultaten parameters aangescherpt en worden voorstellen gedaan voor metrieken van IBI's voor rijkswateren.

Bij de keuze van metrieken is geselecteerd op:

1. potentieel eenduidig effect van pressor op metriek (hoewel sommige pressoren tegengestelde effecten bewerkstelligen)
2. differentiërend vermogen (bijvoorbeeld voldoende soorten binnen bepaalde ecologische groep om verschillende klassen van zeer goed tot slecht te kunnen scoren).
3. simpel (niet teveel overlappende metrieken)
4. zo mogelijk aansluiting op elders ontwikkelde IBI's
5. in principe meetbaar binnen bestaande bemonsteringstechnieken (registratie van ziektes, beschadigingen of eisureys worden momenteel bijvoorbeeld niet routinematig uitgevoerd)

#### *6.1.1 Soortensamenstelling*

Metrieken op basis van het aantal soorten dat is vastgesteld komen in alle tot dusver ontwikkelde IBI's voor en voldoen aan de KRW-eis dat soortensamenstelling wordt meegenomen in de beoordeling. Er zijn echter wel kanttekeningen te plaatsen bij hoe die metrieken moeten worden gebruikt. Ten eerste is het vastgestelde aantal soorten volledig afhankelijk van de vangstinspanning in ruimtelijke en tijdsschaal. Voor het Nederlandse rivierengebied bijvoorbeeld zijn alle inheemse soorten de afgelopen jaren waargenomen (Bijlage 1) met uitzondering van de Atlantische steur die uitgestorven is in het Rijn- en Maasstroomgebied en zonder drastische aanvullende maatregelen geen kans heeft hier terug te keren. Dat betekent dat op het niveau van een aantal jaren en geïntegreerd over het stroomgebied de discriminerende waarde gering is: verbeteringen in het milieu zijn niet zichtbaar in de soortenaantallen, verslechtingen (verdwijnen van soorten) wel. Veel soorten komen echter sporadisch voor, en worden bijvoorbeeld niet jaarlijks vastgesteld en ook niet in alle delen van het Nederlandse rivierengebied. Wanneer zeldzame soorten algemener worden door milieuverbeteringen zullen ze vaker op kleinere tijdsschaal en ruimtelijke schaal worden vastgesteld. Op te kleine tijdsschaal en ruimtelijke schaal echter speelt het toevallig aantreffen van soorten een te grote rol, waarmee de metriek instabiel wordt (dat wil zeggen een te grote kans op een foutief signaal krijgt). Voor metrieken op basis van aantallen soorten moet daarom een range in ruimtelijke en tijdsschaal worden gedefinieerd, waarvoor de metriek discriminerend en stabiel is. Opmerkelijk is dat dit aspect in de meeste studies naar het opstellen van IBI's nauwelijks aandacht heeft gehad. Een tweede punt bij het gebruik van metrieken op basis van aantallen soorten is het voorkomen van exoten. In Nederland neemt de soortenlijst bijna jaarlijks toe door nieuwe soorten die zich vestigen in de Nederlandse (rijks)wateren door bijvoorbeeld uitzettingen, ontsnappingen, lozen van gebiedsvreemd ballastwater, verbinding van stroomgebieden (Main-Donaukanaal). Bij metrieken op basis van soortenaantallen wordt meestal uitgegaan van de



aantallen inheemse soorten omdat die op langere termijn stabiel is. Soorten die zich al lange tijd hier gevestigd hebben en substantiele zichzelf instandhoudende populaties vormen (gelegaliseerd en ingeburgerd bijvoorbeeld gibel, karper en snoekbaars) worden soms wel meegenomen, soms niet. Omdat genoemde soorten niet zeldzaam zijn en weinig milieuspecifiek is de bijdrage aan het discriminerend vermogen van de meeste metriecken van ondergeschikt belang.

#### *6.1.2 Abundantie*

Abundantie is een voor de KRW verplichte parameter. Onder abundantie kan zowel de visbiomassa als de dichtheid op aantalsbasis worden gerekend. Relatieve abundanties (% op aantalsbasis of gewichtsbasis) vallen ook in deze categorie. In de meeste IBI's zijn relatieve abundanties van bepaalde ecologische groepen opgenomen en deze blijken goed te voldoen. Soms worden ook 'absolute' abundanties, meestal in termen van totale visbiomassa (kg/ha) opgenomen. Een voordeel van totale biomassa als metriek is dat het een simpele maat is. 'Absolute' abundanties zijn niet werkelijk absoluut: visstandbemonsteringen zijn altijd een methode-afhankelijke index, die echter wel als index vergelijking tussen locaties en jaren toelaat, uitgedrukt in termen van cpue (vangst per eenheid van vangstinspanning) binnen dezelfde methodiek (dit geldt overigens voor alle parameters, want ook de relatieve vangst is een soort- en methodespecifiek, zie hoofdstuk 8). Er is binnen talloze studies naar visindices weinig consensus over of abundantie in termen van aantallen danwel in termen van biomassa te prefereren is. Statistische analyses naar de discriminerende eigenschappen enerzijds en de stabiliteitseigenschappen (beperkte natuurlijke en bemonsteringsvariatie) anderzijds zijn nodig voor een afweging per metriek.

#### *6.1.3 Tolerantie*

Seegert (2000) toont zich buitengewoon kritisch ten aanzien van tolerantiescores en stelt dat er weinig bekend is over wat tolerantie is en waarvoor. Binnen de IBI's ontwikkeld in Vlaanderen (Belpaire et al. 2000, Breine et al. 2001, Adriaenssens et al. 2002b, zie bijlage 4) nemen tolerantiescores een belangrijke plaats in. De tolerantiescores per soort zijn gebaseerd op gevoeligheden voor waterkwaliteit en habitatkwaliteit. Scores voor beide worden gemiddeld tot een soortspecifieke tolerantiescore. Deze tolerantiescores zijn niet specifiek voor bepaalde watertypen en integreren effecten van diverse pressoren. In de Vlaamse IBI's voor rivieren van de barbeelzone en voor meren blijkt de metriek tolerantie goed te correleren met de mate van verstoring, voor rivieren in de brasemzone echter nauwelijks. Kritische soorten met een lage tolerantiescore zijn (per definitie) typesoorten met specifieke milieueisen. Deze zijn ook vertegenwoordigd in de ecologische gildes waarbij sommige gildes gevoelig zijn voor pressoren en andere niet. Er is dan ook sterke overlap. Het voordeel van het aanhouden van metriecken afgeleid uit ecologische gildes is dat metriecken specifiek voor (verstoringen op) bepaalde watertypen zijn. Voor de transparantie van IBI's is het daarom aan te bevelen niet teveel op het niveau van metriecken verstoringseffecten te integreren tot een ecologische beoordeling, maar integratie van beoordeling zoveel mogelijk op het niveau van IBI als geheel te laten plaatsvinden.

#### *6.1.4 Trofische samenstelling*

In de meeste IBI's zijn metriecken voor trofische samenstelling opgenomen. Met name het aandeel bentivoren (% biomassa van totale visbiomassa) en piscivoren komt veelvuldig voor. Daarnaast zijn soms invertivoren en omnivoren opgenomen of wordt onderscheid gemaakt tussen opportunisten en specialisten (Vlaamse IBI overgangswateren, zie bijlage 4). Veranderingen in het milieu werken vaak door op de voedselketen. Dat maakt metriecken op basis van trofie kansrijke indicatoren. Trofie scoort echter minder hoog op eigenschappen als eenduidigheid (wijst een verandering in trofische structuur op een verbetering of een verslechtering van het milieu) en stabiliteit. Soorten zijn vaak flexibel in dieetkeuze terwijl dieet doorgaans niet wordt gemonitord. Het aandeel piscivoren, grotere soorten met een geringe



abundantie, is variabel door bemonsteringsonzekerheden (bovenop natuurlijke variatie). Deegan et al. (1997) bijvoorbeeld testten de bijdragen van resp. bentivoren, piscivoren en invertivoren aan de IBI-score voor overgangswateren en verwierp piscivoren en invertivoren vanwege hun instabiele karakter. Ook in de Vlaamse IBI's scoren de bijdragen van trofische groepen maar matig aan verklaring van verstoringgevoeligheid. Voor rivieren en overgangswateren is het bovendien de vraag in hoeverre trofische structuren terugkoppelingsmechanismen vertonen. Bij meren zijn voedselwebstructuren wel vaak sturend in de visgemeenschapsstructuur, maar voorspellingen ten aanzien van veranderingen als respons op milieuveranderingen zijn niet zonder meer eenduidig (zie bijvoorbeeld exercities met het model PISCATOR voor diverse meersystemen). Het gebruik van trofische groepen binnen IBI's moet dus kritisch onder de loep worden genomen.

#### *6.1.5 Leeftijdsstructuur*

De KRW schrijft voor dat voor de categorieën rivieren en meren de leeftijdsopbouw wordt bepaald; voor de overgangswateren is dit niet verplicht. Bepaling van de leeftijdsopbouw sluit aan bij IBI-metrieken betreffende de groei. Binnen de meeste bemonsteringsprogramma's worden echter niet routinematig leeftijdsbepalingen (aan de hand van jaarringen in schubben, vinstralen of otolieten) uitgevoerd in verband met het arbeidsintensieve karakter. Van veruit de meeste soorten is daarom niet de leeftijdsstructuur bekend evenmin als de groei (Witteveen + Bos 2002). Voor sommige soorten kan de groei in het eerste groeiseizoen worden bepaald middels de lengteverdeling, bij enkele soorten soms ook op latere leeftijd nog. Binnen FAME is voorgesteld om van de 'sentinel' species (soorten die kenmerkend voor een bepaald type water zijn en in voldoende aantallen voorkomen) de lengteverdeling, presentie van 0+ en oudere vis en verhouding 0+ en oudere vis te bepalen. De aanwezigheid van 0+ vis is vaak een goede indicator voor (kritische) opgroeimogelijkheden van bijvoorbeeld rheofielen in de rivieren en mariene juveniele migranten in overgangswateren. Seegert (2000) wijst erop dat door grote jaarklassterktevariatie de (fractie) 0+ vis een bijzonder variabele component is, en dus de nodige voorzichtigheid geboden is. Jaarlijkse bemonsteringen zijn nodig om die effecten van natuurlijke variatie mee te laten wegen bij eventuele systematische veranderingen als gevolg van verstoringen in het watersysteem. Ook wordt in de KRW (en in de definities van referentiecondities door de WG Refcond 2002) genoemd dat van de type-specifieke soorten alle lengteklassen aanwezig moeten zijn en min of meer gelijkmatig. Bij langlevende soorten met een sterke jaarklassterktevariatie, waarbij een of enkele jaarklassen lange tijd de lengtestructuur kunnen bepalen, (bijvoorbeeld brasem en baars) lijkt dat echter niet noodzakelijk een indicator voor verstoring. Voorlopig lijkt het zinvol de metriek voor lengtestructuur te beperken tot aanwezigheid van type-specifieke 0+ vis.

#### *6.1.6 Gezondheidstoestand*

Voor de KRW is beoordeling van de gezondheidstoestand van de visfauna niet vereist. In routinemonitoringsprogramma's worden geen parameters daarvan geregistreerd. Toch kunnen relatief grote aantallen vissen met ziektes, afwijkingen of beschadigingen indicatief zijn voor verstoringen of als alarmsignaal dienen voor dat er iets goed mis is. Ook in effectstudies, bijvoorbeeld naar schade door waterkrachtcentrales, is het monitoren van gezondheidstoestand/beschadigingen zinvol. Als graadmeter voor ecologische toestand wordt deze groep voorlopig buiten beschouwing gehouden.



## 6.2. Voorstel IBI's

Op basis van de scores in de pressorentabellen (Tabel 4 en bijlage 3a-c) waarin effecten van menselijke verstoringen op parameters in de visstand zijn besproken en bovenstaande overwegingen worden voorstellen gedaan voor een metriekenlijst voor IBI's. Wanneer verschillende potentiële metrieken min of meer hetzelfde effect beschrijven is gekozen voor metrieken die ook elders zijn gebruikt (internationale harmonisatie). Een noodzakelijk zorgvuldiger afweging van keuze van metrieken moet berusten op een kwantitatieve analyse van onderscheidend vermogen en stabiliteit van de parameters (zie hoofdstukken 3 en 7.1); een dergelijke statistische analyse valt buiten het bestek van dit project. In onderstaande wordt ook besproken in hoeverre de voorgestelde metrieken afwijken van IBI's opgesteld voor rivieren, overgangswateren en meren in resp. Vlaanderen (Belpaire et al. 2000, Breine et al. 2001, Adriaenssens et al. 2002b) en het Handboek visstandbemonstering en -beoordeling (Witteveen + Bos 2002).

### 6.2.1 IBI rivieren

Categorie	metriek	nadere uitwerking
<b>Soortsamenstelling</b>	totaal aantal soorten	<i>tijd- en ruimtelijke schaal</i>
	aantal soorten rheofielen A+B	<i>uitsplitsen naar brasemzone en barbeelzone?</i>
	aantal soorten potamodromen en diadromen	<i>overlap rheofielen</i>
<b>gevoelige taxa</b>	<i>type soorten uiterwaarden, kroeskarper, grote modderkruiper, vetje</i>	
trofie migratie	% benthivoren	
	% potamodromen	
	% diadromen	
habitat	% rheofielen A en/of B	<i>overlap potamodromen en diadromen</i>
	% baars	
overig	koudwatersoorten	<i>overlap</i>
visbiomassa	biomassa (kg/ha)	<i>methodespecifiek</i>
exoten	% exoten	
<b>leeftijdsopbouw</b>	fractie 0+ ten opzichte van totale abundantie	<i>van typesoorten rivier en uiterwaarden?</i>

Uit de pressorentabel voor rivieren (bijlage 3a) blijken vooral de migrerende soorten en soorten specifiek voor rivierhabitats gevoelig te zijn voor verstoringen. De groep van soorten die gevoelig zijn voor rivierhabitats zijn in te delen naar ecologische reproductieve gildes (rheofielen, limnofielen en eurytopen) en naar bijvoorbeeld paaisubstraten. In deze groepen is de nodige overlap (bijvoorbeeld lithofiele paaiers rheofielen-A, zie bijlage 2). Ook overlappen deze groepen met de typesoorten voor hoofd- en nevenwatertypen. In eerste instantie wordt gekozen voor metrieken uit de groep van ecologische reproductieve gildes omdat deze ook internationaal en in andere ontwikkelde IBI's frequent worden toegepast (internationale harmonisatie). In een vervolgstadium zal moeten blijken of dat ook tot de meest effectieve IBI's zal leiden. Voor de belangrijkste groepen wordt voorgesteld om zowel het aantal soorten als de abundantie (% van totaal) op te nemen. Dit betekent dat de belangrijkste elementen zwaarder worden gewogen, maar op een verschillend niveau: het al of niet aantreffen van soorten geeft in principe een goede resolutie bij zeldzame soorten en de relatieve abundantie wanneer betreffende soortgroepen algemener zijn.



Verder wordt in deze IBI voorgesteld de migratiekarakteristieken op lange afstand (meeste diadromen) en middellange afstand (meeste potamodromen) op te nemen.

De rol van uiterwaarden wordt geparametriseerd door een aantal typesoorten voor uiterwaardwateren op te nemen. De keuze voor kroeskarper, grote modderkruiper en vetje wordt ook door C. Wolter (pers.comm.) genoemd op basis van ervaringen in Oder en Elbe in Duitsland. Binnen FAME wordt verder onderzocht hoe de bijdrage van een active floodplain aan de ecologische kwaliteit in metrieken kan worden omgezet.

Baars is een potentiële karakteristieke soort die profiteert van kanalisatie van rivierlopen met steenstortoevers, ten koste van riviersoorten die natuurlijke oeverhabitats prefereren, zo blijkt in Duitse rivieren (C. Wolter, pers.comm.) en in de Overijsselse Vecht (E. Winter, pers.comm.). Daarom is de fractie baars als aparte metriek opgenomen.

Soorten die gevoelig zijn voor watertemperatuur, met name de soorten die lage temperaturen prefereren, zijn goede graadmeters voor temperatuurverhogingen als gevolg van koelwater, habitatveranderingen en klimaatsveranderingen. Deze metriek is voor zover bekend nog niet eerder toegepast. Niet alleen de kwabaal is daarbij gevoelig voor opwarming. In feite zijn de meeste rheofiel-A soorten dat ook. Er moet daarbij onderscheid gemaakt worden tussen paai, opgroei en migratie.

De voorgestelde IBI verschilt sterk van die in Vlaanderen en het Handboek W+B (Bijlage 4ab) door de sterke component van migratiekarakteristieken (diadromen en potamodromen). Deze vertonen potentieel overlap met rheofielen. Bij een nadere uitwerking moet bezien worden in hoeverre deze metrieken overlappen, of bepaalde te weinig specifieke soorten beter uitgesloten kunnen worden en of eventuele overlap een terechte verzwaring aan de weging geeft in de uiteindelijke IBI-score.

Verder zijn specifieke uiterwaardsoorten benoemd in plaats van limnofielen (Handboek W+B).

Baars is opgevoerd als soort die het in de hoofdstroom van rivieren relatief goed doet bij verstoringen in de vorm van kanalisatie en oeververharding

Tolerantie (gevoeligheid) en trofische samenstelling hebben een veel beperktere component gekregen dan in de Vlaamse IBI (Bijlage 4a).

De voorgestelde IBI rivieren vertoont sterke overeenkomsten met de door Schmutz et al. (2000) ontwikkelde MuLFA (multi-level concept for fish-based assessment) voor stromende wateren waarin de belangrijkste metrieken zijn:

1. Aantal riviertype-specifieke soorten
2. Aantal soorten met zichzelf instandhoudende populaties
3. Verschuiving in soortsaamenstelling op basis van visregio (variant op Huet)
4. Aantal ecologische gildes
5. Verschuiving in gildesaamenstelling
6. Verschuiving in biomassa en dichtheid
7. Verschuiving in populatie-leeftijdsstructuur

Oberdorff et al. (2002) komen uit op een IBI voor rivieren (gebaseerd op de Donau) met 7 metrieken die sterk lijkt op de Vlaamse: een drietal metrieken gebaseerd op aantallen soorten (resp. totaal, rheofielen, lithofielen), een drietal gebaseerd op aantalspercentages (resp. tolerante, invertivoren, omnivoren) en de totale visabundantie (Cpue). Benthische soorten droegen nauwelijks bij aan de correlatie van IBI-scores met mate van verstoring.

Voor een nadere uitwerking komt ook in aanmerking de bijdrage van uitzettingen van ecologisch kritische soorten als zalm en houting. Zolang uitzettingen van verschillende levensfasen veelvuldig wordt toegepast is de bijdrage aan de ecologische beoordeling discutabel.



## 6.2.2 IBI overgangswateren

categorie	metriek	nadere uitwerking
soortsamenstelling	totaal aantal soorten	<i>tijd- en ruimtelijke schaal</i>
	aantal estuariene residente soorten en marien juveniele	<i>uitsplitsen?</i>
	aantal soorten potamodromen en diadromen	<i>mogelijk zonder potamodromen</i>
gevoelige taxa trofie migratie habitat		
	% benthivoren	
	% diadromen	
	% estuarien residente soorten	
	% marien juveniele soorten	<i>ook onderdeel leeftijdsopbouw</i>
	% zoetwatersoorten	<i>type soorten voor riviermonden?</i>
overig	koudwatersoorten	<i>overlap of weinig discriminerend</i>
visbiomassa	biomassa (kg/ha)	<i>methodespecifiek</i>
exoten	% exoten	<i>biomassa of numeriek</i>
leeftijdsopbouw	fractie 0+ ten opzichte van totale abundantie	<i>van typesoorten estuaria? 0+ fint spiering &gt; 20 cm</i>

Uit de pressorentabel voor overgangswateren (bijlage 3b) blijken migratie en de aan-of afwezigheid van specifieke estuariene habitats de belangrijkste gevoeligheden voor verstoring op te leveren. In de voorgestelde IBI ligt daarom de nadruk op het voorkomen van diadrome, estuarien residente en marien juveniele soorten. De IBI vertoont veel overeenkomsten met de Vlaamse IBI voor overgangswateren. Evenals in de voorgestelde IBI voor rivieren wordt echter een geringe waarde toegekend aan tolerantie- en trofische groepen.

Verder is gestreefd waar mogelijk dezelfde systematiek aan te houden als bij de voorgestelde IBI voor rivieren.

Bij de leeftijdsopbouw lengtestructuur is een mogelijk interessante parameter de fractie spiering groter dan 20 cm, ofwel zogenaamde diadrome spiering. Spiering die de hele levenscyclus in zoetwater volbrengt blijft aanzienlijk kleiner, terwijl diadrome spiering aanzienlijke groeipotenties heeft. Het functioneren van overgangswateren is daarmee afleesbaar aan de grootte van de spiering, waarbij de abundante aanwezigheid van spiering <20 cm zeer kenmerkend is voor een goed functionerend overgangswater.

De overgangswateren worden gekenmerkt door sterke seizoenale wisselingen in soortensamenstelling, die op één of andere wijze in de IBI verdisconteerd dienen te worden.

Ook is voor wat betreft de ruimtelijke schaal van belang de spreiding over alle zoutgehalte trajecten in het overgangswater.

### 6.2.3 IBI meren

<b>categorie</b>	<b>metriek</b>	<b>nadere uitwerking</b>
<b>soortsamenstelling</b>	totaal aantal soorten	<i>tijd- en ruimtelijke schaal</i>
	aantal soorten limnofielen	
	aantal soorten diadromen	
<b>gevoelige taxa</b>		
	% benthivoren	
	% piscivoren	<i>stabiliteit</i>
migratie	% diadromen	
habitat	% limnofiele soorten	
overig	koudwatersoorten	<i>overlap of weinig discriminerend</i>
visbiomassa	biomassa (kg/ha)	<i>methodespecifiek</i>
exoten	% exoten	
<b>leeftijdsopbouw</b>	fractie 0+ ten opzichte van totale abundantie	<i>van typesoorten leeftijdsstructuur o.i.v. visserij?</i>

In de pressorentabel voor meren (bijlage 3c) ligt de nadruk op soorten die stagnante situaties prefereren en waarvoor ondiepe oeverzones met vegetatie van belang zijn (limnofielen). Verder is kenmerkend voor meren de bijdrage van trofische terugkoppelingen aan de visstand. Deze zijn in alle IBI's voor meren vertegenwoordigd. In de Vlaamse IBI zijn de metrieken tolerantie, snoek recruitering/abundantie, en totaal aantal soorten degene die het meest bijdragen aan de correlatie tussen IBI-score en degradatie van de stagnante wateren in Vlaanderen, terwijl het aandeel exoten het minst bijdraagt aan de variatie.

Voor meren die strategisch liggen tussen zee en rivieren is een doortrekfunctie essentieel voor diadrome soorten (bijvoorbeeld IJsselmeer). Deze metriek wordt voorlopig opgenomen, maar is afhankelijk van de functie van het meer. Dit is een aandachtspunt voor de typologie van meren.

Voor zoute meren wordt bij gebrek aan informatie over referenties, menselijke verstoringen en visdatasets nog geen voorstel gedaan.



## 7. Parameterruimtes en toetsing metriecken

Op basis van MWTL-gegevens zoete rijkswateren en aangevuld met gegevens van bemonsteringen van uiterwaarden, IJsselmeer/Markermeer en Eems-Dollard zijn metriecken uit de voorgestelde IBI's in hoofdstuk 7 gekwantificeerd. In dit hoofdstuk worden de parameterruimtes beschreven en vergelijkingen getrokken in de metriekuitkomsten tussen verschillende gebieden, watertypen, bemonsterings-methodieken en de variatie in jaarreeksen van de metriecken.

### 7.1 Fuikregistraties MWTL

In de MWTL-vismonitoring worden gestandaardiseerd bijvangsten uit de beroepsmatige aalfuikvisserij geregistreerd in 32 kerngebieden verspreid over (zoete) rijkswateren, zowel meren, rivieren als overgangswateren (zie Winter et al. 2001 voor ligging van de locaties) (N.B. Eems-Dollard en Westerschelde, de meest natuurlijke overgangswateren met een duidelijke zoet-zoutgradiënt zijn niet vertegenwoordigd in MWTL). Vijf algemene soorten (snoekbaars, baars, pos, brasem, blankvoorn) zijn niet opgenomen in de registraties.

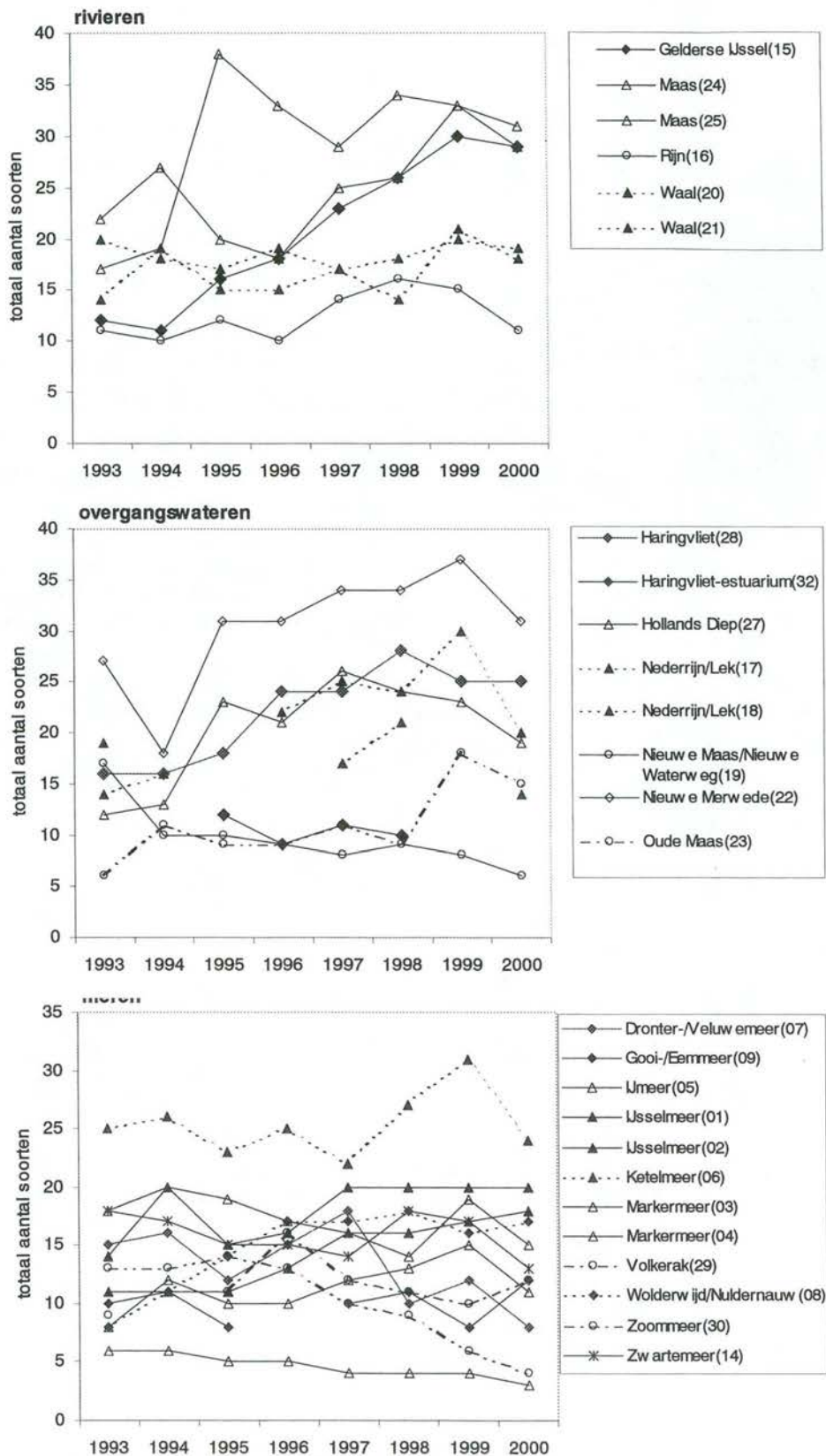
In tabel 4 zijn de metriekscores per kerngebied gepresenteerd voor de periode 1993-2000. De eerste 5 kolommen bevatten de metriecken op basis van aantallen soorten (minus de 5 algemene soorten), de overige op basis van % van het numerieke aandeel in de vangsten. De metriecken op basis van aantal soorten laten een enorme variatie zien, zowel tussen als binnen watertypen. Het aantal exoten bijvoorbeeld ligt gemiddeld rond de 4, maar in elk watertypen liggen de maxima voor een kerngebied rond de 10 en de minima rond de 1. Het aantal soorten rheofielen (A+B), typische riviervissen, verschilt ook sterk tussen kerngebieden (3-19) en neemt, naar verwachting, toe van meren (rond de 7), overgangswateren (11) naar rivieren (gemiddeld 14 soorten). Binnen de categorie meren scoren IJsselmeer en Ketelmeer ook hoog (9-13), hetgeen duidelijk aangeeft dat deze meren functioneren als riviermond. Het aantal limnofiele soorten is beperkt (maximaal 7) en lijkt in deze gegevensset weinig discriminerend. Het aantal soorten diadromen varieert van 5-12 en is gemiddeld het hoogst in overgangswateren. Het aantal soorten diadromen+potamodromen, ofwel alle gewoonlijk migrerende soorten is overal hoog, met gemiddeld meer dan 20 soorten in overgangswateren en rivieren. In deze categorie vallen vrijwel alle niet-algemene soorten. Het totaal aantal soorten per kerngebied per jaar is weergegeven in figuur 1. Uit deze jaarreeksen vallen dezelfde verschillen op tussen gebieden en watertypen als blijkt uit tabel 4. Figuur 1 laat echter ook zien dat de verschillen tussen de gebieden consistent zijn over de jaren en dat er in sommige gebieden monotone trends waarneembaar zijn. De consistentie in verschillen tussen gebieden en de trends die waarneembaar zijn geven aan dat metriecken op soort aantal indicatief kunnen zijn voor ecologische veranderingen (zie ook De Leeuw et al. 2002). De verschillen tussen kerngebieden is echter groot zodat een beoordeling op basis van soort aantal niet eenvoudig is (veranderingen zijn zichtbaar, maar daarmee is nog geen normatieve kwalificering te maken). Per kerngebied wordt een beperkt aantal fuiken gestandaardiseerd gecontroleerd en de vangsten zijn daarmee specifiek voor de locatiekeuze. Geïntegreerd over grotere eenheden (meerdere kerngebieden in dezelfde regio) worden de gegevens representatief geacht (Winter et al. 2001). Het aantal trekvisen zou beperkt moeten zijn in sterk verstuwde rivieren ten opzichte van vrijstromende rivieren. De Maas, de meest verstuwde rivier, scoort echter hoger dan Rijn en Waal op deze punten. Bij kwantificering en calibratie van de IBI's zal dit een belangrijk aandachtspunt moeten zijn. Het ontbreken van de vijf algemene soorten in de gegevensreeks het weinig invloed op de gevoeligheid van metriecken voor wat betreft de soort aantallen, omdat de aan- of afwezigheid van deze soorten niet onderscheidend is voor ecologische kwaliteit.



**Tabel 4.** Scores van metriecken op basis van fuikregistraties (1993-2000). Vijf algemene soorten (snoekbaars, baars, pos, brasem, blankvoorn) zijn niet opgenomen in de registraties. %-metriecken zijn gebaseerd op numeriek aandeel.

<b>rijkswater</b>	<b>totaal aantal soorten</b>	<b>aantal soorten exoten</b>	<b>aantal soorten rheofielen (AB)</b>	<b>aantal soorten limnofielen</b>	<b>aantal soorten diadromen</b>	<b>aantal soorten diadromen + potamodromen</b>	<b>% exoot (cpue,n)</b>	<b>% rheofielAB (cpue,n)</b>	<b>% rheofielA (cpue,n)</b>	<b>% limnofiel (cpue,n)</b>	<b>% diadroom (cpue,n)</b>	<b>% diadroom + potamodroom (cpue,n)</b>	<b>% anadroom (cpue,n)</b>	<b>% type uitwaardsoorten</b>	<b>% koudwatersoorten</b>
<b>Kanalen</b>															
Amsterdam-Rijnkanaal(11)	31	7	10	4	8	21	0.72	2.4	2.6	20.9	63.7	71.5	2.2	0.80	1.2
Noordzeekanaal(10)	29	5	9	5	9	21	0.06	0.8	1.0	0.4	90.0	92.1	2.3	0.03	1.6
<b>Meren</b>															
Dronter-/Veluwemeer(07)	26	3	8	5	8	18	2.74	0.1	0.5	0.5	67.1	89.3	18.2	0.01	14.5
Gooi-/Eemmeer(09)	19	1	3	5	5	13	0.01	0.0	0.1	1.1	96.0	99.1	8.7	0.04	6.8
IJmeer(05)	22	3	7	3	9	15	0.03	0.2	0.8	0.1	98.7	99.7	20.7	0.00	21.2
IJsselmeer(01)	27	2	9	4	10	20	0.01	0.7	0.9	0.1	98.6	99.1	25.1	0.00	24.7
IJsselmeer(02)	31	6	12	3	11	23	0.10	2.1	3.1	0.2	98.1	99.8	25.3	0.00	25.3
Ketelmeer(06)	38	10	13	4	10	23	0.38	2.4	3.5	1.1	90.4	97.6	15.2	0.33	14.5
Markermeer(03)	25	2	9	3	8	17	0.02	0.6	1.7	1.6	88.3	96.5	23.1	0.49	23.2
Markermeer(04)	11	0	3	2	5	8	0.00	0.0	0.0	0.2	99.7	99.8	68.1	0.00	68.1
Volkerak(29)	20	3	5	2	7	14	0.10	0.8	1.3	2.7	89.6	95.0	1.5	0.00	3.2
Wolderwijd/Nuldernauw(08)	29	7	9	4	9	19	1.77	0.1	0.3	1.5	85.4	93.7	23.4	0.12	6.1
Zoommeer(30)	20	3	6	3	7	15	0.62	0.0	0.1	0.6	97.3	99.3	0.2	0.00	0.4
Zwartemeer(14)	22	3	5	4	5	15	0.78	0.9	1.4	1.7	74.9	79.8	1.1	0.33	1.5
<b>Overgangswateren</b>															
Haringvliet(28)	33	5	12	4	10	24	0.14	1.5	1.8	0.2	96.9	98.8	2.0	0.01	0.9
Haringvliet-estuarium(32)	13	2	5	0	10	12	0.01	5.8	5.8	0.0	99.3	100	26.9	0.00	19.8
Hollands Diep(26)	41	9	16	5	11	28	0.27	3.1	11.1	1.6	70.8	91.5	3.1	0.15	6.8
Hollands Diep(27)	30	5	12	3	11	23	0.21	5.6	5.8	1.2	91.1	96.8	5.9	0.06	1.0
Nederrijn/Lek(17)	24	2	11	2	6	19	0.10	3.9	6.4	0.4	85.7	92.7	0.9	0.00	1.1
Nederrijn/Lek(18)	31	4	13	4	9	23	0.30	2.4	11.2	1.9	61.4	87.8	2.0	0.06	5.9
Nieuwe Maas/Nieuwe Waterweg(19)	24	3	9	2	12	19	0.02	0.9	1.1	0.0	96.6	99.9	4.8	0.01	1.4
Nieuwe Merwede(22)	42	8	16	6	10	27	0.26	1.7	9.2	2.5	59.1	81.0	0.7	0.09	6.1
Oude Maas(23)	21	2	7	3	8	17	0.10	1.5	3.3	0.4	92.9	96.9	2.3	0.01	2.7
<b>Rivieren</b>															
Amer(31)	38	6	16	5	11	28	0.16	2.4	6.9	9.6	80.6	95.1	2.4	0.09	4.1
Gelderse IJssel(15)	33	3	15	5	8	23	0.21	8.5	15.7	4.2	55.7	79.1	1.2	2.88	3.4
Maas(24)	43	11	18	4	10	26	1.48	2.3	3.4	2.4	84.9	93.2	3.1	0.09	3.0
Maas(25)	38	5	19	4	12	27	0.39	10.6	11.2	1.3	92.1	96.4	10.9	0.06	1.3
Rijn(16)	19	1	8	2	6	14	0.10	1.7	3.0	1.3	87.2	94.7	0.7	0.00	0.3
Waal(20)	30	3	11	6	8	20	0.14	0.9	2.1	2.2	70.2	93.1	0.9	0.08	0.7
Waal(21)	31	4	12	3	8	22	0.42	3.3	20.5	4.2	50.4	81.7	2.2	0.99	2.5
<b>totaal aantal soorten</b>	53	13	21	7	13	30									
<b>minimale waarde van metriecken</b>	11	0	3	0	5	8	0.00	0.0	0.0	0.0	50.4	71.5	0.2	0.00	0.3
<b>maximale waarde van metriecken</b>	43	11	19	6	12	28	2.74	10.6	20.5	20.9	99.7	100	68.1	2.88	68.1
<b>gemiddelde van metriecken</b>	28.0	4.3	10.3	3.6	8.7	19.8	0.30	2.9	4.2	1.4	89.4	95.4	19.0	0.24	17.3
<b>gemiddelde meren</b>	24.2	3.6	7.4	3.5	7.8	16.7	0.55	0.7	1.1	1.0	90.3	95.7	19.2	0.11	17.5
<b>gemiddelde overgangswateren</b>	28.8	4.4	11.2	3.2	9.7	21.3	0.16	2.9	6.2	0.9	83.8	93.9	5.4	0.04	5.1
<b>gemiddelde rivieren</b>	33.1	4.7	14.1	4.1	9.0	22.9	0.41	4.2	9.0	3.6	74.4	90.5	3.0	0.60	2.2





**Figuur 1.** Totaal aantal soorten per jaar per kerngebied in de MWTL-fuikregistratie 1993-2000. Gebied [31] Amer en gebied [26] Hollandsch Diep zijn buiten beschouwing gelaten door methodische veranderingen in de loop van de jaarreeks.

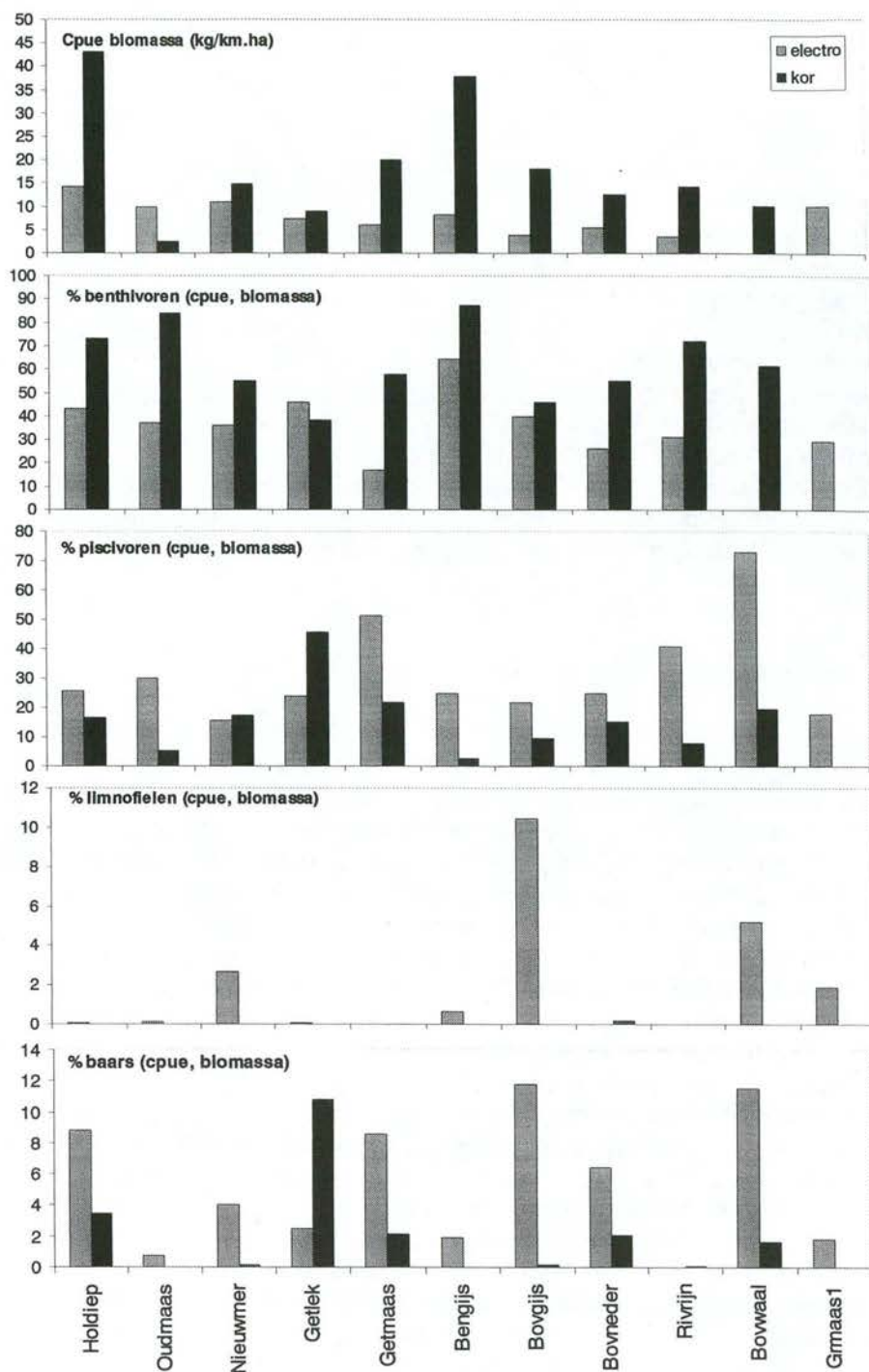
Bij de metriekeken op basis van numeriek aandeel zien we een aantal metriekeken met een zeer gering percentage (gemiddeld minder dan 1% zoals het % exoten en het % type- uiterwaardsoorten) en metriekeken met een zeer hoog percentage (% diadromen en % diadromen + potamodromen). Onder de diadromen valt ook paling, doelsoort van de visserij. Wanneer katadromen (paling en bot) buiten beschouwing worden gelaten en alleen anadromen worden meegenomen blijkt deze metriek discriminerend voor kerngebieden en met name hoog te scoren in meren. De groep anadromen is ook een goede potentiële indicator voor migratiebarrières en deze metriek lijkt voor de fuikregistraties voorlopig beter bruikbaar. Bij nadere beschouwing blijkt de variatie in de groep meren vooral te worden veroorzaakt door de hoeveelheden spiering. Aangezien spiering getalsmatig ook veruit de belangrijkste soort is in de groep koudwatersoorten scoren deze metriekeken zeer overeenkomstig. Hier zien we duidelijk het probleem rijzen dat sommige metriekeken sterk worden gedomineerd door 1 soort (paling of spiering in bovengenoemde voorbeelden) en bovendien dominant zijn in verschillende metriekeken (anadromen of koudwatersoorten). Daar komt nog bij dat spiering wordt geclassificeerd als anadrome soort, maar daarnaast ook een zich volledig in het zoete water afspelende levenswijze kent (spiering in IJsselmeer bijvoorbeeld). Duidelijk is dat nadere analyses vereist zijn naar de consequenties van ecologische soortsclassificatie op het gedrag van genoemde metriekeken. Een van de mogelijkheden is het uitsluiten van bepaalde soorten of lengteklassen in een metriek.

## 7.2 MWTL vismonitoring met kor en elektrisch schepnet

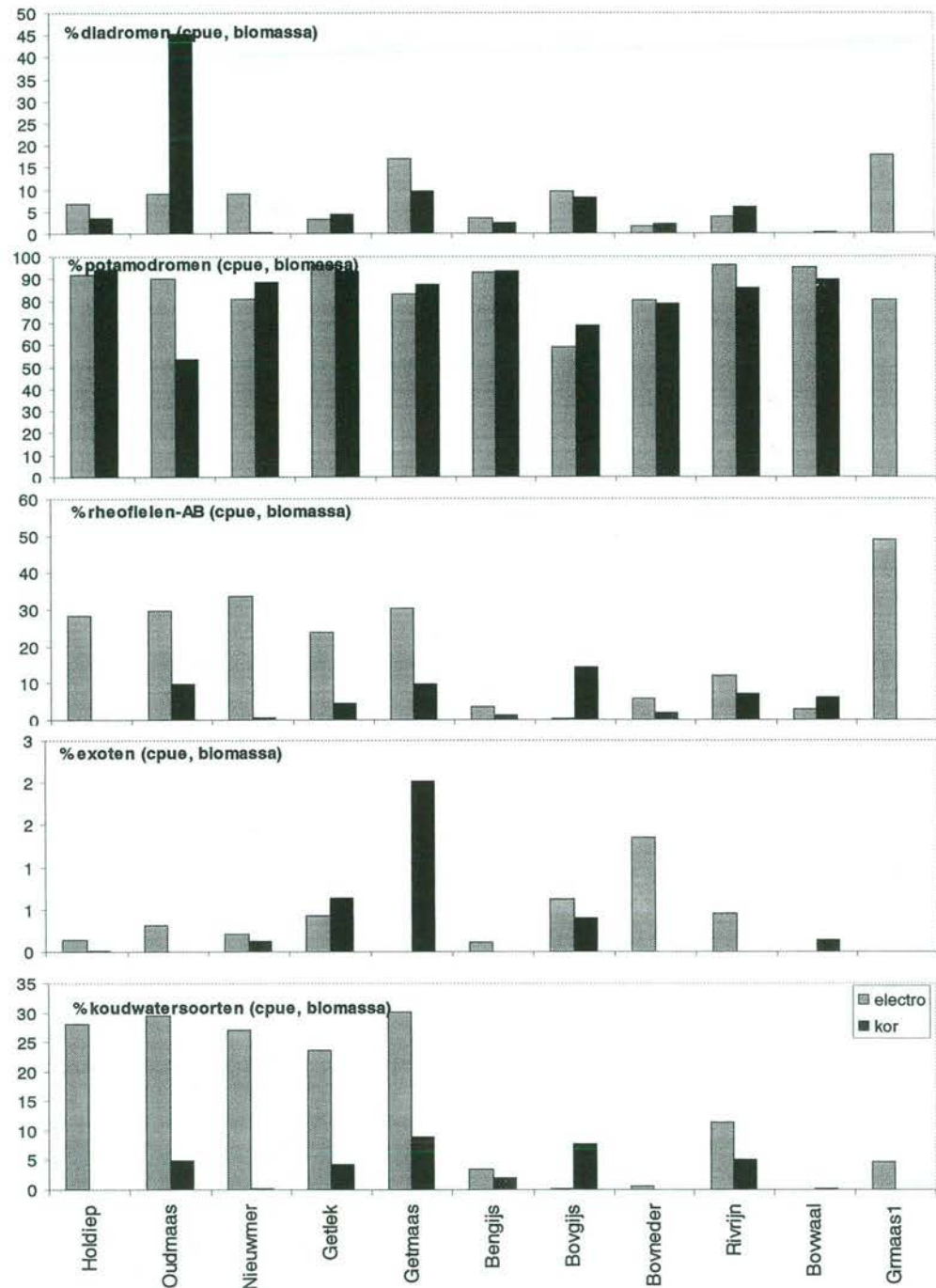
Binnen de MWTL-vismonitoring worden jaarlijks bestandsopnames gemaakt in 11 kerngebieden in de zoete wateren (rivieren en overgangswateren) met behulp van een 3-m kor en met bevissing met het elektrisch schepnet. Met de kor worden hoofdzakelijk de hoofdstroom van rivieren bevist (daarnaast zones langs de oever en zijwateren) en met het elektrisch schepnet worden vooral de oeverzones (daarnaast ook zijwateren) bevist (details in onder andere Winter et al. 2000). Deze gestandaardiseerde actieve visbemonsteringen zijn gericht op een index voor de dominante soorten in de rivieren en bestrijken daarmee een ander deel van de visstand dan wordt bemonsterd via de fuikregistraties. In figuur 2a en b zijn metriekscores op basis van biomassa-aandeel (%) voor kor en elektrisch schepnet in verschillende kerngebieden (peiljaar 2001) gepresenteerd. De overgangswateren (Hollandsch Diep tot Getijdemaas) en rivieren (Beneden Gelderse IJssel tot Grensmaas) vallen in de brasemzone, waar, ook in deze bemonsteringen, brasem dominant is. Dat uit zich onder meer in hoge percentages benthivoren en potamodromen. De meeste metriekeken vertonen de nodige variatie over gebieden en de gescoorde % per metriek verschillen sterk tussen elektrisch schepnet en kor enerzijds en de relatieve score van beide vangstmethoden tussen gebieden anderzijds. Opmerkelijk zijn de relatieve hoge scores in de overgangswateren voor rheofielen en koudwatersoorten ten opzichte van de rivieren op basis van vangsten met het elektrisch schepnet in de oeverzones. Het gaat hier vooral om winde.

Om een indruk te krijgen van de variatie in metriekeken over de jaren op het niveau van regio's is voor een aantal metriekeken een vergelijking gemaakt in de jaarreeksen voor respectievelijk de benedenrivieren en de Gelderse poort (figuur 3). Beide gebieden verschillen sterk in score van de metriekeken maar zijn zeer stabiel en vertonen monotone trends (bijvoorbeeld afname % benthivoren). Het is de vraag of de verschillen tussen de regio's worden veroorzaakt door ecologische verschillen of simpelweg een natuurlijk verloop laten zien over het riviercontinuum. Vergelijking met andere riviersystemen is noodzakelijk om de verschillen in mogelijke ecologische beoordeling te kunnen benoemen.



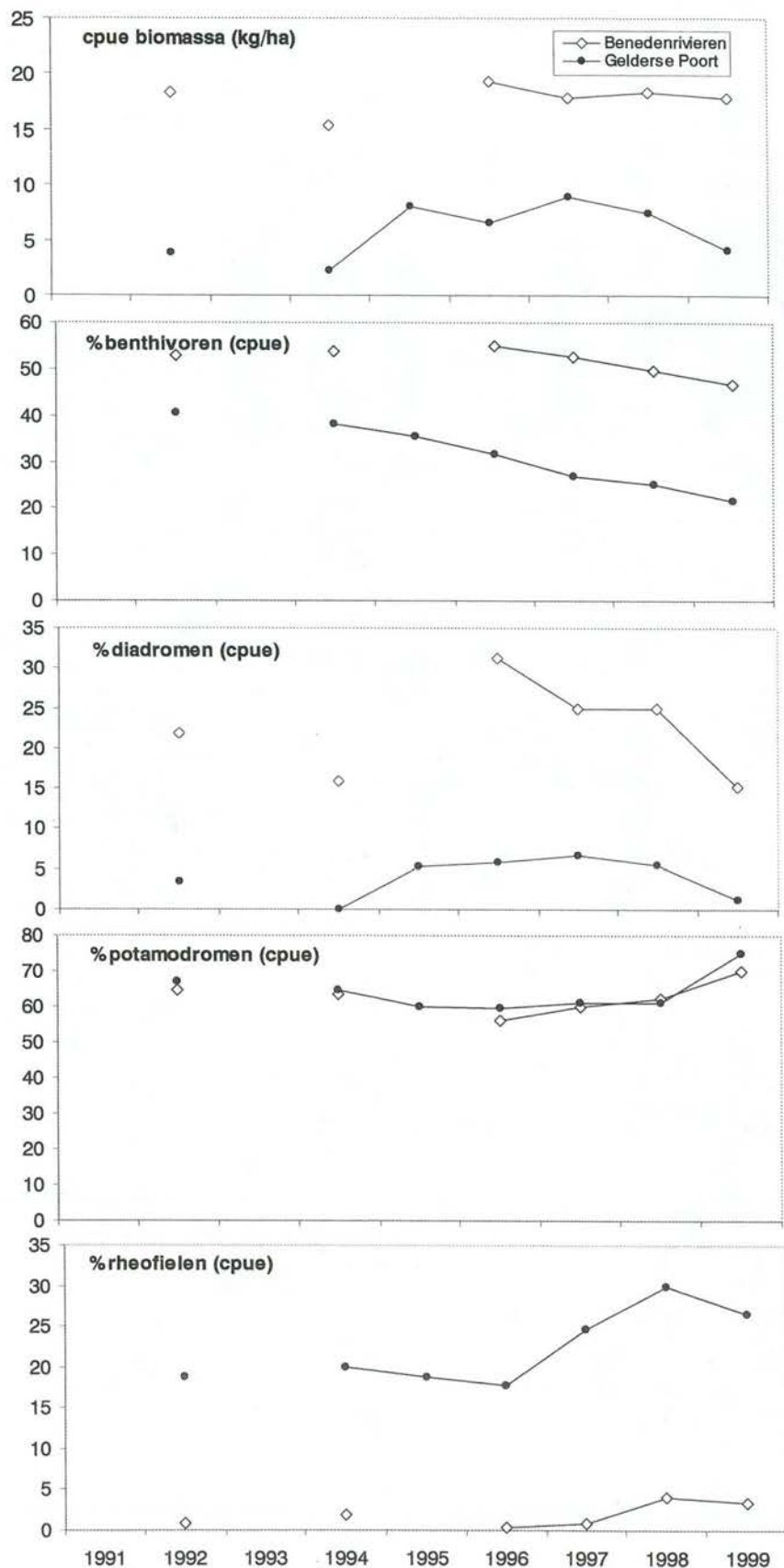


**Figuur 2a.** Metrieke op basis van korvangsten en vangsten met elektrisch schepnet in verschillende kerngebieden van de MWTL-vismonitoring (data van 2001). De Grensmaas wordt alleen met elektrisch schepnet bemonsterd.



**Figuur 2b.** Metrieken op basis van korvangsten en vangsten met electrisch schepnet in verschillende kerngebieden van de MWTL-vismonitoring (data van 2001). De Grensmaas wordt alleen met electrisch schepnet bemonsterd.





**Figuur 3.** Trends in metrieke over jaarreeksen op basis van korvangsten (hoofdstroom) in de regio's benedenrivieren en Gelderse Poort.

De typesoorten voor uiterwaarden (kroeskarper, grote modderkruiper en vetje) worden niet in de hoofdstroom (met oeverzones) gevonden in de bemonsteringen met kor en elektrisch schepnet. In de fuikregistratie doken ze sporadisch op (maximaal 3 % van het numerieke aandeel in een kerngebied, gemiddeld over alle kerngebieden 0.2 %).

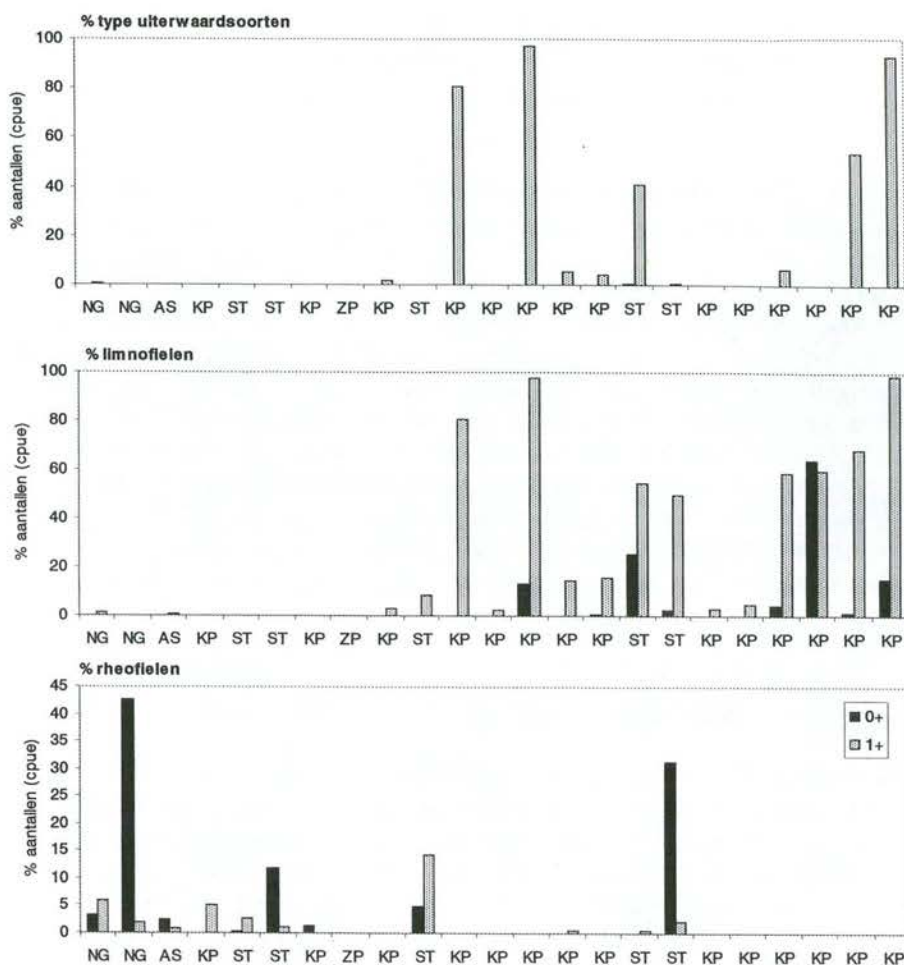
Uit figuur 2 blijkt dat zowel kor als elektrisch schepnet in staat zijn de metrieken te scoren. Voor beide bemonsteringsmethodieken zijn voor- en nadelen te noemen. Grote voordelen van het elektrisch schepnet zijn dat alle gebieden worden bemonsterd en dat het internationaal de meest gebruikte en gestandaardiseerde techniek is in stromende wateren (zie FAME). Een bezwaar is dat bij de grote wateren alleen een klein deel van de visstand wordt bemonsterd, namelijk vis in de ondiepe oeverzones. Wanneer het zoutgehalte toeneemt (overgangswateren) neemt de bruikbaarheid van de techniek af. Groot voordeel van de kor is dat een substantieel deel van de visfauna wordt bemonsterd en dat een hoge mate van standaardisatie kan worden bereikt. In een evaluatierapport van de monitoring in de periode 1996-1999 (De Leeuw et al. 2000) wordt ook een beschrijving gegeven van de statistische stabiliteit van de vangsten per soort (door de Coefficient of Variation (CV) te berekenen uit een model waar variatie tussen jaren en gebieden in is verdisconteerd). Daaruit blijkt dat met name de soorten uit de hoofdstroom beter worden gescoord met de kor dan met het elektrisch schepnet. Voor soortgroepen als in de metrieken is dat niet op voorhand te zeggen.

### 7.3 Bemonsteringen uiterwaarden

Als mogelijke aanvulling op de MWTL-visstandbemonsteringen kunnen specifieke uiterwaarbemonsteringen dienen om de type-specifieke soorten voor uiterwaarden (concept van 'active floodplain' voor ecologisch functioneren) beter in beeld te krijgen. Als voorbeeld wordt in figuur 4 gegeven de bemonsteringen in 23 uiterwaardwateren op basis van vangsten met zegen, elektrisch schepnet en kuil (Grift 2001). Van de uiterwaardsoorten is vetje numeriek zeer talrijk. Daarmee vertoont de metriek grote overlap met het numerieke aandeel limnofielen (waarin ook soorten als zeelt en ruisvoorn zijn opgenomen). Omdat vetje een kleine soort is leveren biomassa-aandelen aanmerkelijk lagere percentages op, met name ten opzichte van de andere limnofiele soorten.

Limnofiele soorten worden inderdaad in de van de rivier afgesneden wateren gevonden. Rheofiele soorten daarentegen worden juist in de wateren gevonden die in verbinding staan met de rivier (links in figuur 4).





**Figuur 4.** Bemonsteringen in 23 uiterwaardwateren op basis van vangsten met zegen, elektrisch schepnet en kuil in 1999 (Grift 2001). NG=nevengeul, AS aangetakte strang, ST=strang, KP=kleiput, ZP=zandput.

## 7.4 Monitoring IJsselmeer/Markermeer

In het IJsselmeer en Markermeer worden jaarlijks visbestandopnames gemaakt met onder meer de grote kuil (RIVO/LNV/RWS-RDIJ), gericht op het voorkomen van dominante soorten in het systeem. Aangezien in meren de trofische relatie een belangrijke rol kunnen spelen bij de ecologische beoordeling kunnen deze metrieken het best worden toegepast op de algemene soorten in het systeem. In figuur 5 is voor een aantal metrieken op basis van kuilvangsten in IJsselmeer en Markermeer aangegeven hoe de metriekscores verlopen over de jaren. Opmerkelijk zijn de strakke parallellen tussen beide meren enerzijds en de stabiliteit van de parameters met monotone veranderingen (toename biomassa-% benthivoren, afname % diadromen), maar een aanzienlijk verschil in totale biomassa (cpue). Het hoge % diadromen en koudwatersoorten wordt veroorzaakt door de biomassa spiering, tevens de belangrijkste koudwatersoort (zie discussie bij fuikregistraties). Bij de piscivoren zijn baars, snoekbaars, roofblei en snoek betrokken, ongeacht hun lengte. Met name jonge baars, een aanzienlijk deel van de biomassa, is echter niet piscivoor maar nog planktivoor. De overschakeling van een planktondieet op een visdieet is variabel, afhankelijk van voedselaanbod. Er zijn dieetgegevens bij verschillende lengte bekend (gemiddeld wordt overgeschakeld bij 10-15 cm lichaamslengte),

maar een nadere analyse moet uitwijzen in hoeverre bijvoorbeeld een vaste keuze op 15 cm doorwerkt op de metriek wanneer in werkelijkheid de variatie aanzienlijk is.

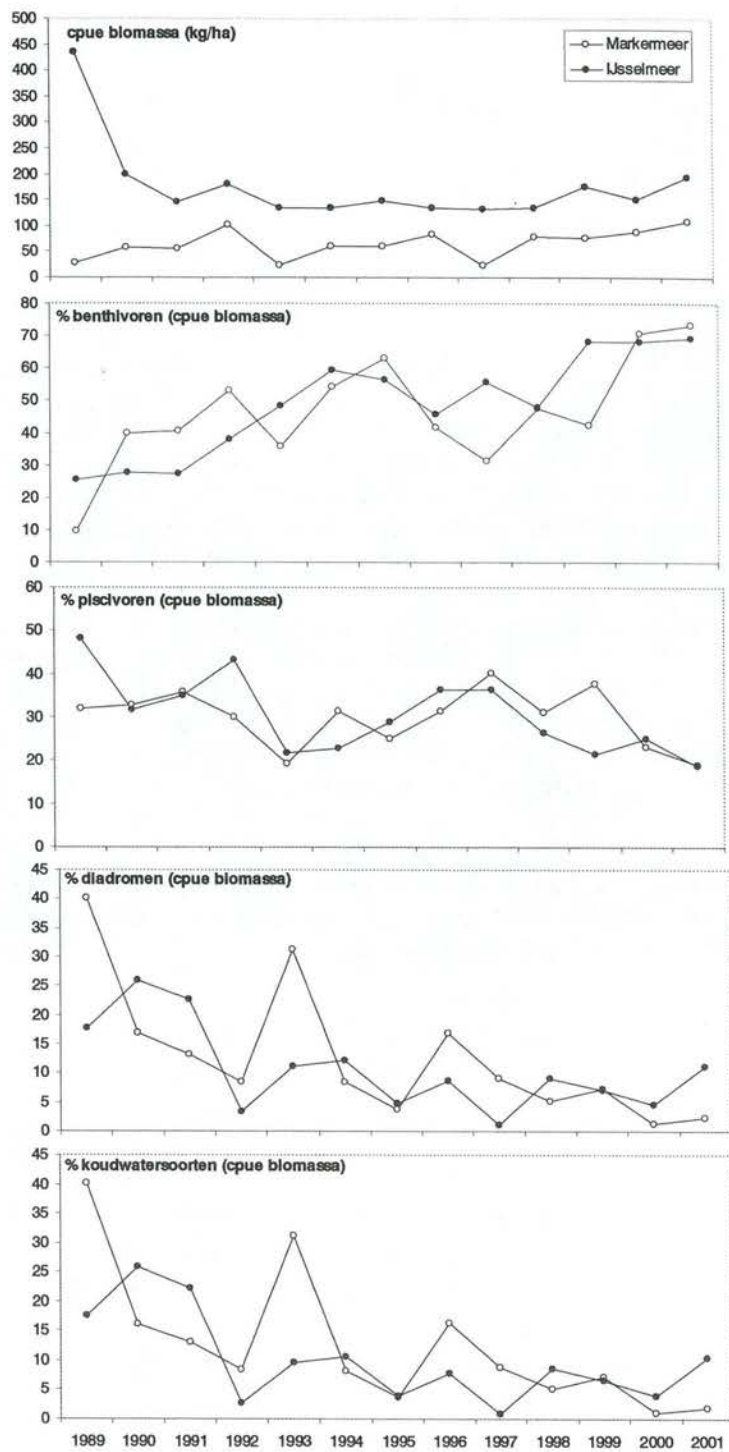
In de voorgestelde IBI voor meren is ook het aandeel limnofielen opgenomen. Op dit moment worden in deze kuilbemonsteringen (vrijwel) geen limnofielen aangetroffen, terwijl in de fuikregistraties het numerieke aandeel ca. 1% bedraagt (van de niet-algemene soorten! zie Tabel 4).

## 7.5 Visstandbemonsteringen DFS in Eems-Dollard

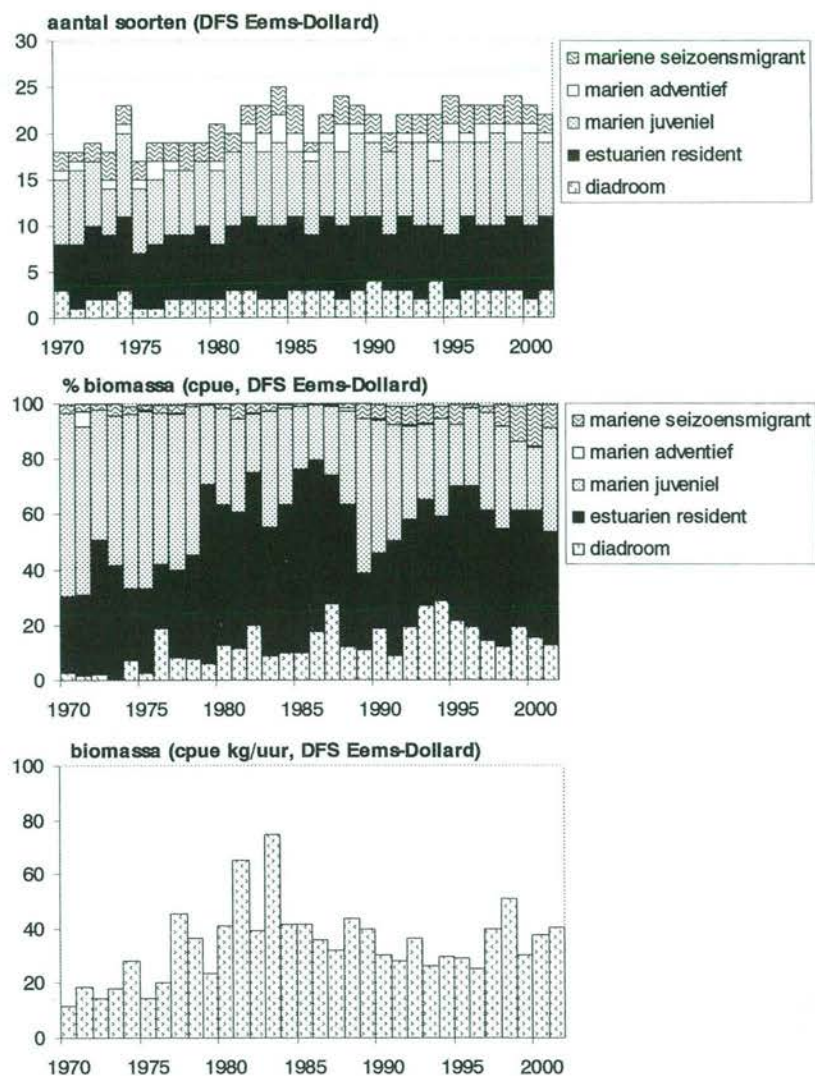
Als onderdeel van jaarlijkse routinebemonsteringen van de Nederlandse kustwateren (RIVO-DFS, demersal fish survey) worden gegevens in het Eems-Dollard estuarium verzameld. De DFS is een van de weinige langjarige gegevensreeksen die we hebben maar kent helaas ook beperkingen (momentopname, alleen de geulen, niet afgestemd op getijde, boomkor vangt relatief weinig soorten, meso- en oligohaliene traject niet gedekt). Deze langjarige reeksen geven echter inzicht in de ontwikkelingen in typische estuariene soortgroepen (figuur 6). Voor de IBI overgangswateren zijn de groepen diadromen, estuariene residenten en marien juvenielen van belang (aantallen soorten en biomassa-%). In figuur 6 valt op dat het aantal soorten marien juvenielen is toegenomen over de jaren, terwijl het biomassa-aandeel afnam. Bij diadromen is het soortantal min of meer gelijk gebleven, terwijl de biomassa toenam. Deze voorbeelden illustreren dat metriecken op basis van soortantallen of biomassa-aandeel binnen bepaalde ecologische groepen verschillende signalen af kunnen geven en verschillende typen van ecologische ontwikkelingen weer kunnen geven. Welke informatie daaruit afgeleid kan worden in termen van ecologische beoordeling moet onderwerp van nadere studie zijn.

In de bemonstering met sleepnetten (DFS) worden voor een deel dezelfde soorten gevangen als in de maandelijks bemonsteringen met ankerkuil (Kleef & Jager 2002), met uitzondering van pelagische soorten als harder, zeebaars, geep, ansjovis en een aantal schaarse soorten. De jaarrond ingezette ankerkuil vangt dus een grotere diversiteit aan soorten.





**Figuur 5.** Metrie scores op basis van vangsten met grote kuil in Markermeer en IJsselmeer in de periode 1989-2001.



**Figuur 6.** Verloop metriecken voor overgangswateren in DFS-bemonstering Eems-Dollard 1970-2001 (data RIVO). Grondels zijn niet op soort gebracht en ontbreken in de figuren.

*Diadroom*: Aal, Driedoornige stekelbaars, Fint, Rivierprik, Spiering, Zeeprik,  
*estuarien resident*: Bot, Botervis, Harnasmannetje, Puitaal, Slakdolf, Zandspieringen, Zeedonderpad, Zeenaalden

*marien juveniel*: Griet, Haring, Kabeljauw, Rode poon, Steenbolk, Tarbot, Tong, Schar, Schol, Tongschar, Vierdradige meun,

*marien adventief*: Dwergbolk, Gewone pitvis, Horsmakreel, Kleine pieterman, Schurftvis, Smelt, Wijting,

*mariene seizoensmigrant*: Grauwe poon, Snotolf, Sprot, Vijfdradige meun

## 7.6 Beoordeling metriecken

Bij de beoordeling van metriecken (scores, gewoonlijk van 1 tot 5, in 3 (1,3,5) of 5 klassen) kan een zekere weging aan parameters meegegeven worden en worden de grenzen vastgesteld van de mogelijke parameterwaardes per scoringsklasse. Uitgangspunt is de referentiewaarde (of MEP-waarde) en van daaruit wordt de afwijking als gevolg van de mate van verstoring afgeleid. Parameterwaarden verschillen vaak over de ruimte. Zo is er voor rivieren een geleidelijke gradiënt van bijvoorbeeld steeds minder barbeel en meer brasem verder stroomafwaarts.

In plots van metriekparameterwaarden met bijvoorbeeld rivierlengte kan voor lineaire relaties en lineaire afwijkingen van de referentiecondities de zogenoemde trisectie-methode gebruikt



waarbij de potentiële (of in datasets vastgestelde) parameterruimte in drie vlakken wordt opgedeeld en een score van resp. 1, 3 en 5 toegekend (5 voor referentiecondities). Voor niet lineaire verbanden zijn ingewikkelder procedures mogelijk die meer of minder statistisch zijn onderbouwd. Dit zijn bijzonder tijdrovende rekenexercities (voor een IBI voor de Maas ruim 1.5 manjaar, binnen FAME staan vele manjaren geboekt). Dergelijke rekenexercities vallen buiten het bestek van dit project. Overigens is voor een beperkt aantal IBI's (beperkt aantal watertypen) aanzienlijk minder rekenwerk vereist en kan inmiddels een efficiëntieslag worden gemaakt uit de ervaringen van voorgaande studies.

In tegenstelling tot selectie van beste sites in de dataset als referentieconditie vereist extrapolatie naar maximaal ecologisch potentieel een keuze waar de lat gelegd moet worden. Een eerste stap die gemaakt kan worden is een verkenning naar het gedrag van parameterwaarden in systemen die minder onder druk staan. Daarbij is het van belang dat min of meer dezelfde methodieken worden gehanteerd of dat het effect van de methode op de parameterwaarde goed te schatten is.

Voor vergelijkende studies tussen verstoorde rijkswateren en wateren met een MEP-karakter komen de volgende systemen (waarvan goede datasets bekend zijn) in aanmerking:

#### *IBI rivieren*

Rijntakken en Oder + Wolga (trawlgegevens)

Rijntakken en Elbe, Oder, Donau en anderen op basis van electrovisgegevens (binnen FAME uitgewerkt)

Benedenrivieren en Grensmaas (splitsing in brasemzone en barbeelzone en kwaliteitsverschil?)

#### *IBI overgangswateren*

Eems-Dollard en Westerschelde

Eems-Dollard en Haringvliet/Voordelta

Vergelijking met buitenlandse estuaria. Zuid-Afrika vervult op dit moment een voortrekkersrol in ecologische beoordeling van estuaria (symposium Hull 2002), maar kent een volledig andere visfauna. Voor vergelijking van visfauna zijn estuaria in Engeland, Duitsland en Frankrijk van belang. Er loopt een aanvraag voor een EU-project (KP6) waarin deze aspecten zijn opgenomen.

#### *IBI meren*

IJsselmeer en Peipsi (Estland) en Razim (Donaudelta)

## 8. Conclusies

Sinds Karr (1981) zijn veel voorstellen gedaan voor IBI's en metriecken voor ecologische beoordelingen op basis van de visstand. De kwantitatieve onderbouwing van de metriecken is over het algemeen echter mager, de relatie tussen metriekscores en de mate van menselijke verstoringen niet helder en de internationale harmonisatie staat in de kinderschoenen. Alleen voor stromende wateren wordt op dit moment een grondige aanpak gerealiseerd in Europees verband (project FAME). De resultaten daarvan laten nog 2 jaar op zich wachten. Op het gebied van meren en overgangswateren zijn nauwelijks initiatieven (behalve een aanvraag voor EU-project door M. Elliott (Hull) t.a.v. overgangswateren) op enkele lokale activiteiten na. In België loopt men op alle fronten voor. Op het gebied van toetsing van metriecken en IBI's aan testdatasets en ecologische viskennis is echter nog hoegenaamd geen aandacht besteed. De behoefte in Nederland om effecten van infrastructuur op de migratie van vissen in beeld te brengen is vrijwel uniek in Europa, dat wil zeggen dat er internationaal nauwelijks gewerkt is aan metriecken die dat in beeld kunnen brengen. Met het oog op het strakke tijdschema dat implementatie van de KRW vraagt is een kortdaad optreden in Nederland gewenst.

De IBI-methodiek vertoont zoveel parallellen met de KRW-benadering voor ecologische beoordeling, dat de IBI-methodiek voldoet wanneer de door de KRW gevraagde beoordelingscriteria in de metriecken worden opgenomen. In de praktijk is daar nu al sprake van in bijna alle IBI's. Alleen op het gebied van leeftijdsopbouw of lengtestructuur moet de nodige aandacht worden besteed.

Met de huidige visstandgegevens van de Nederlandse rijkswateren zijn voldoende data beschikbaar om de voorgestelde metriecken verder statistisch te onderbouwen en te beoordelen op discriminerend vermogen (tussen systemen en mate van verstoring) en stabiliteit (statistische waarschijnlijkheid). Ook aspecten van overlap tussen metriecken (staan metriecken voor dezelfde drukken, beïnvloeden bepaalde dominante soorten ongewenst verschillende metriecken), ecologische classificatie van soorten (wel of niet trekkend, wel of niet piscivoor, etc.) kan aangescherpt worden met de in Nederland aanwezige visexpertise, maar deze informatie ligt nog niet pakklaar op de plank.

Het ontbreken van goede referentiebeschrijvingen voor Nederlandse grote (rijks)wateren is een handicap bij het verder ontwikkelen van IBI's, met name het normatief beoordelen van metriekscores. Er lijken binnen Europa en in historische informatie echter voldoende mogelijkheden om die situaties voor de visstand te kunnen beschrijven. Daarbij gaat het niet zozeer om een complete ideale toestandsbeschrijving, maar vooral om het achterhalen in welke richting bepaalde parameters (of metriecken) van de visstand zich ontwikkelen wanneer de menselijke verstoring op het watersysteem vermindert. Een aanpak die over onze landsgrenzen heen kijkt is daarbij cruciaal.

De voorgestelde IBI's bevatten metriecken die een breed scala van de visgemeenschap in beeld brengen. Een belangrijke rol is weggelegd voor kritische soorten als graadmeter, die echter (per definitie) schaars zijn, zeker in verstoorde systemen. Het bemonsteren van schaarse soorten vraagt om een voldoende grote vangstinspanning en is in principe arbeidsintensief. Op dit moment is de belangrijkste bron van informatie over schaarse soorten een bijproduct van een beroepsgroep vissers. Daarmee is de informatie op dit moment relatief goedkoop te verkrijgen maar geen verzekering voor een duurzame monitoringsreeks.



## 9. Aanbevelingen

De lacune in gegevens voor een kwantificering van metrieken in de richting van een goed ecologische potentieel moet op zo kort mogelijke termijn worden gedicht, omdat deze lacune het verder ontwikkelen van IBI's vertraagd. De in hoofdstuk 8.6 genoemde watersysteemvergelijkingen zijn richtinggevend.

Voor overgangswateren moeten initiatieven worden genomen voor internationale afstemming en expertise-uitwisseling. De ecologie van estuariene soorten is relatief slecht bekend; daarom zal alle (internationaal beschikbare) expertise moeten worden ingezet. Ook voor referentiebeschrijvingen is een internationaal actief netwerk cruciaal.

Voor verdere ontwikkeling van IBI's voor rijkswateren op basis van analyses van reeds beschikbare datasets zijn de volgende acties aan te bevelen:

- Nadere uitwerking soortclassificatie in ecologische groepen om ongewenste overlap in metrieken te vermijden.
- Kritische en uitgebreidere analyse van menselijke verstoring op parameters in de visstand dan mogelijk was in dit project
- Statistische analyse van beschikbare datasets op discriminerende eigenschappen en stabiliteitseigenschappen van (alternatieve) metrieken om metriekkeuze aan te scherpen. Daaronder valt ook de tijd- en ruimtelijke schaal waarover metrieken zouden moeten worden berekend.
- Idem voor verschillende bemonsteringsmethodieken (bijvoorbeeld kor en elektrisch schepnet) en bemonsteringsperioden.
- Nadere uitwerking van de bijdrage van bemonsteren van (rivier)uiterwaarden en de bijdrage van bemonsteringen in de zomer (beide niet binnen MWTL) aan de ecologische beoordeling op basis van IBI's.
- Nadere analyse van veranderingen in trofische structuur op ecologische beoordeling (in het bijzonder voor meren).
- Nadere analyse van het beoordelingscriterium leeftijdsstructuur zoals opgelegd door de KRW
- Bestuderen van de bijdrage van uitzettingen van ecologisch kritische soorten als zalm en houting in verschillende levensfasen aan de ecologische beoordeling.

## 10. Literatuur

- Aarts T.P.W.M., 1994. De visstand in de Benedenrivieren. Huidige situatie, historische en gereconstrueerde referenties. OVB-Onderzoeksrapport 1994-11, Deel 1: Hoofdrapport (76 p.) en Deel II: Bijlagenrapport. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- Aarts T.P.W.M., 1994. De visstand in de Benedenrivieren. Huidige situatie, historische en gereconstrueerde referenties. OVB-Onderzoeksrapport 1994-11, Deel 1: Hoofdrapport (76 p.) en Deel II: Bijlagenrapport. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.
- Adriaenssens, V., P.L.M. Goethals, J.J. Breine, J. Maes, I. Simoens, D. Ercken, C. Belpaire, F. Ollevier & N. de Pauw 2002a Belang van referentiebeelden bij de ontwikkeling van een Estuariene Visindex voor Vlaanderen. Landschap 19: 59-61.
- Adriaenssens, V., P.L.M. Goethals, N. de Pauw, J.J. Breine, I. Simoens, C. Belpaire, J. Maes, D. Ercken & F. Ollevier 2002b. Ontwikkleing van een estuariene visindex in Vlaanderen. Water (juni 2002): 1-13.
- Bal D, H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff, 2001. Handboek natuurdoeltypen. 2<sup>e</sup>, geheel herziene druk, 832 p. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2001/020, Wageningen.
- Belpaire C., R. Smolders, I. Vanden Auweele, D. Ercken, J. Breine, G. van Thuyne & F. Ollevier, 2000. An index of biotic integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian waterbodies. Hydrobiologia 434: 17-33.
- Breine & Belpaire, 2002. IBI methods used Flanders (Belgium). In: Kestemont & Goffaux, 2002. FAME Work Package 3 – Reviewing and classifying metrics and sampling procedures, p. 51-54.
- Breine J.J., P. Goethals, I. Simoens, D. Ercken, C. Van Liefferinge, G. Verhaegen, C. Belpaire, N. De Pauw, P. Meire & F. Ollevier (2001). De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. Eindverslag van project VLINA 9901, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling. D/2001/3241/261. 173 p., 19 bijlagen, 1 kaart.
- Brink, F.W.B. van den, G. van der Velde & A.G. Klink, 1993. Natuurontwikkeling in uiterwaarden door verhoging rivierdynamiek? De Levende Natuur 94: 59-64.
- Brink, F.W.B. van den, G. van der Velde, A.D. Buijse & A.G. Klink, 1996. Biodiversity in the lower Rhine and Meuse river-floodplains: its significance for ecological river management. Netherlands Journal of Aquatic Ecology 30: 129-149.
- Busch S., 2002a. Kaderrichtlijn Water. Pilot Eems. Achtergrondrapport. RIZA rapport 2002.034, 247 p.
- Busch S., 2002b. Kaderrichtlijn Water. Pilot Midden-Holland. Achtergrondrapport. RIZA rapport 2002.037, 216 p.
- Cazemier, W.G., 1993. Kansen voor de visfauna in de Rijn. De Levende Natuur 94: 54-58.
- Deegan L.A., J.T. Finn, S.G. Ayvazian, C.A. Ryder-Kieffer & J. Buonaccorsi, 1997. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. Estuaries 20 (3): 601-617.
- De Leeuw, J.J., E.M. Hartgers & H.V. Winter 2000. Vismonitoring in de Zoete Rijkswateren in de periode 1996-1999. RIVO-rapport C036/00.



De Leeuw, J.J., H.V. Winter & A.D. Buijse 2002. Riviervis terug in de rivieren? De Levende Natuur 103: 10-15.

Brink, F.W.B. van den, G. van der Velde & W.G. Cazemier, 1990. The faunistic composition of the freshwater section of the river Rhine in The Netherlands: present state and changes since 1900. In: R. Kinzelbach & G. Friedrich: Biologie des Rheins. Limnologie aktuell 1: 191-216.

Groot, S.J. de, 1990, 1991, 1992. Herstel van riviervissen in de Rijn een realiteit? 1. De Atlantische zalm (*Salmo salar*). De Levende Natuur 91 (3): 82-89.

-, 2. De Forel (*Salmo trutta trutta*). De Levende Natuur 91 (3): 89-92.

-, 3. De Grote & Kleine marene (*Coregonus lavaretus* & *C. albula*). De Levende Natuur 91 (6): 215-219.

-, 4. De spiering (*Osmerus eperlanus*). De Levende Natuur 92 (1): 19-22.

-, 5. De Barbeel (*Barbus barbus*). De Levende Natuur 92 (3): 101-104.

-, 6. De Steur (*Acipenser sturio*). De Levende Natuur 93 (1): 14-18.

-, 7. De Elft (*Alosa alosa*). De Levende Natuur 93 (2): 56-60.

-, 8. De Fint (*Alosa fallax*). De Levende Natuur 93 (6): 1182-1186.

Economou A.N., 2002. Development, evaluation and interpretation of a standardised fish-based assessment method for the ecological status of European rivers. WP2: Defining reference conditions. Progress report, 55 p.

EG, 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L327, 72 p.

Fausch K.D., J. Lyons, J.R. Karr & P.L. Angermeier, 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation, p. 123-144. In: S. Marshall Adams (ed.), Biological indicators of stress in fish. Am. Fish. Soc. Symposium 8, Am. Fish Soc., Bethesda, Maryland.

Fausch K.D., J.R. Karr & P.R. Yant, 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream-fish communities. Trans. Am. Fish. Soc. 113: 39-55.

Grift, R.E. 2001. How fish benefit from floodplain restoration along the lower River Rhine. Proefschrift, Wageningen Universiteit.

Hofstede, R. ter & J. van Willigen 2001. Zeldzame vissen in het IJsselmeergebied. Jaarrapport 2000. RIVO rapport C0./01.

Hughes J.E., L.A. Deegan, M.J. Weaver & J.E. Costa, 2002. Regional application of an index of estuarine biotic integrity based on fish communities.

IKW, 2002. Handboek Europese kaderrichtlijn Water. IKW552. Werkdocument versie 7 (21 oktober 2002).

Jager Z, 2002. EU Framework Directive, fish in transitional waters.

Karr J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6: 21-27.

Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant, & I.J. Schlosser 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, 28.

Kestemont P. & D. Goffaux, 2002. FAME Work Package 3 – Reviewing and classifying metrics and sampling procedures. Final report, 83 p.

Kleef, H.L. & Z. Jager (concept) Het diadrome visbestand in het Eems-Dollard estuarium in de periode 1999 tot 2001. Rapport RIKZ.

Klein Breteler, J.G.P. 2002. Verslag themadiscussie IBI rijkswateren.



Kranenbarg J, 2002. Een aanzet tot een ecologisch beoordelingsstelsel voor de Rijkswateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water.

Latour P., 2001. Karakterisering van de Nederlandse oppervlaktewateren in de categorieën natuurlijk, sterk veranderd en kunstmatig. Nederlandse bijdrage aan de discussie in het kader van het Rijnwaterdirecteurenoverleg. Relatie met het natuurbeleid.

Melcher A. & S. Schmutz, 2002. MuFLA – a fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity in Austria. In: Kestemont & Goffaux, 2002. FAME Work Package 3 – Reviewing and classifying metrics and sampling procedures, p. 39-44.

Nie, H.W. de & G. van Ommering, 1998. Bedreigde en kwetsbare zoetwatervissen in Nederland. Toelichting op de Rode Lijst. Rapport IKC Natuurbeheer nr 33.

Oberdorff, T., D. Pont, B. Hugueny & J.-P. Porchers 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater biology* 47: 1720-1734.

Poll, M. 1945. Contribution a la connaissance de la faune ichthyologique de bas-Escaut. *Bull. Mus. Zool. Nat. Belgique* 121: 11-32.

Postma, R., M.J.J. Kerkhofs, G.B.M. Pedrolí & J.G.M. Rademakers, 1996. Een stroom natuur. Natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas. Watersysteemverkenningen 1996. RIZA nota 95.060, ISBN 9036945267, rijkswaterstaat Arnhem.

Quak, J., 1993. De visstand in stromende wateren. In: Raat A.J.P. (ed.), 1993. Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland, p. 59-84. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Quak, J., 1994. Klassificatie en typering van de visstand in het stromend water. In: Raat, A.J.P. (Ed). Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland. OVB, Nieuwegein.

Quak J., & W. Schouten, 1994. De visstand in de stromende rijkswateren : Beschrijving, streefbeelden, knelpunten en maatregelen. RIZA Werkdocument; 94.137X, 138 p

Redeke, H.C., 1941. Fauna van Nederland X (Pisces). Sijthoff's, Leiden.

REFCOND, 2002. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS-working group 2.3 Refcond, 3<sup>rd</sup> draft, 22 October 2002.

Schmutz, S., M. Kaufmann, B. Vogel, M. Jungwirth & S. Muhar 2000. A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422/423: 279-289.

Schouten, W.J. & J.Quak, 1994. De visstand in stromende Rijkswateren. RIZA/OVB VO 1993-01. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein; RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Seegert, G. 2000. The development, use, and misuse of biocriteria with an emphasis on the index of biotic integrity. *Environmental Science and Policy* 3: S51-S58.

Selys-Longchamps, E. de 1842. Poissons d'eau douce. Faune Belge 4: 183-245.

STOWA, 1993. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor meren en plassen. STOWA rapport 93-17.

Van der Molen, D., M. van den Berg, J. Kranenbarg, B. Reeze & K. Wolfstein, 2002. Een aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor de rijkswateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. RIZA Werkdocument 2002.123X, 42 p.



Van Wijngaarden M. & M. Van Oirschot, 2002. Aanwijzing sterk veranderde waterlichamen. Interne notitie RIZA d.d. 9-04-02.

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, 1997b. AMOEBE Volkerark-Zoommeer. RIZA nota 96.022, ISBN 9036945097, Watersysteemverkenningen 1996, rijkswaterstaat.

Vanhemelrijk, J.A.M. & W.E.M. Laane, 1997a. Aanpassing AMOEBE's IJsselmeergebied. RIZA rapport 97.039, ISBN 9036950865, Watersysteemverkenningen 1997, rijkswaterstaat.

Whitfield, A.K. & Elliott, M. (2002, in press) Fisheries as indicators of environmental and ecological changes within estuaries - a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*.

Winter, H.V., J.A.M. Wiegerinck & H.J. Westerink, 2001. Jaarrapportage Passieve Vismonitoring Zoete Rijkswateren. Trends en samenstelling van de visstand in 2000 op basis van vangsten met fuiken en zalmsteken. RIVO rapport C035/01.

Winter, H.V., J.A.M. Wiegerinck & H.J. Westerink, 2000. Jaarrapportage actieve vismonitoring zoete rijkswateren. Trends en samenstelling van de visstand in het winterhalfjaar 1999/2000. RIVO rapport C054/00.

Witteveen+ Bos, 2002. Handboek visstandbemonstering en -beoordeling. Rapport SECI/PANH/001

**Bijlage 1.** Voorkomen van vissoorten in de beneden-rijntakken rond 1890 en 2000. Classificatie van reproductieve gildes volgens Schiemer & Waidbacher (1992) en Quak (1994).

gilde	exoot	soort		1890	2000
Rheofiel A		steur	<i>Acipenser sturio</i> (X)	+++	0
		elft	<i>Alosa alosa</i> (X)	+++	+
		bermpje	<i>Barbatula barbatulus</i>	++	+
		barbeel	<i>Barbus barbus</i> (E)3	+++	++
		sneep	<i>Chondrostoma nasus</i> (E)	+++	+
		grote marene	<i>Coregonus lavaretus</i>	+	+
		houting	<i>Coregonus oxyrinchus</i> (X)	+++	+
		rivierdonderpad	<i>Cottus gobio</i>	++	++
		rivierprik	<i>Lampetra fluviatilis</i> (V)	+++	++
		kopvoorn	<i>Leuciscus cephalus</i> (V)	+++	++
		serpeling	<i>Leuciscus leuciscus</i> (V)	+++	++
		zeeprik	<i>Petromyzon marinus</i> (E)	+++	++
		zalm	<i>Salmo salar</i> (X)	+++	+
		beekforel/zeeforel	<i>Salmo trutta</i> (V)	+++	++
		vlagzalm	<i>Thymallus thymallus</i>	++	+
Rheofiel B	x	roofblei	<i>Aspius aspius</i>	0	++
		kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>	++	++
		riviergrondel	<i>Gobio gobio</i>	+++	++
		winde	<i>Leuciscus idus</i>	+++	++
		kwabaal	<i>Lota lota</i>	+++	+
Rheofiel C		fint	<i>Alosa fallax</i> (X)	+++	+
		spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	+++	++
		bot	<i>Platichthys flesus</i>	+++	++
Eurytoop		kolblei	<i>Abramis bjoerkna</i>	+++	+++
		brasem	<i>Abramis brama</i>	+++	+++
		alver	<i>Alburnus alburnus</i>	+++	+++
		paling	<i>Anguilla anguilla</i> (S)	+++	+++
	x	goudvis	<i>Carassius auratus</i>	+++	+
	(x)	giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>	+++	+
	x	graskarper	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	0	+
	(x)	karper	<i>Cyprinus carpio</i>	+++	++
		snoek	<i>Esox lucius</i>	+++	++
		driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	+++	+
		pos	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	+++	++
		baars	<i>Perca fluviatilis</i>	+++	+++
		elrits	<i>Phoxinus phoxinus</i>	++	+
	x	blauwband	<i>Pseudorasbora parva</i>	0	+
		blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	+++	+++
Limnofiel		meerval	<i>Silurus glanis</i>	+	++
	(x)	snoekbaars	<i>Stizostedion lucioperca</i>	0	+++
		kroeskarper	<i>Carassius carassius</i>	+++	++
		vetje	<i>Leucaspis delineatus</i> (V)	++	++
		grote modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>	+++	+
		tiendoornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>	++	+
		bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i> (V)	+++	+
		ruisvoorn	<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	+++	++
		zeelt	<i>Tinca tinca</i>	+++	++
Overige		diklipharder	<i>Chelon labrosus</i>		+
		beekprik	<i>Lampetra planeri</i>		+
	x	steur, allocht.	<i>Acipenser sp.</i>		+
	x	gevl.zilverkarper	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>		+
	x	zilverkarper	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>		+
	x	donaubrasem	<i>Abramis balerus</i>		+
	x	blauwneus	<i>Vimba vimba</i>		+
	x	br.Am.dw.meerval	<i>Ameiurus nebulosus</i>		+
	x	zw.Am.dw.meerval	<i>Ameiurus melas</i>		+
	x	regenboogforel	<i>Oncorhynchus mykiss</i>		+
	x	bronforel	<i>Salvelinus fontinalis</i>		+
	x	zonnebaars	<i>Lepomis gibbosus</i>		+
	x	marmergrondel	<i>Proterorhinus marmoratus</i>		+

+++; algemeen; ++; zeldzaam; +; sporadisch; 0; afwezig (Lelek, 1989)

rode lijst-soorten naar De Nie & Van Ommering (1998): X: uitgestorven als levensvatbare populatie; E: bedreigd; V: kwetsbaar; S: gevoelig.

x: exoot; (x): exoot die zich in Nederland al lange tijd (>50 jaar) heeft gevestigd als zichzelf instandhoudende populatie



**Bijlage 2.** Classificatie van soorten in type-soorten en gildes. Verklaring van termen zie Quak (1993) en legenda onderaan deze bijlage.

**Hoofdwatertypen**

- 1 bovenstroom (rithron)
- 2 middenstroom (potamon)
- 3 benedenstroom hyalienpotamon getijden invloed
- 4 plassen, meren, kanalen, polders (niet-natuurlijke wateren)
- 5 estuarium, kust, zee, oceaan

**Nevenwatertypen**

- 1 hoofdstroom incl. oeverzone bij hoofdwatertype 1, 2 en 3
- 2 diepe kommen naast hoofdstroom gelegen bij hoofdwatertype 1
- 3 zijstromen, nevengeulen, zijarmen, permanent in open verbinding met hoofdstroom (parapotamon)
- 4 stilstaande, afgesnoerde, niet permanent met hoofdstroom in verbinding staande wateren (plesiopotamon-paleopotamon)

**Paaisubstraten**

niet-nest bewakers (p); open/substraatpaaiers

p1	pelagofielen
p2	lithopelagofielen
p2	lithofielen
p4	fytolithofielen
p5	fytofielen
p6	psammofielen

niet-nestbewakers (p); ei/broed verbergende vissen

p7	lithofielen
p8	speleofielen
p9	ostracofielen

nestbewakers (q)

q1	lithofielen
q2	ariadnofielen (lijmnest-paaiers)
q3	plantsubstraat-nesten
q4	plantmateriaal-nesten

**Beschuttingsbehoefte**

r0	geen beschutting
r1	beschutting door debris, takken
r2	beschutting door vegetatie
r3	andere typen beschutting (holten, overhangende oevers)
r4	wel beschutting, maar geen duidelijke voorkeur

[illegible]



	hoofdwater type 1 srt	hoofdwater type 2 srt	hoofdwater type 3 srt	hoofdwater type 4 srt	hoofdwater type 5 srt	nevenwater type 1 srt	nevenwater type 2 srt	nevenwater type 3 srt	nevenwater type 4 srt	potamodrome srt	anadrome srt	katadrome srt	rhoeifet-A srt	rhoeifet-B srt	rhoeifet-C srt	eurytope srt	limnofiele srt	estuarian residente srt	marien juveniele srt	marien adventief srt	marien seizoensale srt paai	marien seizoensale srt	lithofiele paaler	fytofiele paaler	beschuttings afhankelijkje	beschuttings afhankelijkje	benthivore srt	placidivore srt	planchivore srt	koudwater srt	O2 gevoelige srt	visserij gevoelige srt	zout gevoelige zoetwater	exoot
Glasgrondel					x													x					p9											
Schurftvis					x															x														
Koornaarvis					x														x															
Geep					x																x		p4	p4										
Dwergtong					x															x														
Pitvis					x															x														
Diklipharder					x					x																								
Vijfdradige Meun					x																													
Haring					x														x															
Congeraal					x															x														
Kliplipvis					x															x														
Snotolf					x																	x												
Pijlstaartrog					x																	x?	x?											
Zeebaars					x														x															
Kleine Pieterman					x															x														
Ansjovis					x																													
Adderzeenaald					x															x														
Grauwe Poon					x																	x												
Kabeljauw					x															x														
Gevlekte Lipvis					x																x													
Smelt					x																x													
Schar					x														x															
Slakdolf					x														x							p5								
Lichtend Sprotje					x																x													
Wijting					x															x														
Tongschar					x															x														
Gladde Haai					x																	x												
Zeedonderpad					x														x															
Botervis					x														x					p9										
Schol					x															x														
Pollak					x															x														
Koolvis					x																x													
Dikkopje					x														x					p9										
Brakwatergrondel					x														x				p9											
Vleet					x																x													
Stekelrog					x																x													
Kaardrog					x																x													
Sterrog					x																x													
Vorskwab					x														x					p4	p4									
Hondshaai					x																x													
Kathaa					x																x													
Makreel					x																x													
Tarbot					x															x														
Griet					x															x														
Tongschar					x															x														
Zeestekeibaars					x														x							q2								
Sprot					x															x														
Doornhaai					x																x													
Grote Zeenaald					x														x							x	x							
Kleine Zeenaald					x														x							x	x							
Groene Zeedonderpad					x																x													
Horsmakreel					x																x													
Rode Poon					x															x														
Steenbolk					x															x														
Dwergbolk					x																x													
Puitaal					x														x							x	x							

## **Bijlage 3. Pressorentabellen**

- a. Rivieren
- b. Overgangswateren
- c. Meren



[illegible]







[illegible]



[illegible]







[illegible]



Pressoren Meren	Effect op habitat/ecotoop	Effect op vis	hoofdwatertype 1 srt	hoofdwatertype 2 srt	hoofdwatertype 3 srt	hoofdwatertype 4 srt	hoofdwatertype 5 srt	nevenwater type 1 srt	nevenwater type 2 srt	nevenwater type 3 srt	nevenwater type 4 srt	potamodrome srt	anadrome srt	kaladrome srt	hoofdel-A srt	hoofdel-B srt	hoofdel-C srt	eurytope srt	limnofiele srt	estuariën residente srt	marinen juveniele srt	marinen adventief srt	marinen seizoen-ale srt paai	marinen seizoen-ale srt opgroei	lithofiele paaiër	fytofiele paaiër	beschuttings afhankelijk srt	benthivore srt	placivore srt	plancivore srt	koudwater srt	O2 gevoelige srt	visserij gevoelige srt	zout gevoelige zoetwater srt	totaal aantal soorten	aantal soorten per subgroep	biomassa kg/ha	biomassa per subgroep	dichtheid N/ha	dichtheid per subgroep	aantal exoot-soorten	leeftijdslengte- verdeling p. srt	aantal lang-levende soorten					
Stuwen/sluizen/dammen																																																
beneden- en bovenstroomse dammen (VZM, GREV) en alleen benedenstroomse dam (IJM)	verbreking longitudinale connectiviteit tussen bovenstroomse en benedenstroomse delen	versnippering, verlies van (migratieroutes van) potamodrome en diadrome soorten										a j	a j																							x	x		x									
benedenstroomse dam (IJM, VZM, GREV)	vermindering peildynamiek bovenstrooms: effect op vegetatie	verlies vegetatie- en beschuttingsgevoelige soorten													a j	a j		a j	a j							e	e	a j	a							x	x		x									
benedenstroomse dam (IJM, VZM, GREV)	vergroting sedimentatie bovenstrooms	verlies van substraat- en plantpaaier; verlies van obligaat fytofiele soorten													a j	a j		a j	a j							e	e	a j	a							x	x		x									
benedenstroomse dam (IJM, VZM, GREV)	verhoging fyto- en zooplankton productie bovenstrooms	verschuiving visstand naar zooplanktivoren																												j						x				x								
benedenstroomse dam (IJM, VZM, GREV)	verhoging zomertemperatuur bovenstrooms	verlies koudwatersoorten																														a j	e			x	x		x		x							
	creatie hotspots predatie en visserij	verlies diadrome soorten						a j																												x	x		x									
	verschuiving van hoofdwatertypen 2 en 3 naar hoofdwatertype 4	verlies hoofdwatertype 2 en 3 soorten en toename hoofdwatertype 4 soorten	a j	e	a j	e	a j	e																																								
	vermindering zuurstofgehalte benedenstrooms	verlies zuurstofgevoelige soorten																																														
benedenstroomse dam (IJM, VZM, GREV)	verlies getijden- en zoet-zoutdynamiek bovenstrooms zeedam of -sluis	verlies zoete soorten benedenstrooms, verlies brak- en zoutwatersoorten; verlies diadrome soorten											a j	a j				a j	e																	x	x		x									
Dijken en oevers																																																
	verbreking laterale connectiviteit tussen het meer en de kleinere omliggende wateren	versnippering, verlies van (migratieroutes van) obligate plantenpaaier die in het meer leven														a j	a j		a j	e																	x	x		x								
	verschuiving van nevenwatertypen 2 en 3 naar nevenwatertype 4	verlies van nevenwatertypen 2 en 3 soorten en toename van nevenwatertype 4 soorten						a j	e	a j	e	a j	e																									x			x							
	vermindering dynamiek overstroming land, ruimtelijk en temporeel	verschuiving visstand van potamo- en diadrome en wetland-soorten naar tolerante en eurytope soorten													a j	a j	a j	a j	a j	e						e	e	a j	a									x		x		x						
	verharding oevers	verlies limnofiele en vegetatie-gebonden soorten																	a j	e								e	a j							x	x		x		x							
Baggeren vaargeulen																																																
	verhoging troebelheid	verlies van zichtjagers																																														
	verlies substraat met biota en bodemvoedsel	verminderde productie benthivore vis																											a j											x	x							
Bergen van specie																																																
	eilanden in het meer: vergroting oeverlengte en verkleining open water areaal	toename van fytofiele en lithofiele vissoorten en afname van open water soorten																	a j	e							e	e	a j								x	x		x								
	verondiepen van bestaande putten	toename van biomassa benthivore soorten en aandeel vegetatie gebonden soorten																																														



			hoofdwater type 1 srt	hoofdwater type 2 srt	hoofdwater type 3 srt	hoofdwater type 4 srt	hoofdwater type 5 srt	nevenwater type 1 srt	nevenwater type 2 srt	nevenwater type 3 srt	nevenwater type 4 srt	potamodrome srt	anadrome srt	katadrome srt	rheofil-A srt	rheofil-B srt	rheofil-C srt	eurytope srt	limnofiele srt	estuarien residente srt	marien juveniele srt	marien adventief srt	marien seizoen-ale srt paai	marien seizoen-ale srt opgroei	lithofiele paaiier	fytofiele paaiier	beschuttings afhankelijke srt	benthivore srt	piscivore srt	planchivore srt	koudwater srt	O2 gevoelige srt	vissertj gevoelige srt	zout gevoelige zoetwater srt	totaal aantal soorten	aantal soorten per subgroup	biomassa kg/ha	biomassa per subgroup	dichtheid N/ha	dichtheid per subgroup	aantal exoot-soorten	leeftijds/lengte- verdeling p. srt	aantal lang-levende soorten		
Pressoren Meren	Effect op habitat/ecotoop	Effect op vis																																											
Winning van delfstoffen																																													
	uitdieping waterbodern	afname vegetatiegebonden soorten; verminderde productie benthivore vis																	a e							e a j	a j											x	x	x	x				
Grondwateronttrekking in hydrologisch district																																													
	suppletie gebiedsvreemd water	verschuiving visstand naar die van eutrofe wateren																																											
Peilbeheer																																													
	vermindering areaal oevervegetatie	verlies vegetatiegebonden vissoorten																	a j e							a e a j												x	x		x		x		
	vermindering wetlands	verlies en verminderde productie van limnofiele en fytofiele soorten																																											
Waterberging																																													
	aanleg bergingspolders	toename limnofiele en fytofiele vissoorten																	a j e							e a j																			
	winter- en voorjaarspeilverhoging	toename limnofiele en fytofiele vissoorten																	a e							e a j																			
Verbinding stroomgebieden																																													
	directe invloed	kolonisatie door uitheemse vissoorten; verlies inheemse vissoorten; hybridisatie																																											
	kolonisatie door exoten-niet_vissoorten (incl. ziekteverwekkers)	verandering van voedselbasis inheemse vissen; verlies inheemse vissoorten																																											
Scheepvaart (beroepsvaart) en recreatie (-vaart; waterscooters; kano's, sportduiken)																																													
	direct effect	verstoring, beschadiging, sterfte																																											
	ballastwater	introductie nieuwe soorten en ziekten																																											
	golfslag, directe beschadiging vegetatie	afname vegetatiegebonden soorten																	a j e							e a j																			
	sediment-opwerveling: effect op vegetatie en zuurstofgehalte	afname vegetatiegebonden vissoorten; afname zuurstofgevoelige vissoorten en biomassa vis																	a j e							e a j																			
	verstuwung	zie stuwen/sluizen/dammen																																											
	oeververharding	zie dijken en oevers																																											
Visserij																																													
	direct effect	beschadiging, sterfte (bijvangst en doelsoorten), beïnvloeding leeftijds-opbouw																																						</					



## Bijlage 4

**Bijlage 4a. IBI rivieren in Vlaanderen (Belpaire et al. 2000).**

Categorie	Variabele	Toelichting op keuze
<b>soortensamenstelling</b>	Totaal aantal soorten	
	Type soorten: Brasemzone: Blankvoorn, ruisvoorn en zeelt Barbeelzone: Driedoornige stekelbaars, bierpje en kopvoorn (gewichtspersentase van totale biomassa en/of recuten)	<i>Voor beide zones 3 type-soorten waarvoor resp. toename, afname, afname/geen recuterling met mate van degradatie wordt verwacht</i>
	Typische soorten (gemiddelde score)	<i>Score van soorten typisch voor riviertype (5), begeleidend (3) of a-typisch (1)</i>
<b>Trofische samenstelling</b>	Omnivoren, invertivoren, piscivoren (gewichtspersentase van totale biomassa)	<i>Resp. toename, afname, optimum met mate van degradatie</i>
<b>Tolerantie</b>	Tolerantiescores	<i>Combinatie van waterkwaliteit en hab.kwal.; toenemende score bij soorten met grotere gevoeligheid</i>
<b>Eutrophicatie en chemische vervuiling</b>	Totale biomassa	<i>Optimaal 100-350 kg/ha. Hoger (eutroficatie) en lager (vervuiling) suboptimaal</i>
<b>ichthyofaunistisch</b>	Exoten (gewichtspersentase van totale biomassa)	<i>Concurrentie met inheemse soorten</i>
<b>leeftijdsopbouw</b>	Recruterling (% soorten met 0+ en oudere vis)	<i>Evenwichtige populaties</i>

[typische soorten brasemzone: brasem, blankvoorn, ruisvoorn, zeelt, snoek, pos, baars, snoekbaars]

[typische soorten voor barbeelzone: barbeel, sneep, riviergrondel, kopvoorn, winde, serpelng]

### Opmerkingen

1. Beste sites uit Nete-stroomgebied gekozen als referentierivieren
2. In rivierlopen van de brasemzone in Vlaanderen dragen de metrieken voor het aandeel exoten, totale biomassa en recruterling het meest bij aan de score voor verstoring. In de barbeelzone zijn dat de metrieken tolerantie, aandeel exoten en totale biomassa. In de rivieren draagt het totaal aantal soorten weinig bij.

**Bijlage 4b. IBI rivieren Handboek visstandbemonstering en -beoordeling (Witteveen + Bos 2002)**

<b>Categorie</b>	<b>Metriecken</b>
<b>A. Soortenrijkdom</b>	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>B. Trofische samenstelling</b>	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
<b>C. Gezondheidstoestand</b>	19. groei 20. aantal exoten 21. aantals-aandeel ziekte of afwijking



**Bijlage 4c. IBI Overgangswateren in Vlaanderen** (Breine et al. 2001, Adriaenssens et al. 2002).

<b>Categorie</b>	<b>Variabele</b>	<b>Toelichting op keuze</b>
<b>soortensamenstelling</b>	Totaal aantal soorten	
	Type soorten: Bot en Spiering (gewichtsperscentage van totale biomassa)	Bot: migratiegedrag Spiering: zuurstof en voedselketen.
<b>Trofische samenstelling</b>	Opportunisten en specialisten (relatieve frequentie)	Opp.(ER): brakwatergrondel, dikkopje, kl. Zeenaald, puitaal, botervis Spec.: wijting, kabeljauw, slakdolf (gamaal-eters)
<b>Habitatgebruik</b>	Bentische soorten (relatieve frequentie)	Gevoelig voor zuurstof en toxische stoffen
<b>Tolerantie</b>	Tolerantiescores	Combinatie van waterkwaliteit en hab.kwal.; toenemende score bij soorten met grotere gevoeligheid
	Tolerante soorten: Driedoornige stekelbaars en Snoekbaars (gewichtsperscentage van totale biomassa)	Toename bij degradatie door wegvallen andere soorten (3d sb extreem tolerant, sb als "exoot" en mogelijke concurrent van baars en snoek)
<b>Ecologische groepen met estuariene vereisten</b>	Estuarien residente soorten (relatieve frequentie)	Stabiele lange-termijnindicatoren met een relatief hoge tolerantie voor estuariene milieu (saliniteit en O <sub>2</sub> )
	Diadrome soorten (relatieve frequentie)	Effect turbiditeit en zuurstof op grens zoet/brak
	Marien juveniele migrerende soorten (relatieve frequentie)	Kinderkamerfunctie

**Opmerkingen:**

Referentiesoortenlijsten (De Selys-Longchamps 1842, Poll 1945, OVB 1988) voor zoetwatersoorten (11 soorten), diadrome soorten (10 soorten) en mariene soorten (37 soorten).

**Bijlage 4d. IBI estuaria in US Massachusetts op basis van trawl catches (Deegan et al. 1997).**

	<b>Variabele (metriek)</b>	<b>Richting bij degradatie</b>	<b>Waargenomen verschillen tussen estuaria</b>
<b>soortenrijkdom</b>	Aantal soorten	afname	<i>afname</i>
	Dominantie	afname	<i>Geen trend</i>
<b>abundantie</b>	<b>Aantal individuen</b>	afname	<i>Variabele trends</i>
	Biomassa	afname	<i>Variabele trends</i>
<b>Paai-/opgroeifunctie</b>	Aantal en % opgroei soorten	afname	<i>Afname (ontbreken)</i>
	<b>Aantal en % estuariene paaiers</b>	afname	<i>Afname (ontbreken)</i>
<b>tolerantie</b>	Aantal en % residente soorten	toename	<i>Geen trend</i>
	% bot	afname	<i>Geen trend</i>
<b>trofie</b>	<b>% bentische soorten</b>	afname	<i>Afname (variabel)</i>
	% piscivoren	afname	<i>Te weinig (variabel)</i>
	% invertivoren	toename	<i>Geen trend (variabel)</i>
<b>Ziekte/afwijkingen</b>	<b>% zieke</b>	toename	<i>Altijd &lt; 1%, niet bruikbaar, maar toekomst?</i>

**Opmerkingen:**

- 1.Vetgedrukt metrieken die na analyse en calibratie bruikbaar (b)leken
- 2.Dominantie is het aantal soorten dat voor 90% bijdraagt aan de abundantie



**Bijlage 4e. IBI stagnante wateren in Vlaanderen (Belpaire et al. 2000)**

<b>Categorie</b>	<b>Variabele</b>	<b>Toelichting op keuze</b>
soortensamenstelling	Totaal aantal soorten	
	Type soorten: Blankvoorn, ruisvoorn, brasem (gewichtspersentase van totale biomassa)	<i>Blankvoorn en brasem: toename bij degradatie, ruisvoorn afname.</i>
Trofische samenstelling	Piscivoren/non- piscivoren (gewichtsratio)	<i>Resp. toename, afname, optimum met mate van degradatie</i>
Tolerantie	Tolerantiescores	<i>Combinatie van waterkwaliteit en hab.kwal.; toenemende score bij soorten met grotere gevoeligheid</i>
Visconditie en abundantie	Snoek Zeelt (biomassa (kg/ha) en presentie 0+)	<i>Indicatoren voor heldere meren met onderwatervegetatie.  N.B. snoek en zeelt aparte metriekscore</i>
Eutrophicatie en chemische vervuiling	Totale biomassa	<i>Optimaal 100-350 kg/ha. Hoger (eutroficatie) en lager (vervuiling) suboptimaal</i>
ichthyfaunistisch	Exoten (gewichtspersentase van totale biomassa)	<i>Concurrentie met inheemse soorten</i>

**Opmerkingen:**

1. Als referentiesituatie is het snoek-zeelt-blankvoorn type (OVb 1988) geselecteerd
2. De metrieken tolerantie, snoek recrutering/abundantie, en totaal aantal soorten dragen het meest bij aan de correlatie tussen IBI-score en degradatie van de stagnante wateren in Vlaanderen, terwijl het aandeel exoten het minst bijdraagt aan de variatie.

## Bijlage 5

### Verslag van de Discussiemidag IBI-Rijkswateren

3 juli, OVB

**Aanwezigen:** André Breukelaar, Jan Kranenburg & Joost Backx (RIZA, opdrachtgever), Erwin Winter (RIVO, opdrachtnemer), Zwanette Jager (RIKZ), Gé van Beek, Jan Klein Breteler (notulist), Tim Vriese (voorzitter) (OVB, onderaannemer).

**Met bericht van verhindering afwezig:** Tom Buijse & Eddie Lammens (RIZA), Ronald Lanfers (LNV).

Afgesproken wordt het stuk van Jan Kranenburg "Een aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor de Rijkswateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, Biologisch kwaliteitselement vissen" (Kranenburg, 2002) als leidraad voor de discussie te gebruiken. Deze verslaglegging is een integratie van de ter gelegenheid van de discussie gepresenteerde stukken en van de feitelijke discussie.

#### Doel van het project en projectafbakening

Als gevolg van de Kaderrichtlijn Water (EU, 2000) staat de Nederlandse overheid voor de taak om een nieuw stelsel van ecologische beoordelingsmethodes voor oppervlaktewateren te ontwerpen dat KRW-proof is, bruikbaar voor het operationeel waterbeheer (zowel voor rijks- als regionale wateren), en voor zowel de zoete als zoute wateren op dezelfde uitgangspunten is gebaseerd (Latour, 2001). Dit vereist dus het voldoen aan de KRW, praktische toepasbaarheid en consistentie. Het RIZA heeft daarom aan het RIVO en de OVB opdracht gegeven om een beoordelingssysteem volgens de IBI (Index Biotische Integriteit) uit te werken voor het in de KRW genoemde kwaliteitselement vis in de grote meren, rivieren en overgangswateren en om deze methode te toetsen middels visstandgegevens.

In een "Nederlandse bijdrage aan de discussie in het kader van het Rijnwater-directeurenoverleg, relatie met het natuurbeleid" wordt door P. Latour (20-11-2001) een karakterisering gegeven van de Nederlandse oppervlaktewateren in de categorieën natuurlijk, sterk veranderd en kunstmatig.

De daar genoemde kunstmatige Rijkswateren van de categorie Rivieren en van de categorie Overgangswateren behoren niet tot het IBI-project dat door RIVO en OVB in opdracht van RIZA wordt uitgevoerd. Niet tot het project behoren dus in het algemeen de Rijkskanalen en bovendien de Nieuwe maas, Nieuwe Merwede, Nieuwe waterweg en Scheur. Ook de categorie Kustwateren (Waddenzee, Noordzee, Kustzone-Voordelta) behoort niet tot het project. Voor de duidelijkheid zijn in **Tabel 1** de wateren aangegeven die wel tot het project worden gerekend.

**Tabel 1** Wateren in het onderhavige project (naar Latour, 2001). Al deze wateren zijn voorlopig als Sterk Veranderde Wateren (Heavily Modified Waters) aangemerkt. De nummers refereren aan de Landelijke Natuurdoelen Kaart LNK

- (1) Grootchalige natuur, nagenoeg natuurlijk
- (2) Grootchalige natuur, bijzondere natuur
- (3) Gevoelige natuur, half natuurlijk; deze categorie komt niet voor in deze tabel
- (4) Multifunctionele natuur

Rivieren	Meren	Overgangswateren
Bovenrijn (4)	Ketelmeer (2)	Lek (4)
IJssel (4)	Zwarte Meer (2)	Boven- en Beneden Merwede (4)
Nederrijn (4)	IJsselmeer (2)	Oude Maas (4)
Waal (4)	Veluwe-Randmeren (2)	Eems-Dollard (2)
Grensmaas (2)	Markermeer (2)	Westerschelde (2)
Gestuwde Maas en Getijdemaas (4)	Gooi- en Eemmeer (2)	Hollands Diep / Haringvliet (2)
Biesbosch (2)	Volkerak-Zoommeer (2)	Oosterschelde (2)
Schelde (4)	Grevelingen (2)	



Omdat er ten aanzien van de categorie "Rivieren" al veel Europees (denk)werk is verricht i.h.v. FAME (Standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers), ligt het voor de hand t.b.v. de consistentie vooral naar de systematiek en afwegingen in dat verband te kijken. Daar kunnen dus richtlijnen aan ontleend worden voor het opstellen van ecologische beoordelingsmethodes van de categorie "Meren". Daarnaast is er door het STOWA een op de IBI gebaseerde ecologische beoordelingsmethode ontwikkeld voor de regionale oppervlaktewater categorieën meren, sloten, kanalen, zand- grind- en kleigaten, beken, kleine rivieren (beide laatste onderverdeeld naar beneden- midden- en bovenloop) en grote rivieren (Witteveen+Bos, 2002). In dit verband zijn met name de meren en de zand- grind- en kleigaten van belang.

Voorts wordt er in de achtergronddocumenten van het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) een groot aantal (ca. 130) verschillende watertypen onderscheiden met een daarbij behorende visstand. De volgende natuurdoeltypen worden daarin thans onderscheiden m.b.t. rivieren, meren en overgangswateren:

- Rivieren: langzaam stromende rivier en nevengeul in het rivierengebied, snel stromende rivier en nevengeul, dynamisch (groot) rivierbegeleidend water (= eenzijdig aangetakt diep water), dynamisch klein rivierbegeleidend water (= ondiep water in open verbinding of sterk geïnundeerd), geïsoleerde meander en petgat (= ondiep water, matig tot zelden geïnundeerd) en moeras en droogvallend water. Verder worden in dit verband zoete en brakke getijdenwateren genoemd (zie Overgangswateren) en diverse typen beken. Deze laatste categorie valt buiten het bestek van het IBI-project Rijkswateren.
- Meren: gebufferde meren, brakke stilstaande wateren (> 1000 mg Cl/l) en zure en zwak gebufferde vennen; de wingaten worden daarbij ingedeeld naar gelang de mate van buffering. De zoete rijkswateren worden verder onderverdeeld in 4 watertypen al naar gelang hun diepte.
- Overgangswateren: zoete getijdenwateren, brakke getijdenwateren, stilstaande brakke binnenwateren onderverdeeld naar saliniteit (licht, licht-matig, sterk brak), grootte (klein, groot) en vorm (lijnvormig of niet). Afgesloten zoete zeearmen worden volgens het HN tot de meren gerekend.

Verder is men met name in België (Belpaire et al., 2000; Breine *et al.*, 2001) en de Verenigde Staten (Deegan *et al.*, 1997; Hughes *et al.*, 2002) al een eind gevorderd met het formuleren van streefbeeld(en) in estuariene wateren. Ook in Nederland (RIKZ, Z. Jager) is men bezig met het typeren overgangswateren en formuleren van streefbeeld(en) daarbij. En tenslotte is er medio juli 2002 in Hull een symposium waarin dit laatste aan de orde kan worden gesteld.

Bij het opstellen van een IBI-Rijkswateren is het dus zaak om de door Latour (2001) gegeven richtlijnen goed in het oog te houden, maximaal gebruik te maken van het betreffende ontwikkelingswerk in Handboek Natuurdoeltypen, FAME en STOWA-verband en maximaal af te stemmen op de lopende ontwikkelingen in internationaal verband.

## Typering

De in de KRW onderscheiden categorieën wateren zijn rivieren, meren, overgangswateren, kustwateren en sterk veranderde of kunstmatige wateren. Bij de categorie kustwateren wordt het kwaliteitselement vissen in de KRW niet genoemd en daarvoor is dus geen beoordelingsinstrument nodig; voor alle overige categorieën is dit wel nodig. De sterk veranderde of kunstmatige wateren kunnen volgens de KRW vergeleken worden met de daarop meest gelijkende categorie wateren (rivier, meer of overgangswater), zoals in **Tabel 1** is gebeurd.

Binnen de categorieën rivieren, meren en overgangswateren zijn er in beginsel verschillende typen wateren te onderscheiden. Dat moet echter met terughoudendheid worden gedaan en slechts wanneer dit noodzakelijk blijkt, omdat de systematiek van de KRW erin voorziet dat voor alle verschillende typen wateren ook verschillende referenties moeten worden gevonden en gemonitord. De vele watertypen die in het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) worden onderscheiden, kunnen daarom hooguit richting geven aan een nadere typering van de wateren



voor dit project. Onderstaand is dieper ingegaan op een nadere typering van de categorieën rivier, meer en overgangswater. Daarmee wordt beoogd een overzicht te geven van de bestaande inzichten, internationaal en nationaal, met betrekking tot de typering van wateren ten behoeve van de implementatie van de KRW. Van belang is echter in dit verband dat tijdens de themadiscussie (**Bijlage 5**) van RIZA-zijde is aangegeven dat het project beperkt dient te worden tot de uitwerking voor 1 type rivier, 1 type overgangswater en hooguit 2 typen meren (waarvan één voor zoete en één voor zoute meren). Gemiddeld genomen gaat het bij de meren steeds om ondiepe zoete meren of zoute meren. Het IJsselmeer en het Volkerak/Zoommeer zijn bijvoorbeeld ondiepe zoete meren en het Grevelingen is een zout meer. Mogelijk zullen wateren zoals de Grevelingen in de toekomst tot de overgangswateren worden gerekend, maar daar hoeft in dit project nog geen rekening mee te worden gehouden. Zo ook dient er eerst op de grootst mogelijke schaal te worden ingezet, dus bijvoorbeeld bij de categorie rivieren niet voor uiterwaarden, hoofdstroom en nevengeulen apart. Als dit onderzoek daartoe aanleiding geeft, kan eventueel in de rapportage een aanbeveling worden gedaan om van deze beperkingen in de typering af te wijken.

Essentieel bij een nadere typering van categorieën wateren is dat de KRW voorschrijft, dat deze geschiedt op basis van abiotische kenmerken. De KRW schrijft verder 2 mogelijke systemen voor typering voor: de vaste typering (systeem A, Annex II) en de alternatieve karakterisering (systeem B). IKW (2002) geeft aan dat in Nederland systeem B gevolgd zal gaan worden. Alterra voert momenteel onderzoek uit naar een type-indeling van de Nederlandse wateren, waarbij een aansluiting wordt gezocht bij het Handboek Natuurdoeltypen.

De Bovenrijn, IJssel, Nederrijn, Waal, Grensmaas, Gestuwde Maas en Getijdemaas, Biesbosch en Schelde worden door Latour (2001) als rivieren aangemerkt (**Tabel 1**). Tijdens de themadiscussie (**Bijlage 5**) is echter door het RIKZ en het RIZA aangegeven dat de zoete getijdenwateren (Biesbosch en Schelde tot aan de monding) beter tot de categorie overgangswateren gerekend kunnen worden. Van dit laatste wordt hier uitgegaan. De KRW werkgroep geeft aan dat de grens ligt bij 0,5‰ saliniteit. Punt van discussie is waar je het zoetwatergetijdegebied indeelt: als deel van de rivier (zoet, maar met verticaal getijde) of als deel van het overgangswater (maar dan zoet).

De FAME-typering voor rivieren maakt gebruik van zowel de vaste typering (de ecoregio's; Nederland ligt op de grens van de regio's 13 (= West- en Zuid Frankrijk, België, Zuid Nederland en een klein stukje Duitsland) en 14 (= Noord Nederland, Noord Duitsland, Noordwest Polen, Denemarken en Zuid Zweden), als van de alternatieve karakterisering. Bij dit laatste baseert men zich op hoogte, breedtegraad, lengtegraad, geologie, basin-grootte (verplicht) en afstand tot bron, afvoer, verval, dimensies, vallei-vorm, sedimenttransport, kalkrijkheid, klimaat (nog optioneel). Deze laag en dan met name de zonering binnen rivierbasins is momenteel in Europees verband (FAME) het grootste discussiepunt. Deze laag en dan met name de zonering binnen rivierbasins is volgens Winter momenteel in Europees verband (FAME) het grootste discussiepunt. Winter stelt voor om in Nederland minimaal 2 riviertypen en maximaal 3 te onderscheiden: grote laaglandrivier met fijn sediment (wellicht onderverdelen in eroderend en sedimentarend deel) en grote laaglandgrindrivier (alleen Grensmaas). Backx wil echter in het onderhavige project een *quick scan* en daarom slechts één IBI voor de rivieren. Het project mag dan eventueel later resulteren in de conclusie dat bijvoorbeeld de Grensmaas afzonderlijk moet worden getypeerd ten opzichte van de categorie Rivieren. Zo ook dient er eerst op de grootst mogelijke schaal te worden ingezet, dus bijvoorbeeld niet voor uiterwaarden, hoofdstroom en nevengeulen apart. Als verfijning van de schaal tijdens de uitvoering van het project alsnog nuttig of wenselijk blijkt, dan kan dit als aanbeveling in de rapportage een concreet resultaat opleveren.

De voor de KRW verplichte factoren voor de typering volgens systeem B zijn hoogte, breedtegraad, lengtegraad, geologie en grootte.

Interessant in dit verband zijn de bevindingen van Busch (2002a) die berekende dat, als er voor systeem B gekozen wordt, er in theorie 3<sup>18</sup> mogelijke typen rivieren kunnen worden onderscheiden. Desondanks komt men in genoemde studie tot de conclusie dat, voor het beschrijven van ecologische verschillen en het bepalen van de referentie omstandigheden in het



gehele stroomgebied van de Eems, de toepassing van systeem B ook nog te grof lijkt. Toepassing van systeem A voor het gehele stroomgebied van de Eems bleek in het geheel niet onderscheidend te zijn, d.w.z. dat alle onderdelen van het stroomgebied tot dezelfde typering zouden leiden.

In de STOWA-IBI (Witteveen+Bos, 2002) wordt ten aanzien van stromende wateren onderscheid gemaakt tussen de boven-, midden- en benedenloop van kleine rivieren en van beken.

In het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) worden met betrekking tot de rivieren de volgende typen genoemd: langzaam stromende rivier en nevengeul in het rivierengebied, snel stromende rivier en nevengeul, dynamisch (groot) rivierbegeleidend water (= eenzijdig aangetakt diep water), dynamisch klein rivierbegeleidend water (= ondiep water in open verbinding of sterk geïnundeerd), geïsoleerde meander en petgat (= ondiep water, matig tot zelden geïnundeerd) en moeras en droogvallend water. Verder worden in dit verband zoete en brakke getijdenwateren genoemd (zie Overgangswateren) en diverse typen beken. Deze laatste categorie valt buiten het bestek van het IBI-project Rijkswateren. De factoren die voor de typering van belang zijn, zijn volgens het handboek Natuurdoeltypen dus de stroomsnelheid, de grootte en diepte van het water, de dynamiek ervan (inundatiefrequentie en mate van isolatie van nevenwateren) en het zoutgehalte. Laatstgenoemde factor is echter in dit verband irrelevant omdat dit het onderscheid vormt met de overgangswateren.

Geconstateerd kan worden dat er in FAME, het Handboek Natuurdoeltypen en de STOWA-IBI nogal wat factoren genoemd worden op grond waarvan de categorie rivieren nader getypeerd (dus onderverdeeld) kan worden. Het opstellen van een beoordelingssysteem voor slechts één riviertype kan in theorie daarom gevolgen hebben voor de toetsing van het beoordelingssysteem (zie hoofdstuk 9).

Het Ketelmeer, Zwarte Meer, IJsselmeer, Markermeer, de Veluwe-Randmeren, het Gooi- en Eemmeer, het Volkerak-Zoommeer en het Grevelingen worden door Latour (2001) als meren aangemerkt. Op voorhand is duidelijk dat met name het Grevelingen sterk van de andere meren afwijkt als gevolg van het zoutgehalte.

De vaste KRW-typering voor meren maakt gebruik van de volgende descriptoren: ecoregio, hoogte (hoogland, heuvelland en laagland), gemiddelde diepte (< 3m, 3-15 m en > 15 m), oppervlakte (0.5-1, 1-10, 10-100, > 100 km<sup>2</sup>) en geologie (kalkhoudend, kiezelhoudend of organisch). De alternatieve karakterisering noemt als verplichte factoren de hoogte, breedte- en lengtegraad, diepte, geologie en grootte en als facultatieve factoren: gemiddelde waterdiepte, vorm meer, verblijftijd, gemiddelde en bereik luchttemperatuur, mengkarakteristiek, zuurneutraliserend vermogen, nutriënten, substraat samenstelling en waterpeilfluctuatie. Indien de vaste KRW-typering zou worden gebruikt (systeem A), dan zouden de Rijkswateren vooral door de diepte en geologie worden gekarakteriseerd.

In de STOWA-systematiek wordt er (los van sloten, kanalen en stromende wateren) onderscheid gemaakt tussen meren & plassen enerzijds en wingaten anderzijds. De wingaten vallen buiten het bestek van het onderhavige project. Volgens de STOWA-systematiek worden de meren en plassen nog onderverdeeld in diepe (> 4 m) en ondiepe (< 4 m) wateren.

In het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) worden met betrekking tot de meren onderscheiden: gebufferde meren, brakke stilstaande wateren (> 1000 mg Cl/l) en zure en zwak gebufferde vennen; de wingaten worden daarbij ingedeeld naar gelang de mate van buffering. Vennen en wingaten vallen buiten het kader van dit project. De zoete rijkswateren worden verder volgens het Handboek Natuurdoeltypen onderverdeeld in 4 watertypen al naar gelang hun diepte. De mate van buffering, de diepte en het zoutgehalte worden dus volgens het Handboek Natuurdoeltypen als ordenend gezien.

Gelet op het bovenstaande is tijdens de themadiscussie (**Bijlage 5**) voorgesteld om de alternatieve KRW-typering van de meren (systeem B, Annex II KRW) toe te passen. Als de FAME-typering gevolgd zou worden met betrekking tot de ecoregio's en alternatieve karakterisering, dan zou dit betekenen dat Volkerak-Zoommeer en Grevelingen in ecoregio 13 (westelijke vlakten) en de overige Rijkswateren in ecoregio 14 (centrale vlakten) komen te liggen. De vraag is echter of dit een zinvol onderscheid is dat in de typering moet worden opgenomen. De alternatieve karakterisering zou als facultatieve descriptoren naast de bovengenoemde facultatieve descriptoren ook het zoutgehalte moeten omvatten. Daarin onderscheidt het



Grevelingen zich van de overige rijkswateren (en ook van heel veel andere meren in het buitenland, maar allicht dat er in West-Frankrijk en Zuid-Frankrijk, ook tot ecoregio 13 behorend, ook zoute meren te vinden zijn). De nutriëtniveaus zijn vooral belangrijk in vergelijking met buitenlandse wateren en met de toekomstige situatie (GET) en eventuele historische referenties. Dat geldt ook ten aanzien van de peilfluctuaties. Het zuurneutraliserende vermogen is volgens het Handboek Natuurdoeltypen eveneens sturend voor de levensgemeenschappen. Het zal voor de Rijkswateren niet onderscheidend zijn, maar wel onderscheid kunnen opleveren ten opzichte van een aantal regionale wateren en veel andere Europese wateren. De vorm lijkt voor de rijkswateren niet bij te dragen aan de typering, maar is wel onderscheidend ten opzichte van veel regionale wateren (met name de laagveenmeren).

Daarnaast is bij de typologie van meren belangrijk om de connectiviteit met stroomafwaartse (zee) en stroomopwaartse watertypen (rivier) te beschouwen. De meeste Nederlandse Rijkswateren herbergen, in potentie of feitelijk, vissoorten die een deel van hun leven in andere watertypen (zee of rivier) doorbrengen (dia- en potamodrome soorten), en waarbij de Rijkswateren voor deze soorten meer betekenen dan alleen maar een migratieroute. De (afwezigheid van) longitudinale connectiviteit kan ook niet als een wezenlijk element van de Sterk Veranderde Wateren (HMW's) worden gezien omdat in de Beneluxbeschikking bijvoorbeeld is afgesproken dat alle migratiebarrières worden opgeruimd. Met het bepalen van referenties en metrieken moet daar rekening mee worden gehouden en connectiviteit is een abiotisch kenmerk dat hierin onderscheidend voor het kwaliteitselement visfauna werkt.

Door Klein Breteler wordt daarom voorgesteld om de discussie te richten op de wenselijkheid van het onderscheid van ecoregio's. En verder om naast de verplichte factoren van de alternatieve karakterisering (de hoogte, breedte- en lengtegraad, diepte, geologie en grootte) als facultatieve factoren aan te merken: vorm meer, zuurneutraliserend vermogen/buffering, nutriënten, waterpeilfluctuatie, zoutgehalte en connectiviteit. Op grond daarvan zou voor de Nederlandse Rijkswateren gekomen worden tot 2 tot 4 watertypen voor de categorie meren: grote matig diepe (3-15 m gemiddeld) zoute meren, grote matig diepe zoete eutrofe gebufferde meren en grote ondiepe zoete eutrofe gebufferde meren, al of niet gedifferentieerd naar ecoregio en alle typen vrij uitwisselend (wb de visstand) met overgangswateren en/of kustwateren en/of rivieren.

Backx en Kranenbarg willen, net als bij de rivieren, uitgaan van een zo gering mogelijke onderverdeling van de Rijkswateren in afzonderlijke typen. Gemiddeld genomen gaat het eigenlijk steeds om ondiepe zoete meren of zoute meren. Het IJsselmeer en het Volkerak-Zoommeer zijn bijvoorbeeld ondiepe zoete meren en het Grevelingen is een zout meer. Mogelijk zullen wateren zoals de Grevelingen in de toekomst tot de overgangswateren worden gerekend, maar daar hoeft nu nog geen rekening mee te worden gehouden. Alles overwegend zijn zij voorstander van een indeling in 2 typen Rijkswateren: zoete en zoute. En ook hier geldt, dat als de *quick-scan* daartoe aanleiding geeft, kan eventueel in de rapportage een aanbeveling worden gedaan om hiervan af te wijken.

Geconstateerd wordt dat in het Handboek Natuurdoeltypen en in de Stowa-IBI ten aanzien van de meren vooral de diepte en het zoutgehalte worden genoemd als onderscheidende kenmerken. Het opstellen van een beoordelingssysteem voor twee meren-typen (alleen zoete en zoute meren, dus geen diepte-onderscheid) kan in theorie daarom gevolgen hebben voor de toetsing van het beoordelingssysteem (zie hoofdstuk 9).

De vaste KRW-typering van overgangswateren maakt gebruik van ecoregio's (Nederlandse estuaria maken in dit verband deel uit van ecoregio 4 (de Noordzee)), jaargemiddelde zoutgehalte (5 niveau's) en gemiddelde getijverschil ( $> 2\text{m}$ ,  $2-4\text{ m}$  en  $< 2\text{ m}$ ). De alternatieve typering noemt als verplichte descriptoren de lengte- en breedtegraad, het getijverschil en het zoutgehalte. Als facultatieve factoren worden genoemd: diepte, stroomsnelheid, golfslag, verblijftijd, gemiddelde en bereik van de watertemperatuur, mengkarakteristieken, turbiditeit, gemiddelde substraatsamenstelling en vorm.

In het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) worden in dit verband onderscheiden: zoete getijdenwateren, brakke en zoute getijdenwateren en stilstaande brakke binnenwateren. Deze laatste categorie valt buiten het kader van dit project. De indeling is gebaseerd op een



onderscheid naar saliniteit (licht, licht-matig, sterk brak), grootte (klein, groot) en vorm (lijnvormig of niet).

De vage definiëring van overgangswateren in de KRW ("een oppervlaktewaterlichaam in de nabijheid van een riviermonding dat gedeeltelijk zout is door de nabijheid van kustwateren, maar dat in belangrijke mate door zoetwaterstromen wordt beïnvloed") is element van discussie geweest tijdens de themadiscussie (**Bijlage 5**). Vriese en Kranenbarg menen dat er bijvoorbeeld argumenten zijn om het IJsselmeer en Haringvliet-Biesbos ook als overgangswater aan te merken. Deze meren staan in verbinding staan met rivieren en voorheen met de zee. Jager heeft zich afgevraagd of de grenzen nu getrokken moeten worden bij 0 en 30 ‰ saliniteit of aan de rivierzijde vanaf waar zoet getij is, of bij 30 of bij 50 cm getijslag. Bij beleidsmakers kan interesse bespeurd worden om de afgrenzing van de overgangswateren met de categorie kustwateren landinwaarts te verplaatsen omdat de visfauna in de kustwateren niet als kwaliteitselement behoeft te worden meegeneomen in de beoordeling. Zij stelt voor om wateren uit de gehele reeks van 0-30 ‰ saliniteit, die aan de algemene KRW-definitie van overgangswateren voldoen, tot de KRW-categorie overgangswateren te rekenen. Backx is eveneens van mening dat er in het IBI-project Rijkswateren van uit moet worden gegaan dat de overgangswateren het gehele traject van zoet naar zout water dient te omvatten. De Biesbosch en de Schelde tot aan de monding horen daar dus bij. Ten aanzien hiervan geldt dat eventueel in een later stadium in EU-verband de begrenzing anders gelegd kan worden, maar dat in het IBI-project Rijkswateren er in Nederland slechts 1 type overgangswater wordt onderscheiden. Dat heeft volgens Vriese en Jager zonder meer gevolgen voor de monitoring. Bemonstering van de Biesbosch is dan bijvoorbeeld niet representatief te noemen voor de overige overgangswateren. En bemonstering op 1 moment in het jaar is, gezien de seizoenale, maandelijkse en dagelijkse verschillen, ook niet representatief. Backx verwijst in dit verband naar een recent wetenschappelijk artikel waaruit blijkt dat in de periode mei-augustus de meeste estuariene soorten homogeen verdeeld zijn.

In de themadiscussie is besloten is dat er in het IBI-project Rijkswateren van uit moet worden gegaan dat de overgangswateren het gehele traject van zoet naar zout water dient te omvatten. De Biesbosch en de Schelde tot aan de monding horen daar dus bij. Ten aanzien hiervan geldt dat eventueel in een later stadium in EU-verband de begrenzing anders gelegd kan worden, maar dat in het IBI-project Rijkswateren er in Nederland slechts één type overgangswater wordt onderscheiden.

De vorengenoemde vage definiëring van overgangswateren in de KRW is ook in een pilot-study naar de toepassing van de KRW in de Eems aan de orde geweest (Busch, 2002a). Daarin is ervoor gekozen om de grens tussen zoet water (rivier of meer) en overgangswater via, indien aanwezig, een kunstmatige grens te trekken (een dijk, een sluis e.d.). Hierdoor kan onderscheid gemaakt worden tussen directe invloed van zeewater (wel overgangswater) en de invloed van zout grondwater in binnendijkse brakke gebieden (geen overgangswater). Er worden dus in de KRW-typering en in het Handboek Natuurdoeltypen nogal wat factoren genoemd op basis waarvan de overgangswateren nader kunnen worden ingedeeld c.q. getypeerd. Het is niet op voorhand duidelijk of en in welke mate de beperking tot één type overgangswater gevolgen heeft voor de toetsing van het beoordelingssysteem (zie hoofdstuk 9).

## Metrieken

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 (Van der Molen et al., 2002).

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 scores voor soortenrijkdom, trofische samenstelling en gezondheidstoestand zijn daarbij ieder op hun beurt weer opgebouwd uit scores op metrieken



die informatie verschaffen over de mate van verstoring of belasting van het ecosysteem ('pressures').

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 voor de beoordeling van de visgemeenschap is opgebouwd uit de categorieën (Karr 1981, Fausch *et al.*, 1984, 1990):

- A. Soortenrijkdom;
- B. trofische samenstelling;
- C. gezondheidstoestand.

Hoewel de KRW niet voorschrijft dat de IBI-beoordelingsmethode moet worden gebruikt, wordt hier inmiddels in FAME-verband vermoedelijk wel voor gekozen. Dit pleit voor uitwerking van de IBI-methode voor de Rijkswateren.

De KRW vereist dat de oppervlaktewatertoestand wordt beoordeeld voor o.a. de categorieën rivieren, meren en overgangswateren. De volgende kwaliteitselementen moeten daarbij worden gebruikt: samenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw van de visfauna.

Iedere IBI-categorie is weer opgebouwd uit een aantal metrieken:

- De categorie soortenrijkdom is opgebouwd uit metrieken met betrekking tot soort aantallen per ecologisch gilde. Dit sluit aan op de soortensamenstelling zoals voor KRW vereist voor de visfauna van rivieren, meren en overgangswateren.
- De categorie trofische samenstelling is opgebouwd uit metrieken met betrekking tot de biomassa van ecologische en trofische gilden. Dit sluit aan op de voor de KRW vereiste abundantie en leeftijdsstructuur van de visfauna van rivieren, meren en overgangswateren.
- De categorie gezondheidstoestand is opgebouwd uit metrieken met betrekking tot conditie en groei. Voor de KRW is beoordeling van de gezondheidstoestand van de visfauna niet vereist. Wel is voor de categorieën rivieren en meren vereist om de leeftijdsopbouw te bepalen; voor de overgangswateren is dit echter niet verplicht. Bepaling van de leeftijdsopbouw sluit aan bij IBI-metrieken betreffende de groei.

De door Karr (1981) beschreven IBI-methode biedt dus een kader waarbinnen de door KRW vereiste beoordeling van het kwaliteitselement de visfauna tot stand kan komen.

In **Tabel 2** zijn de verschillende categorieën en de bijbehorende metrieken weergegeven zoals die door de STOWA gebruikt worden voor de beoordeling van de regionale wateren in Nederland volgens de IBI-methode (Witteveen+Bos, 2002).

Tabel 2. Opbouw van de STOWA IBI's voor beoordeling van de visstand in de Nederlandse binnenwateren

Categorie	Metrieken
<b>A. Soortenrijkdom</b>	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>B. Trofische samenstelling</b>	8. lengteklassen <i>Paaiers</i> 9. biomassa-aandeel grindpaaiers 10. biomassa-aandeel plant-paaiers 11. biomassa-aandeel grind-plant-paaiers <i>Ecologische gilde</i>



Categorie	Metrieken
	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
<b>C. Gezondheidstoestand</b>	19. groei
	20. aantal exoten
	21. aantals-aandeel ziekte of afwijking

In het onderhavige project is een belangrijke vraag of er categoriën of metrieken uit deze STOWA-IBI moeten worden toegevoegd of kunnen worden weggelaten tbv de IBI-Rijkswateren. Uitgangspunt is dat de IBI zo simpel mogelijk gehouden wordt. Metrieken die sterk aan elkaar gerelateerd zijn moeten worden vermeden daar deze anders onevenredig in de uitkomst doorwerken. Er moet daarbij bereikt worden dat de IBI gevoelig is voor alle anthropogene invloeden (verstoringen van het referentiebeeld) die doorwerken op de visstand, of die daar in het verleden hebben doorgewerkt, en wel zodanig dat daaruit afleidbaar is welke anthropogene invloeden een eventueel gemeten verstoring van het referentiebeeld veroorzaak(t)en. Kranenbarg noemt in een notitie tbv het IBI-Rijksmere project dat er in de keuze van de metrieken naar gestreefd moet worden om alle verstoringen die doorwerken op de visstand op te nemen. In dat verband noemt hij (niet limitatief) de water/bodem kwaliteit, zoet-zout overgang, getijdebeweging, het stromingspatroon, waterplanten, grind, diepteverloop, migratie (lateraal en longitudinaal). Er moet bij de keuze van de metrieken dus worden beargumenteerd voor welke soorten verstoring de onderscheiden metrieken staan. Overbodige metrieken, dus metrieken die niet bijdragen aan inzicht in verstoringen, moeten bij voorkeur worden weggelaten. Hiernaast dient bij de metriekkeuze rekening gehouden te worden met de toepassingsmogelijkheden in een monitoringsprogramma als het MWTL omdat het geen zin heeft metrieken te kiezen die in de praktijk onbemonsterbaar blijken te zijn.

In FAME/rivieren-verband is een review opgesteld met betrekking tot metrieken die internationaal worden gebruikt en worden metrieken voorgesteld voor het gebruik ten behoeve van de KRW/rivieren (Kestemont & Goffaux, 2002). Laatstgenoemd voorstel heeft tav de soortensamenstelling van de visfauna betrekking op de diversiteit (exoten verbijzonderd), tolerantie tav fysisch/chemische verontreinigingen of verstoringen, habitatgebruik van adulten en/of juvenielen, habitatgebruik bij de voortplanting, het trofische niveau, de levensduur en de migratie. Voor de abundantie heeft het betrekking op alle soorten autochtonen, exoten en 'sentinel' species (kritische soorten die voldoende talrijk zijn). En tav de leeftijdsopbouw wordt in FAME-verband voorgesteld om van de 'sentinel' species de lengteverdeling, presentie van 0+ en oudere vis en verhouding 0+ en oudere vis te bepalen (zie Bijlage I). In FAME-verband is er ook door Breine & Belpaire (in: Kestemont & Goffaux, 2002) samengevat welke IBI-metrieken er in Vlaamse wateren van het S1-type (meren, vijvers en kanalen) worden gebruikt (Bijlage III).

De algemene kanttekening die Kranenbarg tegen de STOWA-IBI maakt, is dat daarin geen onderbouwd onderscheid wordt gemaakt tussen de beoordelingssystematiek van meren, rivieren en overgangswateren. Er worden dezelfde soorten of groepen van soorten gebruikt en alleen de criteria voor deze metrieken verschillen voor onderscheiden watertypen. Dit onderscheid moet tussen meren, rivieren en overgangswateren wel gemaakt worden, gezien de verschillen in de soortensamenstelling en gezien de aanwezigheid van karakteristieke soorten en gildes. Op voorhand schrijft de KRW dit al voor.

Vriese meent ook dat de STOWA-IBI geen informatie geeft over de aard van de verstoring die een eventueel lage IBI-score veroorzaakt. Wanneer de IBI in een water wordt toegepast, dan moeten score's voor de verschillende IBI-metrieken dus aanwijzingen voor knelpunten opleveren.



Zo kan bijvoorbeeld een gering aantal limnofiele vissoorten duiden op een tekort aan watervegetatie, een groot aandeel eurytopen vaak op een sterke nivellering van het watermilieu en een slechte groei meestal op hevige voedselconcurrentie door relatieve overbezetting. Een systematische analyse van *pressures-impacts* ontbreekt in het Handboek Visstandbemonstering en –beoordeling van de STOWA, waarin de STOWA-IBI wordt gepresenteerd. Klein Breteler noemt als voorbeeld de kennelijke ongevoeligheid van de STOWA-IBI voor versnippering van wateren (zie ook: Typering). Er worden weliswaar voor regionale meren & plassen obligaat-, partieel- en zoet-zout rheofielen als metrieken onderscheiden. Maar daarmee is onderscheid gemaakt tussen stromingsbehoefte vissen en minder stromingsbehoefte vissen, en is de migratiebehoefte niet onderkend. Ook is in de normering alleen een score toegekend aan het totaal van alle soorten en is geen onderscheid gemaakt tussen verschillen in migratiebehoefte. Verstoringen door migratiebelemmeringen kunnen zo niet zichtbaar worden gemaakt. Ook de in Vlaanderen ontwikkelde IBI voor S1-wateren voor meren, vijvers en kanalen (Bijlage III) kent overigens geen metrieken in relatie tot de connectiviteit. De FAME-IBI kent die wel.

Als de rijksmeren niet als onderdeel worden gezien van de rivieren, dan zouden abundanties, biomassa's en leeftijdsstructuren van dia- en/of potamodrome soorten een wezenlijk element van de IBI voor de rijksmeren moeten vormen. En eigenlijk zou dit ook moeten gelden tav de STOWA-IBI voor regionale meren en plassen.

Er is in de STOWA-IBI ook niet gekeken naar de mogelijkheid om levensstadia van soorten in het geheel te betrekken terwijl die juist erg gevoelig kunnen zijn voor bepaalde typen verstoring. Klein Breteler heeft een indicatieve lijst van mogelijke anthropogene invloeden op de visstand opgesteld:

- Vermesting
- Verzuring (nvt in rijkswateren)
- Verdroging (mbt water: peilbeheer/verstuwing)
- Verontreiniging (micro-, zuurstof-, thermische verontreiniging)
- Versnippering
- Verharding (oevers, substraat?)
- Vermindering specifiek habitat (getijdewerking, zoet-zout overgang, oeverplanten, waterplanten, stroming; zowel gemiddelde als variatie)
- Delfstoffenwinning/baggeren
- Gemalen/WKC's
- Visserij
- Scheepvaart
- Recreatie

Ongetwijfeld is deze lijst nog niet compleet.

Kranenbarg heeft ihkv FAME een *pressures-impact overzicht* gemaakt en zal dit aan Klein Breteler opsturen. Van Wijngaarden & Van Oirschot (2002) hebben dat voor bijvoorbeeld het Haringvliet en de Veluwerandmeren gedaan. Dat betreft echter de problematiek rond de aanwijzing van Sterk Veranderde Wateren en gaat daarom alleen in op de hydromorfologische veranderingen.

Backx geeft in dat verband aan dat binnen het IBI-Rijkswaterenproject juist vooral de hydrologische *pressures* in zicht moeten komen. Verontreinigingen bijvoorbeeld komen in andere richtlijnen aan de orde.

Volgens Winter is het niet alleen van belang om een zo compleet mogelijke lijst van verstoringen op te stellen, en van daaruit naar geschikte (dus gevoelige en meetbare) metrieken te zoeken, maar ook nadien de omgekeerde weg te bewandelen. Dat biedt minder kans op hiaten in het systeem.

Kranenbarg meent ook dat in de STOWA-IBI de parameters 1-7 betreffende de soortenrijkdom nader bekeken moeten worden. De naam zoet-zout rheofielen moet worden vervangen door diadromen. En voor de watercategorie overgangswateren dienen de groepen estuarien residente (ER)-soorten en mariene soorten nog te worden ingevoegd. Jager (2002) stelt dit eveneens voor en onderscheidt bij de overgangswateren marien-juvenile (MJ)-soorten, marien-seizoensgebonden (MS)-soorten en marien-adventief (MA)-soorten. Backx en Jager geven aan dat de zoetwater (FW)-soorten ook in het oligohaliene deel van de overgangswateren thuishoren. Volgens Jager zijn de diadrome (CA)-soorten, ER-soorten en MJ-soorten het meest indicatief



voor een overgangswater; FW-soorten moeten in het oligohaliene deel aanwezig zijn. CA-soorten zijn indicatief voor de integriteit van de bovenstroomse en benedenstroomse delen van het watersysteem (geen barrières, voldoende paaihabitat, voldoende waterkwaliteit). MJ-soorten zijn indicatief voor de integriteit van het estuarium en de oceaan of zee en voor de aanwezigheid van voldoende opgroeihabitat in het estuarium. ER-soorten zijn indicatief voor de kwaliteit van het estuariene systeem op zich (overgangswater). CA-, ER- en MJ-soorten moeten in overgangswateren in een min of meer constante verhouding voorkomen. Winter noemt de juveniele fint (0+) in dit verband interessant en Backx de spiering (die wordt ook in België meegenomen) > 20 cm. Backx vindt ook het niet voorkomen van soorten belangrijk en vraagt zich af hoe er met exoten wordt omgegaan, zoals roofblei. Winter vindt in dat verband dat exoten soms als behorend bij een sterk veranderd water moeten worden gekwalificeerd, bijvoorbeeld snoekbaars en karper.

Kranenbarg geeft aan dat in de STOWA-IBI mbt de parameter 8 (lengteklassen) alleen naar kenmerkende soorten of soorten kenmerkend voor verstoring moet worden gekeken. Van soorten die incidenteel voorkomen zullen altijd weinig lengteklassen aanwezig zijn. Voor overgangswateren is de aanwezigheid van mariene juvenielen een belangrijke lengteklasse. Overigens wordt in FAME verband alleen naar de lengtestructuur van de 'sentinel' -soorten (kenmerkend en voldoende aanwezig) en dan nog alleen maar naar de verdeling 0+ en oudere vis gekeken.

Kranenbarg geeft ook aan dat de parameters 9, 10 en 11 voor het aandeel van paaigilden in de STOWA-IBI sterk gerelateerd zijn aan de parameters 12, 13, 14 en 15 voor het aandeel van ecologische gilden en vraagt zich af of het nodig is beide mee te nemen. Kan bijvoorbeeld niet worden volstaan met het aandeel ecologische gilden?

Ten aanzien van parameter 19, de groei, geeft hij aan dat dit alleen voor algemene soorten waarvan groeicurven bekend zijn, moet worden meegenomen.

De keuze van metrieken raakt ook aan de bemonsteringsprotocollen. In dat verband zijn door Jager en Winter de ankerkuil vs de fuikvisserij genoemd, de demersale visserij op juvenielen en de habitat-gebonden visserijen (fuik op de platen, kuil in de geulen). De koelwaterinzugingen moeten niet in het bemonsteringsprotocol worden opgenomen.

Tenslotte resteert nog een vraag voor het symposium in Hull: welke metrieken zijn relevant voor het functioneren van het systeem? En welke voorstellen zijn er tav standaardbemonsteringen (vangstuigen, inspanning, stratificatie, kosten)

### Beoordeling

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 beoordeling van de zo verkregen IBI waarde volgens de terminologie van de Europese Kaderrichtlijn water wordt weergegeven in **Tabel 4**.

IBI (% van referentiebeeld natuurlijke toestand)	Beoordeling toestand KRW
>80%	zeer goed
61-80%	goed
41-60%	matig
21-40%	slecht
>0-20%	zeer slecht

**Tabel 4.** Beoordeling van de IBI-uitkomst volgens de terminologie van de KRW



De Kaderrichtlijn Water maakt bij de beoordeling onderscheid tussen natuurlijke wateren en sterk veranderde/kunstmatige wateren. Voor natuurlijke wateren geldt dat een *Goede Ecologische Toestand* (GET) moet worden bereikt, die is afgeleid van natuurlijke, d.w.z. onverstoorde omstandigheden (REF). Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren moet een *Goed Ecologisch Potentieel* (GEP) worden bereikt, afgeleid van het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP). Dit MEP dient weer te worden gebaseerd op het meest gelijkende natuurlijke water, zodat de beoordeling vergelijkbaar is, maar met een klasse minder. De biotische kwaliteitselementen bij het MEP zijn volgens de KRW gedefinieerd als: De waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen [in deze studie: de vissen] zijn zoveel mogelijk normaal voor het meest vergelijkbare type oppervlaktewaterlichaam [in dit geval: de meren], gegeven de fysische omstandigheden die voortvloeien uit de kunstmatige of sterk veranderde kenmerken van het waterlichaam. En bij een GEP geldt als definitie: Er zijn lichte veranderingen in de waarden van de relevante biologische kwaliteitselementen ten opzichte van de waarde bij maximaal ecologisch potentieel. In **Tabel 5** wordt door Kranenbarg (2002) een voorstel gedaan voor inpassing van REF, GET, MEP en GEP in de IBI.

**Tabel 5.** Inpassing van REF, GET, MEP en GEP in de IBI zoals voorgesteld door Kranenbarg (2002)

IBI	natuurlijk	sterk veranderd/kunstmatig
>80%	100% = REF	
61-80%	> 80% = GET	80% = MEP
41-60%		> 60% = GEP
21-40%		
>0-20%		

Het MEP is gerelateerd aan de REF, maar er is geen lijn te trekken tussen REF/GET en MEP/GEP. De definities van MEP en Get zijn niet vergelijkbaar. GET is de natuurlijke situatie met relatief geringe verstoring, waarbij over het gehele systeem bezien de REF niet verstoord is; terwijl bij MEP veranderingen op systeemniveau hebben plaats gevonden die als blijvend beschouwd moeten worden.

Punt van discussie die door Kranenbarg wordt aangezwengeld, is of bij het opstellen van metriekklassen al rekening gehouden moet worden met de in de KRW beschreven REF, GET en GEP. De uitkomst van de IBI dient dan in overeenstemming te zijn met de REF, GET en GEP omschrijving zoals in **Tabel 5** wordt weergegeven. Een mogelijkheid voor het integreren van de GEP in de metriekscores is om score 3 overeen te laten komen met het goed ecologisch potentieel (=toestand waaraan sterk veranderd/kunstmatig water aan dient te voldoen). Maar Winter geeft aan dat GEP staat voor een score 4, en niet score 3. Dat zou dus betekenen:

- Een score van 5 betekent dat een metriek overeenkomt met het steefbeeld.
- Een score van 4 betekent dat een metriek overeenkomt met het goed ecologisch potentieel (matig afwijkend van streefbeeld)
- Een score 1 staat voor een sterke afwijking van het streefbeeld.

Backx geeft aan dat het belangrijk is om hier eenduidigheid over te verkrijgen, omdat de beheerder uiteindelijk afgerekend zal worden op het bereikte resultaat.

## Referenties

We hebben met de Rijkswateren dus te maken met HMW's waarvoor het GEP als doelstelling geldt en MEP de referentie is. Het staat overigens nog niet vast dat de Rijkswateren definitief als HMW worden aangewezen, maar naar alle waarschijnlijkheid zal dat wel gebeuren. Voorlopig gaan we daar van uit.

Er worden in FAME-verband vijf mogelijkheden onderscheiden om referentie-waarden voor metrieken te bepalen:



- Beste waarden/plaatsen die nu aanwezig zijn (eerste insteek voor FAME, maar voor grote rivieren minder goed toepasbaar, omdat deze vrijwel altijd zwaar zijn aangetast)
- Geologische/ruimtelijke referentie (meest vergelijkbare rivieren met hoger ecologisch potentieel in buitenland)
- Historische referentie (beschikbare data uit perioden toen rivieren in mindere mate waren aangetast, alleen voor hooguit enkele metrieke toepasbaar)
- Modelering, ontwikkeling van ecologische modellen die extrapolatie naar gewenste situatie mogelijk maken
- 'Expert-judgement', met daarin aspecten van de vier bovenstaande methoden

Referenties zijn volgens Winter duidelijk een probleem voor grote rivieren door weinig beschikbare data over goed functionerende riviersystemen en de vage definiering die kleeft aan 'maximaal ecologisch potentieel' voor 'zwaar beïnvloede wateren'. De mate van toelaatbare beïnvloeding lijkt meer een politieke keuze dan een wetenschappelijke. Daarnaast is de keuze van schaalniveau essentieel (zo groot mogelijke schaal die nog voldoet aan hoge ecologische homogeniteit). Voor bepaling van referentie-sites wordt een hiërarchische benadering bekozen: rivier-'reach'-plaats. Voorstel volgens FAME is om de geologisch/ruimtelijke referentie de voorkeur te geven, eventueel aangevuld met de historische referentie en modellering. Expert judgement moet volgens hem alleen worden toegepast in de aanloopfase als parallel spoor en de beste-waarden/plaatsen alleen voor 'heavily modified water' om het maximaal ecologisch potentieel vast te stellen.

Economou (2002) geeft in een progress-report van FAME echter aan dat in HMW's toepassing van de "minst verstoorde/ best bestaande plaats" techniek of de "uitstekende conditie" techniek weliswaar zou kunnen leiden tot de vaststelling van een MEP. Maar toepassing van deze methoden betekent in feite selectie van de beste referentielocaties waarvan data beschikbaar zijn. En de potentiële valkuil hierbij is dat er altijd een minste verstoorde plaats is aan te wijzen, ook in zeer verstoorde situaties. Een tweede gevaar is dat er zelden referentielocaties zijn aan te wijzen waar representatieve gegevens voor het gehele systeem (in een GEP-toestand) aan kunnen worden ontleend.

Het bepalen van referenties voor rivieren geschiedt volgens FAME op 3 niveaus: rivier of stroomgebied, zone of riviersegment en reach/plaats (Economou, 2002). Het optioneel meewegen van het schaalniveau rivier/stroomgebied wordt daarbij ingegeven door de wens om verstoringen op dat schaalniveau zichtbaar te maken. Argument voor het optionele karakter daarvan is dat anders een stroomafwaartse barrière een hele rivier ongeschikt kan maken als referentie, zelfs als stroomopwaartse plaatsen geschikt lijken als referentielocaties.

Vriese geeft aan dat ervaringen in het RIVM-project hebben geleerd dat uiteindelijk toch veel gebruik gemaakt zal worden van expert-judgement. Dan wordt alle beschikbare, en veelal tekort schietende, informatie naast elkaar gelegd en afgewogen. Alle deelnemers aan de discussie zijn het daar wel mee eens.

Kranenbarg meent dat er indien mogelijk gebruik gemaakt moet worden van bestaande beschreven referenties zoals van Aarts (1994) en Quak & Schouten (1994).

Voorgesteld wordt door Klein Breteler om dezelfde methodiek en overwegingen voor het bepalen van referenties van het KRW-onderdeel meren te gebruiken als bij FAME/rivieren. Dus primair de geologisch/ruimtelijke referentie te zoeken, en dit eventueel aan te vullen met historische referenties en modellering. Daarbij dient er op twee schaalniveaus, het niveau van het stroomgebied en het niveau van het meer zelf, te worden gelet. De nutriëntenproblematiek en de problematiek rond microverontreinigingen, die stroomgebiedbreed moeten worden aangepakt, pleiten voor dit laatste. Ook de aanwezigheid van migratiebarrières voor potamodrome of diadrome (vis)fauna elementen kan hierbij betrokken worden. Dit wordt door de aanwezigen bij de discussie gedeeld.

Kranenbarg meent dat in eerste instantie zoveel mogelijk aangesloten moet worden bij reeds beschreven referentiebeelden. Voor het opstellen van referentiebeelden moet gebruik gemaakt worden van historische gegevens. Voor de aanwezigheid van soorten zal dit geen probleem opleveren. Maar het bepalen van de abundanties van de onderscheiden soortgroepen zal met name voor overgangswateren en rivieren moeilijk zijn. Waar mogelijk zou hiervoor gebruik gemaakt kunnen worden van vergelijkbare wateren in het buitenland die nog natuurlijk zijn.



Backx geeft aan dat in het rapport van de IBI-Rijkswateren een verantwoording van de referentiekeuze moet komen.

### **Toetsing van de ontwikkelde methodiek middels visstandgegevens**

Kranenburg geeft aan dat voor de toetsing van de ontwikkelde IBI-methodiek ihkv het IBI-Rijkswaterenproject gebruik gemaakt moet worden van de MWTL en eventueel andere monitoringgegevens (o.a. voor overgangswateren). Een vraag is echter wat, naast MWTL, bruikbare gegevens zijn? En de MWTL-gegevens bevatten visdata van de Rijkswateren over soort, lengte en aantal. Absolute abundantie, groei- en ziektegegevens worden niet middels MWTL gemonitord. Backx geeft aan dat er voor de overgangswateren ook ziektes in het monitoringsprogramma meegenomen zouden kunnen worden, van Bot bijvoorbeeld.

Als voorbeelden van relatief verstoorde en onverstoorde situaties waarvoor IBI's berekend zouden kunnen worden, suggereert Kranenburg de volgende wateren:

- Haringvliet vs Eems
- Maas vs Rijnak (Waal?)
- Grensmaas vs Zandmaas
- Grensmaas vs Waal
- IJsselmeer vs Randmeren
- Eems vs Elbe
- IJsselmeer vs Lake Peipsi
- Rijnakken vs Loire
- Rijndelta vs Pechora-delta
- Grensmaas vs Alliers
- Gestuwde Maas vs Oder

Dit kan binnen het project niet worden meegenomen door bestudering van alle data van die systemen. Maar er kan wel bijvoorbeeld geprobeerd worden om van Lake Peipsi middels expert-judgement een referentie op te stellen. In ieder geval zullen er binnen het project twee watersystemen met elkaar worden vergeleken.

### **Datasets**

Rivieren:

- Actieve monitoring:
  - Kor: 1992-2002 (m.i.v. 1997 bemonstering meer geconcentreerd in kerngebieden)
  - Electroschepnet: 1997-2002 (alleen Grensmaas vanaf 1992)
- Passieve monitoring:
  - Fuikregistratie: 1993-2001 (op niet gestandaardiseerde wijze ook 1988-1992)
- Projectmatige bemonstering:
  - Promotieonderzoek Rob Grift Waal-uiteerwaarden 1996-1999
  - Pilot uiterwaarden 1994

Meren:

- Visstand IJsselmeer en Markermeer (RIVO) sinds 80-er jaren
- Glasaal Den Oever sinds 30-er jaren
- Zeldzame vissen in IJsselmeer (RIVO)
- Visstand Volkerak/Zoommeer sinds 90-er jaren
- IBI meren in Friesland
- Mbt Grevelingen: Waardenburg? Dit heeft geen prioriteit in de uitwerking
- Datasets uit Denemarken?

Overgangswateren: Jager noemt de volgende referenties:



- Lohmeijer (1907): Eems
- Stratingh & Venema (1855): Dollard
- Stam (1979, 1984): Eems gehele estuarium
- Jager et al. (1993, 1995): Eems-Dollard
- Jager (1998) in Essink & Esselink: Vissen in troebel water.
- Kleef & Jager (2002): Eems-Dollard
- RIKZ (1981/82) en KEMA (1993/96): koelwater van de Eems energiecentrale
- RIVO: DFS dataset vanaf 1969: Eems-Dollard

Backx geeft aan dat een soortenlijst, zoals door Jager verstrekt, ook voor het Haringvliet bekend is. Die zou er ook bij betrokken kunnen worden.

## Literatuur

Latour P., 2001. Karakterisering van de Nederlandse oppervlaktewateren in de categorieën natuurlijk, sterk veranderd en kunstmatig. Nederlandse bijdrage aan de discussie in het kader van het Rijnwaterdirecteurenoverleg. Relatie met het natuurbeleid.

Witteveen+ Bos, 2002. Handboek visstandbemonstering en -beoordeling.

Bal D, H.M. Beije, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff, 2001. Handboek natuurdoeltypen. 2<sup>e</sup>, geheel herziene druk, 832 p. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2001/020, Wageningen.

Kranenbarg J, 2002. Een aanzet tot een ecologisch beoordelingsstelsel voor de Rijkswateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water.

Jager Z, 2002. EU Framework Directive, fish in transitional waters.

Deegan L.A., J.T. Finn, S.G. Ayvazian, C.A. Ryder-Kieffer & J. Buonaccorsi, 1997. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. *Estuaries* 20 (3): 601-617.

Hughes J.E., L.A. Deegan, M.J. Weaver & J.E. Costa, 2002. Regional application of an index of estuarine biotic integrity based on fish communities.

Van Wijngaarden M. & M. Van Oirschot, 2002. Aanwijzing sterk veranderde waterlichamen. Interne notitie RIZA d.d. 9-04-02.

Karr J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.

Fausch K.D., J.R. Karr & P.R. Yant, 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream-fish communities. *Trans. Am. Fish. Soc.* 113: 39-55.

Fausch K.D., J. Lyons, J.R. Karr & P.L. Angermeier, 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation, p. 123-144. In: S. Marshall Adams (ed.), *Biological indicators of stress in fish*. Am. Fish. Soc. Symposium 8, Am. Fish Soc., Bethesda, Maryland.

Belpaire C., R. Smolders, I. Vanden Auweele, D. Ercken, J. Breine, G. van Thuyne & F. Ollevier, 2000. An index of biotic integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian waterbodies. *Hydrobiologia* 434: 17-33.

Breine J.J., P. Goethals, I. Simoens, D. Ercken, C. Van Liefferinge, G. Verhaegen, C. Belpaire, N. De Pauw, P. Meire & F. Ollevier (2001). De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. Eindverslag van project VLINA 9901, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling. D/2001/3241/261. 173 p., 19 bijlagen, 1 kaart.

Breine & Belpaire, 2002. IBI methods used Flanders (Belgium). In: Kestemont & Goffaux, 2002. FAME Work Package 3 – Reviewing and classifying metrics and sampling procedures, p. 51-54.

Kestemont P. & D. Goffaux, 2002. FAME Work Package 3 – Reviewing and classifying metrics and sampling procedures. Final report, 83 p.

Economou A.N., 2002. Development, evaluation and interpretation of a standardised fish-based assessment method for the ecological status of European rivers. WP2: Defining reference conditions. Progress report, 55 p.

Aarts T.P.W.M., 1994. De visstand in de Benedenrivieren. Huidige situatie, historische en gereconstrueerde referenties. OVB-Onderzoeksrapport 1994-11, Deel 1: Hoofdrapport (76 p.) en Deel II: Bijlagenrapport. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Quak J., & W. Schouten, 1994. De visstand in de stromende rijkswateren : Beschrijving, streefbeelden, knelpunten en maatregelen. RIZA Werkdocument; 94.137X, 138 p

Van der Molen, D., M. van den Berg, J. Kranenbarg, B. Reeze & K. Wolfstein, 2002. Een aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor de rijkswateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. RIZA Werkdocument 2002.123X, 42 p.

EG, 2000. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L327, 72 p.



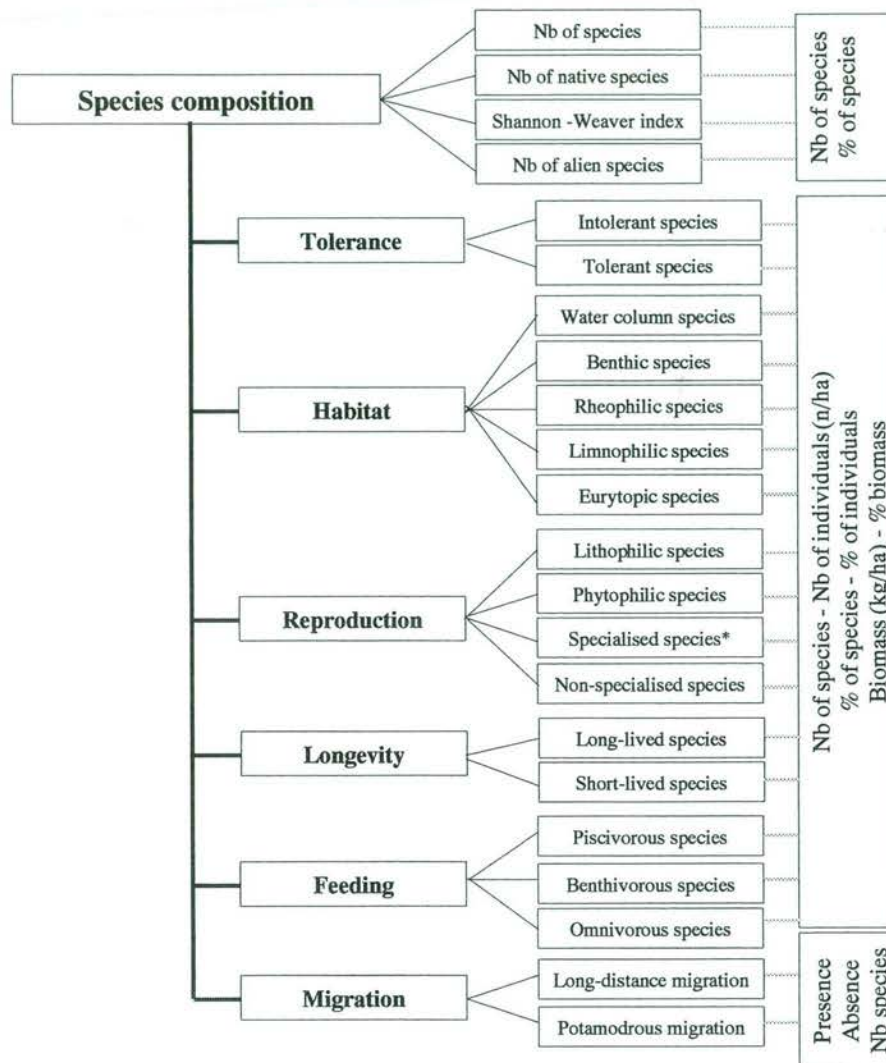
**Bijlage I: Metriecken (naar: FAME, Kestemont & Goffaux, 2002)**

Figure 3a.1. Metrics belonging to the species composition category that should be tested in the common FAME database. \*Specialised species except lithophilic and phytophilic species.

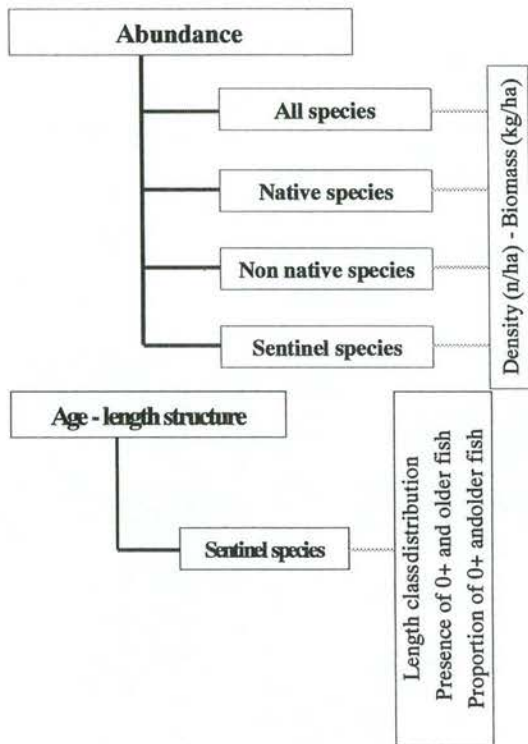


Figure 3a.2. Metrics belonging to the fish abundance category (left) and age – length structure category (right) that should be tested in the common FAME database.



**Bijlage II: Een voorbeeld van normatieve classificatie in S1-wateren in Vlaanderen  
(naar FAME: Breine & Belpaire in: Kestemont & Goffaux, 2002)**

Table 3c.2. Definition of metrics and scores for the calculation of the IBI for Flandrian water bodies of type S1 (lakes, ponds and canals)

Metric	Type S1				
	5	4	3	2	1
Total number of species	>15	15-12	11-8	7-3	<3
Mean tolerance value	≥2.4	2.39-2	1.99-1.6	1.59-1.2	<1.2
Type species*	≥4.5	4.49-3.5	3.49-2.5	2.49-1.5	<1.5
% <i>Rutilus rutilus</i>	<i>10-25</i>	<i>25.1-35</i> <i>9.9-7.5</i>	<i>35.1-45</i> <i>7.4-5</i>	<i>45.1-55</i> <i>2.5-4.9</i>	<i>&gt;55</i> <i>&lt;2.5</i>
% <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	≥10	9.9-5	4.9-2	1.9-1	<1
% <i>Abramis brama</i>	<i>0.1-10</i>	<i>10.1-20</i>	<i>20.1-30</i>	<i>30.1-40</i>	<i>&gt;40</i> <i>0</i>
Pike recruitment and biomass (kg/ha)**	≥20 (+ recr.)	10-19.9 (+ recr.)	<10 (+ recr.)	≥20 (- recr.)	<20 (- recr.)
Tench recruitment and biomass (kg/ha)**	≥15 (+ recr.)	10-14.9 (+ recr.)	<10 (+ recr.)	≥15 (- recr.)	<15 (- recr.)
Total biomass (kg/ha)	100-349	350-499 75-99	500-649 50-74	650-799 25-49	≥800 <25
Weight % of non-native species	<1	1-3.99	4-6.99	7-9.99	≥10
Weight ratio piscivores/non-piscivores	0.2-0.14	0.139-0.1 0.201-0.25	0.09-0.067 0.251-0.33	0.066-0.05 0.331-0.5	<0.05 >0.5

\* score is obtained by taking the mean of the species scores in italics

\*\* : + recr. and - recr. stand for the presence and absence of natural recruitment.

