

De ontwikkeling van een op macrofauna gebaseerd beoordelingssysteem voor Nederlandse beken in Europees verband

**De ontwikkeling van een op macrofauna gebaseerd
beoordelingssysteem voor Nederlandse beken in Europees
verband**

**H.E. Vlek
P.F.M. Verdonschot
R.C. Nijboer**

Alterra-rapport 827

Alterra, Wageningen, 2003

REFERAAT

Vlek, H.E., P.F.M. Verdonschot en R.C. Nijboer, 2003. *De ontwikkeling van een op macrofauna gebaseerd beoordelingssysteem voor Nederlandse beken in Europees verband*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 827. 115 blz.; 13 fig.; 22 tab.; 43 ref.

Dit rapport is tot stand gekomen in het kader van het EU project AQEM. Het project had als doel het ontwikkelen en testen van een geïntegreerd beoordelingssysteem om de ecologische kwaliteit van beken en rivieren in Europa met behulp van macrofauna te kunnen bepalen. Het rapport beschrijft kort de algemene werkwijze die is gevolgd binnen het AQEM project. Het rapport gaat daarnaast dieper in op de stappen die zijn genomen binnen het project om te komen tot een beoordelingssysteem voor beken in Nederland. Multivariate analyse in combinatie met expert-judgement en de toetsing van meer dan 100 indices heeft geleid tot een beoordelingssysteem voor langzaam stromende beken. De resultaten van de validatie van het uiteindelijke beoordelingssysteem, gebaseerd op bestaande macrofaunagegevens van waterbeheerders uit heel Nederland, worden besproken. Tot slot worden in het rapport aanbevelingen gedaan ten aanzien van de stappen die in de toekomst nog moeten worden genomen om het beoordelingssysteem te verbeteren.

Trefwoorden: beken, macrofauna, beoordeling, index, AQEM, multivariate analyse

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €22,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 827. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2003 Alterra
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info@alterra.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 EU Kaderrichtlijn Water	11
1.2 Doel van AQEM	11
1.3 De ontwikkeling van een beoordelingssysteem	12
1.3.1 Het typologisch raamwerk	12
1.3.2 Selectie van het beektype	17
1.3.3 De beoordeling	17
1.3.3 Huidige beoordelingsmethoden voor oppervlaktewateren	21
2 Materiaal en methoden	25
2.1 Opbouw gegevensbestand	26
2.1.1 AQEM data	26
2.1.1.1 Selectie monsterpunten	26
2.1.1.2 Monsternamen en determinatie	28
2.1.2 Beektypologie data	30
2.2 Cenotypologie en post-classificatie	30
2.2.1 AQEM typologie	31
2.2.1.1 Voorbewerking milieugegevens	31
2.2.1.2 Voorbewerking macrofaunagegevens	32
2.2.1.3 Multivariate analyse	33
2.2.1.4 Integratie van clustering en ordinatie	38
2.2.2 Beektypologie	38
2.2.3 Post-classificatie	38
2.2.3.1 Beektypologie monsters	39
2.2.3.2 AQEM monsters	40
2.3 Selectie van indices	41
2.4 Calibratie en validatie	44
3 Resultaten	45
3.1 Cenotypologie en post-classificatie	45
3.1.1 AQEM typologie	45
3.1.1.1 Clustering	45
3.1.1.2 Ordinatie	46
3.1.1.3 Integratie van clustering en ordinatie	49
3.1.1.4 Beschrijving gemeenschapstypen	50
3.1.2 Beektypologie	52
3.2 Post-classificatie	52
3.2.1 AQEM monsters	52
3.2.2 Beektypologie monsters	54

3.3	Selectie van indices en ontwikkeling van het beoordelingssysteem	55
3.4	Calibratie en validatie	59
3.5	AQEM software	60
4	Discussie en aanbevelingen	61
4.1	Discussie	61
4.1.1	Classificatie	61
4.1.2	Ontwikkeling van het beoordelingssysteem	62
4.1.3	Calibratie en validatie van het beoordelingssysteem	64
4.1.4	Praktische beperkingen van het beoordelingssysteem	64
4.2	Aanbevelingen	65
	Literatuur	67
	Bijlagen	
1	Algemene informatie monsterlocaties	71
2	Milieuvariabelen bepaald op de AQEM monsterpunten	77
3	Milieuvariabelen verwijderd tijdens voorbereiding data	87
4	Definitieve taxonlijst	91
5	Indices geselecteerd voor toetsing	103
6	Milieuvariabelen verwijderd na DCA	107
7	Weergave clustering 1 en 4 in een DCCA-ordinatiediagram	109
8	Medianen, 10- en 90-percentielen van de milieuvariabelen	111

Woord vooraf

Dit rapport is tot stand gekomen in het kader van het EU project AQEM (contractnr: EVK1-CT1999-00027). Aanleiding voor het AQEM project is de komst van de EU Kaderrichtlijn Water (KRW; EU 2000) en het 5^e kaderprogramma. In het deel “Energie, Omgeving en Duurzame Ontwikkeling” van het 5^e kaderprogramma wordt onder meer aandacht besteed aan “Duurzaam Beheer en Kwaliteit van Water”. De KRW geeft een kader voor de beoordeling van oppervlaktewateren en het opstellen van stroomgebiedbeheersplannen om een duurzaam beheer van oppervlaktewateren te garanderen.

Het implementeren van de KRW zal in alle lidstaten een nieuwe aanpak vereisen in de beoordeling van oppervlaktewateren. Het brede scala aan beoordelingsmethoden voor beken en rivieren in Europa biedt goede kansen om de KRW te implementeren, maar tegelijkertijd kan deze diversiteit ook leiden tot behoorlijke afstemmingsproblemen. De grote diversiteit vraagt om onderlinge afstemming. Op welke wijze de KRW het beste kan worden ingevuld en hoe afstemming moet plaatsvinden is nog niet bekend. Deze vragen vormden het uitgangspunt van het AQEM project.

Het belangrijkste doel van het project was het ontwikkelen van een algemene beoordelingsmethode voor beken en rivieren toepasbaar in heel Europa, om daarmee een wetenschappelijke basis te leggen voor de toepassing van de KRW in de praktijk.

De volgende instituten hebben meegewerkt aan de realisatie van het AQEM project:

- University of Essen, Institute of Ecology, Department of Hydrobiology, Essen (Duitsland)
- BOKU – University of Agricultural Sciences, Institute of Water Provision, Water Ecology and Waste Management, Department of Hydrobiology, Vienna (Oostenrijk)
- Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Environmental Assessment, Uppsala (Zweden)
- Masaryk University, Faculty of Science, Department of Zoology & Ecology, Division of Hydrobiology, Brno (Tsjechië)
- National Centre for Marine Research, Institute of Inland Waters, Athens (Griekenland)
- National Research Council, Water Research Institute (Istituto di Ricerca sulle Acque, IRSA-CNR), Department of Hydrobiology applied to Water Pollution, Brugherio MI (Italië)
- University of Évora, Centre of Applied Ecology, Water Laboratory, Évora (Portugal)
- ALTERRA Green World Research, Team of Freshwater Ecology, Wageningen (Nederland)
- Working Group of the Federal States on Water Problems (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, LAWA AGO) (Duitsland)
- Federal Environment Agency Limited (Oostenrijk)
- Swedish Environmental Protection Agency (Zweden)

- T.G. Masaryk Water Research Institute Prague, Brno Branch Department (Tsjechië)
- ETANAM Development Agency for Amvrakikos Gulf S.A. (Griekenland)
- Autonomous Province of Bolzano/Bozen, Local Department of Environment and Nature, Urban Planning, Water and Energy, Environmental Protection Agency - Biological Laboratory (Italië)
- A.R.P.A. Piemonte (Novara) (Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Piemonte – Regional Environment Protection Agency, Novara, Piedmont) (Italië)
- INAG Water Institute (Instituto da Água), Lisboa (Portugal)

Samenvatting

Met de komst van de EU Kaderrichtlijn Water (KRW) is er een roep ontstaan in Europa om “nieuwe” c.q. “aangepaste” beoordelingssystemen, die voldoen aan de eisen gesteld vanuit de KRW. Het doel van het EU project AQEM is de ontwikkeling van een nieuw beoordelingssysteem voor beken op basis van macrofauna, dat tegemoet komt aan de eisen gesteld vanuit de KRW. Dit rapport beschrijft de ontwikkeling van nieuwe beoordelingssystemen binnen het AQEM project met de nadruk op de ontwikkeling van een beoordelingssysteem voor langzaam stromende beken in Nederland.

Een van de eisen vanuit de KRW is dat de beoordeling van wateren gebaseerd moet zijn op een typologie. Binnen AQEM zijn 29 beektypen geselecteerd, representatief voor grote delen van Europa. Van alle beektypen is een beïnvloedingsreeks van zeer goede naar slechte ecologische kwaliteit bemonsterd. In totaal zijn 900 monsters genomen verspreid over hele Europa. In Nederland zijn in totaal 82 locaties bemonsterd.

Voor de ontwikkeling van een beoordelingssysteem is een gegevensbestand met locaties van bekende kwaliteitsklasse onmisbaar. De bemonsterde locaties zijn daarom voorzien van een (post-)classificatie. In Nederland is voor (post-)classificatie gebruik gemaakt van een combinatie van expert-judgement en multivariate analyse. Op basis van de combinatie van clustering- en ordinatieresultaten zijn groepen van monsters gevormd met vergelijkbare soortensamenstelling en milieuomstandigheden (cenotypen). De AQEM dataset bleek minder geschikt voor het opstellen van een landelijke cenotypologie. In plaats van de AQEM typologie is daarom gebruik gemaakt van een bestaande cenotypologie (beektypologie) gebaseerd op 949 monsters. De cenotypen uit de beektypologie zijn beoordeeld in een kwaliteitsklasse van 1 tot 5 op basis van de macrofaunagemeenschap en milieukeurmerken. De AQEM monsters zijn met behulp van het programma ASSOCIA toegedeeld aan de cenotypen uit de beektypologie. De AQEM monsters kregen dezelfde kwaliteitsklasse toebedeeld als de monsters uit de beektypologie behorend tot het betreffende cenotype. Bekken van de referentiesituatie (klasse 5) ontbraken in beide datasets. Na classificatie bleken alleen voor het beektype langzaam stromende beken voldoende monsters beschikbaar om een betrouwbare index te kunnen ontwikkelen. De monsters van (zwak) zure, droogvallende en snel stromende beken zijn uit beide datasets verwijderd.

In totaal zijn voor de 29 beektypen meer dan 100 indices getoetst op hun bruikbaarheid voor beoordeling. De wijze waarop werd getoetst verschilde per land. In Nederland zijn de indices getoetst met behulp van een grafische methode in de vorm van boxplots. De boxplots zijn gebruikt om het onderscheidend vermogen van de verschillende indices te bepalen. Het onderscheidend vermogen van een index werd voldoende geacht wanneer een geen sprake was van overlap van het 25- en 75-

percentiel tussen kwaliteitsklassen. Voor toetsing is gebruik gemaakt van de AQEM monsters en een aantal buitenlandse referentielocaties (van vergelijkbare beektypen). De betrouwbaarheid van het beoordelingssysteem is getoetst met de AQEM data (calibratie) en de beektypologie data (validatie).

De toetsing van de indices heeft geleid tot de selectie van specifieke indices per beektype voor beoordeling. Over het algemeen kwamen de geselecteerde indices niet overeen tussen landen en vaak ook niet tussen beektypen (binnen een land). In Nederland heeft toetsing geleid tot de selectie van een combinatie van indices per kwaliteitsklasse. In totaal zijn 14 indices geselecteerd, welke samen het onderscheid kunnen maken tussen de vijf kwaliteitsklassen. De klassengrenzen zijn vastgesteld op het punt van minste overlap van de gecombineerde indexwaarde tussen de betreffende kwaliteitsklasse en de overige kwaliteitsklassen.

Met het beoordelingssysteem bleken 73% van de AQEM monsters te zijn beoordeeld overeenkomstig de (post-)classificatie. Het voor de waterbeheerders in de toekomst cruciale onderscheid tussen locaties van goede en matige kwaliteit (EU 2002) werd in 90% van de gevallen correct gemaakt. Validatie leidde slechts tot een correcte beoordeling voor 47% van de monsters. Bovendien werd 30% van de monsters in eerste instantie gekwalificeerd als zeer goed of goed uiteindelijk beoordeeld als matig of slechter.

Het slechte resultaat van de validatie heeft waarschijnlijk meerder oorzaken gehad. Ten eerste waren de AQEM monsters van relatief hogere ecologische kwaliteit dan de beektypologie monsters. De klassengrenzen lagen hierdoor relatief hoog. Ten tweede kunnen verschillen in de wijze van bemonstering, uitzoeken en determinatie tussen beide dat sets een rol hebben gespeeld. Dit vermoeden werd versterkt door het feit dat de AQEM monsters gemiddeld veel meer individuen en taxa bevatten dan de beektypologie monsters. Ten derde bestonden binnen de cenotypen nog verschillen in milieuvariabelen die niet gerelateerd waren aan milieuvariabelen. Het ging hier voornamelijk om verschillen in dimensie. Deze verschillen hebben waarschijnlijk de (post-)classificatie vertroebeld.

In de toekomst zal een beoordelingssysteem moeten worden ontwikkeld op basis van een typologie die het hele kwaliteitspectrum omvat (zowel de locaties van hele goede kwaliteit uit de AQEM dat set als de locaties van hele slechte kwaliteit uit de beektypologie dataset). Daarnaast moet voor calibratie en validatie gebruik worden gemaakt van monsters die volgens een gestandaardiseerde methode zijn genomen, uitgezocht en gedetermineerd. Tot slot zal de typologie moeten worden verfijnd. Hiermee kan worden voorkomen dat bijvoorbeeld natuurlijke verschillen in dimensie tussen locaties worden aangemerkt als kwaliteitsverschillen.

1 Inleiding

1.1 EU Kaderrichtlijn Water

Met de komst van de EU Kaderrichtlijn Water (KRW) wordt elke EU lidstaat in de toekomst verplicht de effecten van menselijke activiteiten op de toestand van oppervlakte- en grondwater te beoordelen. Beoordelingssystemen zijn van groot belang, omdat met behulp van een beoordelingssysteem de kwaliteitstoestand van een watersysteem kan worden bepaald. Hiermee worden waterbeheerders in staat gesteld het effect van genomen (en voorgenomen) maatregelen en menselijke beïnvloeding op een watersysteem te beoordelen.

Het doel van de KRW is het bieden van een kader voor de bescherming van oppervlaktewater en overgangswater en kustwateren en het grondwater. Het door de KRW geschepte kader houdt in de praktijk in, dat:

- een beoordeling moet gebaseerd zijn op een typologie;
- de ecologische toestand van een water moet worden bepaald aan de hand van de afstand tussen de actuele toestand en de referentiesituatie;
- de indeling van wateren naar hun ecologische toestand moet gebeuren aan de hand van 5 klassen (zeer goed, goed, matig, ontoereikend en slecht);
- de nadruk moet liggen op het gebruik van meerdere kwaliteitselementen of biotische indicatoren, namelijk bentische ongewervelde fauna (macrofauna), vissen, macrofyten en fytoplankton.

Het door de KRW gestelde kader heeft in Europa geleid tot de roep om “nieuwe” c.q. “aangepaste” beoordelingssystemen, die voldoen aan de bovenstaande criteria en overall in Europa toepasbaar zijn. Het EU project AQEM geeft invulling aan de behoefte aan nieuwe beoordelingssystemen.

1.2 Doel van AQEM

Het acroniem AQEM is afgeleid van de engelse omschrijving van het project: “The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates”. Het project heeft als doel de ontwikkeling van een instrument dat bijdraagt aan de implementatie van de KRW. Binnen het AQEM project is een nieuw beoordelingssysteem voor beken ontwikkeld op basis van macrofauna, dat voldoet aan de eisen gesteld vanuit de KRW.

In het AQEM systeem is gekozen voor de macrofauna als uitgangspunt, omdat macrofauna geschikt is voor het beoordelen van veranderingen op middellange termijn. Bovendien zijn macro-invertebraten in staat om verschillende soorten antropogene beïnvloeding te indiceren. Naast organische verontreiniging, kunnen ze ook gebruikt worden voor het detecteren van verzuring, habitatdegradatie en degradatie in het algemeen.

Het beoordelingssysteem is gebaseerd op een Europese typologie van stromende wateren. Het systeem is met behulp van regionale gegevens gebouwd en gaat in haar

toekomstige toepassing uit van een over geheel Europa vergelijkbaar gebruik. Het product maakt het mogelijk maken om beeksystemen in Europa op vergelijkbare wijze te beoordelen, ondermeer doordat alle beken worden beoordeeld ten opzichte van de referentiesituatie en worden gekwalificeerd aan de hand van 5 ecologische klassen.

De ontwikkeling van het beoordelingssysteem is op de volgende uitgangspunten gebaseerd:

- een stroomgebiedsbepaling;
- beoordelen geschied door vergelijking van de huidige toestand met de referentie
- een typologische bepaling;
- een stressor specifieke bepaling; verondersteld wordt dat elke vorm van antropogene beïnvloeding (verzuring, organische verontreiniging, habitatdegradatie) een levensgemeenschap anders beïnvloedt. Het streven is om de verschillende vormen van antropogene beïnvloeding onafhankelijk van elkaar te beoordelen;
- een uniforme (beoordelings)methodiek (bemonstering, determinatie, verwerking én beoordeling);
- methodiek die toepasbaar is op Europees, nationaal en regionaal niveau en een hiërarchische opbouw bezit;
- aansluiting bij de bestaande systemen in de verschillende EU-landen;
- bevat zowel indices (metrics, karakteristieken), gemeenschappen (typen) als autecologische informatie;
- onderling vergelijkbare uitkomsten;
- een geautomatiseerd systeem, dat beschikbaar is voor alle Europese waterbeheerders .

1.3 De ontwikkeling van een beoordelingssysteem

1.3.1 Het typologisch raamwerk

Het AQEM beoordelingssysteem is gebaseerd op een Europese typologie van stromende wateren. De reden hiervoor is dat het afstemmen van beoordeling, beheer en normstelling op alle wateren tezamen dan wel op ieder oppervlaktewater afzonderlijk onmogelijk is. Het afstemmen op afzonderlijke wateren is vanuit financieel oogpunt niet haalbaar. Het afstemmen op alle wateren tezamen is geen optie, omdat dan voorbij wordt gegaan aan het feit dat biotische en abiotische variabelen van wateren onderling sterk van elkaar verschillen. Het opstellen van een typologie, waarbij wateren met beperkte interne variatie van biotische en abiotische factoren tot één type behoren, is een goed compromis. Daarom moet een beoordelingssysteem een typologisch raamwerk bevatten waarbinnen de beoordeling plaatsvindt.

De omschrijving van een type dient altijd gebaseerd te zijn op referentielocaties. Het onderscheiden van verschillende typen wordt namelijk moeilijker naarmate wateren meer beïnvloed zijn en abiotische en biotische variabelen steeds minder van elkaar gaan verschillen. Het toekennen van een water aan een type kan gebeuren op basis

van abiotische of biotische variabelen of een combinatie van deze twee. De wijze waarop toekenning plaatsvindt, verschilt per beoordelingsmethode. Belangrijk is het opstellen van eenduidige criteria voor het toekennen van wateren aan typen. In het AQEM project is voor het opstellen van de (beek)typologie gebruik gemaakt van de volgende methodologische regels, vastgelegd in de KRW (EU 2000):

“ De lidstaten stellen de ligging en de grenzen van de oppervlaktewaterlichamen vast en maken een eerste karakterisering van alle dergelijke lichamen overeenkomstig de hiernavolgende methodiek. De lidstaten kunnen oppervlaktelichamen ten behoeve van die eerste karakterisering groeperen:

- i) De oppervlaktewaterlichamen binnen het stroomgebiedsdistrict worden ingedeeld in één van de oppervlaktewatercategorieën -rivieren, meren, overgangswateren, kustwateren- of aangemerkt als kunstmatig dan wel als sterk veranderd oppervlaktewaterlichaam.
- ii) Voor elke oppervlaktewatercategorie worden de relevante oppervlaktewaterlichamen in het stroomgebiedsdistrict onderscheiden in typen. Het gaat hierbij om de typen die worden bepaald gebruikmakend van ofwel systeem A ofwel systeem B bepaald in punt 1.2¹.
- iii) Indien systeem A wordt gebruikt, worden de oppervlaktewaterlichamen binnen het stroomgebiedsdistrict eerst onderscheiden naar ecoregio volgens de geografische gebieden die in punt 1.2¹ zijn onderscheiden en op de desbetreffende kaart in bijlage XI¹ zijn aangegeven. De waterlichamen in iedere ecoregio worden vervolgens onderscheiden in typen oppervlaktewaterlichamen volgens de descriptoren in de tabellen van systeem A.
- iv) Indien systeem B wordt gebruikt, moeten de lidstaten een minstens even sterke mate van differentiatie bereiken als met systeem A zou zijn bereikt. De oppervlaktewaterlichamen in het stroomgebiedsdistrict worden onderscheiden in typen met behulp van de waarden voor de verplichte descriptoren en die facultatieve descriptoren, welke nodig zijn voor een betrouwbare afleiding van de voor dat type specifieke biologische referentieomstandigheden.”

¹ punt/bijlage verwijst naar de KRW (EU 2000)

Tabel 1.1 Beschrijving van Systeem A en B uit de KRW voor de oppervlaktewatercategorie rivieren

Systeem A	
Vaste typering (beschreven descriptors moeten verplicht worden gebruikt bij de typering)	Descriptors
Ecoregio	Ecoregio's op kaart A in bijlage XI KRW
Type	Hoogte Hoogland: > 800 m Heuvelland: 200 tot 800 m Laagland: < 200 m Grootte op basis van het stroomgebied Klein: 10-100 km ² Middelgroot: > 100 tot 1.000 km ² Groot: > 1.000 tot 10.000 km ² Zeer groot: > 10.000 km ² Geologie Kalkhoudend Kiezelhoudend Organisch
Systeem B	
Alternatieve karakterisering (naast verplichte descriptors kan bij de typering gebruik worden gemaakt van een selectie van facultatieve descriptors)	Fysische en chemische factoren die bepalend zijn voor de kenmerken van de rivier of een deel ervan en dientengevolge voor structuur en samenstelling van de biologische populatie
Verplichte factoren	Hoogte Breedtegraad Lengtegraad Geologie Grootte
Facultatieve factoren	Afstand van de bron van de rivier Stromingsenergie (functie van stroming en verval) Gemiddelde waterbreedte Gemiddelde waterdiepte Gemiddeld waterval Vorm en profiel van de hoofdrieverbedding Rivierdebiet-(stromings-)categorie Vorm van het dal Transport van vaste stoffen Zuurneutraliserend vermogen Gemiddelde samenstelling van het substraat Chloride Bereik van de luchttemperatuur Gemiddelde luchttemperatuur Neerslag

Het was onmogelijk om alle in Europa voorkomende beektypen mee te nemen in het AQEM project, daarom zijn uiteindelijk 29 beektypen geselecteerd, representatief voor grote delen van Europa (tabel 1.2). De verspreiding van de beektypen over Europa wordt weergegeven in figuur 1.1. Bijna alle beektypen hebben een stroomgebied kleiner dan 1000 km². In de meeste gevallen zijn de criteria uit systeem A gebruikt voor een eerste differentiatie:

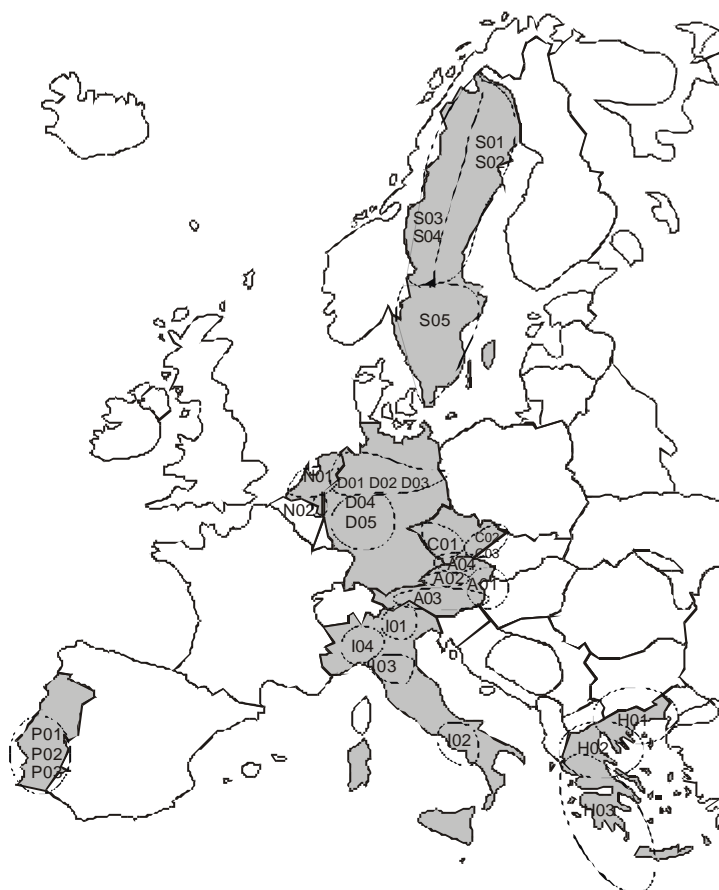
- ecoregio's (volgens Illies 1978)
- grootte (gebaseerd op stroomgebied)
- geologie van het stroomgebied
- hoogteligging

In regio's waar al regionale typologieën bestonden of meer kennis voorhanden was van de beektypen, zijn additionele criteria toegepast voor de verdere definitie en beschrijving van de typen (zoals in Nederland, Oostenrijk en Duitsland). De meeste van deze criteria zijn ook beschreven in Systeem B, zoals de samenstelling van het substraat en de stromingsenergie.

Tabel 1.2 Overzicht van de beektypen onderzocht in het AQEM project. Kolom "ecoregio": nummer volgens Illies (1978). Kolom "geology class": cal = calcareous, sil = siliceous, org = organic, alluv = alluvial deposits. Kolom "major degradation factors": M = degradation in stream morphology, O = organic pollution, A = acidification, G = general degradation

	Stream type	Size class	Altitude class (m.a.s.l.)	Ecoregio	Geology class	Major degradation factors
A01	Mid-sized streams in the Hungarian Plains	>100-1000 km ²	200-800	11	sil (moraines)	O
A02	Mid-sized calcareous pre-alpine streams	>100-1000 km ²	200-800	4	cal	M,O
A03	Small non-glaciated crystalline alpine streams	10-100 km ²	>800	4	sil	M,O
A04	Mid-sized streams in the Bohemian Massif	>100-1000 km ²	200-800	9	sil	M,O
C01	Mid-sized streams in the central sub-alpine mountains	>100-1000 km ²	200-500	9	sil	M,O
C02	Small streams in the Carpathian	10-100 km ²	200-500	10	flysch	O
C03	Mid-sized streams in the Carpathian	>100-1000 km ²	200-500	10	flysch	O
D01	Small sand bottom streams in the German lowlands	10-100 km ²	<200	14	sil	M,O
D02	Organic type brooks in the German lowlands	10-100 km ²	<200	14	org	M,O
D03	Mid-sized sand bottom streams in the German lowlands	>100-1000 km ²	<200	14	sil	M,O
D04	Small streams in lower mountainous areas of Central Europe	10-100 km ²	200-800	9	sil	M,O
D05	Mid-sized streams in lower mountainous areas of Central Europe	>100-1000 km ²	200-800	9	sil	M,O
H01	Mid-altitude mid-sized siliceous streams in North-Eastern Greece	>100-1000 km ²	200-800	6	sil	O
H02	Mid-altitude large siliceous streams in Central and Northern Greece	>1000-10000 km ²	200-800	6	sil	O
H03	Mid-altitude mid-sized calcareous streams in Western Greece	>100-1000 km ²	200-800	6	cal	O
I01	Small-sized streams in the southern silicate Alps	10-100 km ²	>800	4	sil	M
I02	Small-sized calcareous streams in the Southern Apennines	10-100 km ²	200-800	3	cal	G
I03	Mid-sized calcareous streams in the Northern Apennines	>100-1000 km ²	200-800	3	cal	M
I04	Small lowland streams of the Po valley	10-100 km ²	<200	3	sil	G

	Stream type	Size class	Altitude class (m.a.s.l.)	Ecoregion	Geology class	Major degradation factors
N01	Small Dutch lowland streams	10-100 km ²	<200	13.14	sil	G
N02	Small Dutch hill streams	10-100 km ²	<200	14	sil	G
P01	Small-sized siliceous streams in lower mountainous areas of Southern Portugal	10-100 km ²	200-800	1	sil	O
P02	Small sized siliceous lowland streams of Southern Portugal	10-100 km ²	<200	1	sil	O
P03	Mid-sized siliceous lowland streams of Southern Portugal	>100-1000 km ²	<200	1	sil	O
S01	Small lowland streams in Northern Sweden	10-100 km ²	<200	22	sil	A
S02	Small mid-altitude streams in Northern Sweden	10-100 km ²	200-800	22	sil	A
S03	Small mid-altitude streams in the Boreal Highlands	10-100 km ²	200-800	20	sil	A
S04	Small high-altitude streams in the Boreal Highlands	10-100 km ²	>800	20	sil	A
S05	Medium-sized lowland streams in the South Swedish lowlands	>100-1000 km ²	<200	14	sil	A,O



Figur 1.1 Benadering van de ligging van de AQEM beektypen in Europa

1.3.2 Selectie van het beektype

Een beek moet worden toegedeeld aan het juiste type voordat beoordeling mogelijk is. In AQEM is hiervoor uitsluitend gebruik gemaakt van abiotische criteria, waarbij toedeling plaatsvond volgens één van de onderstaande procedures:

- *Vergelijking met typespecifieke referentiesituaties.* Dit houdt in het vergelijken van de karakteristieken van de onderzochte beek in zijn huidige staat met de beschreven karakteristieken voor de referentietoestand. Het is erg belangrijk dat de te vergelijken karakteristieken de referentiesituatie weergegeven. Dit is vooral moeilijk in het geval van beïnvloede beken met een min of meer uniform karakter. De bijna natuurlijke situatie van een beek kan in dit geval worden afgeleid van de algemene morfologie (vorm van het beekdal, vorm van de rivierbedding, dwarsdoorsnede, substraat), geochemie (alkaliniteit, pH, EGV) en hydrologie. Duidelijk moet zijn dat, met uitzondering van de vorm van het beekdal, de helling van de thalweg en de alkaliniteit, de meeste parameters geschikt voor het beschrijven van beektypen makkelijk kunnen worden beïnvloed door menselijk handelen en daarom goed doordacht moeten worden gebruikt. Soms is het mogelijk om informatie af te leiden van natuurlijke beken in de omgeving, welke (waarschijnlijk) tot hetzelfde type behoren.
- *Studie van geologische, morfologische en landschapsecologische kaarten.* De verschillende beektypen worden meestal gedefinieerd en beschreven met speciale nadruk op de geomorfologische en landschapsecologische karakteristieken. De verspreiding van veel beektypen hangt nauw samen met het voorkomen van bepaalde geologische en geomorfologische formaties.
- *Studie van kaarten met beektypen.* In verscheidene landen zijn zulke kaarten al beschikbaar of in voorbereiding (Oostenrijk). Met behulp van deze kaarten is het erg makkelijk om een beek toe te delen aan het juiste type. Wel moet men er zich van bewust zijn, dat deze kaarten relatief nieuw zijn. Daarom moeten ze altijd in het veld worden gevalideerd door het gebruik van lokale karakteristieken.

1.3.3 De beoordeling

In het AQEM beoordelingssysteem staat de afstand tot de referentie centraal. Alvorens een water te kunnen beoordelen moet de referentietoestand voor het betreffende watertype bekend zijn. Een referentietoestand dient volgens de KRW volgens één van de hierna genoemde opties te worden opgesteld (EU 2000):

“Vaststellen van typespecifieke referentieomstandigheden voor typen oppervlaktewateren”

- i) Voor elk overeenkomstig punt 1.1¹ gekarakteriseerde type oppervlakte-waterlichaam worden typespecifieke hydromorfologische en fysisch-chemische omstandigheden bepaald die staan voor de waarden van de in punt

1.1¹ van bijlage V¹ genoemde hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen, welke voor dat type oppervlaktewaterlichaam behoren bij een zeer goede ecologische toestand zoals omschreven in de toepasselijke tabel in punt 1.2¹ van bijlage V¹. Verder worden typespecifieke biologische referentieomstandigheden bepaald die staan voor de waarden van de in punt 1.1¹ van bijlage V¹ genoemde biologische kwaliteitselementen voor dat type oppervlaktewaterlichaam bij een zeer goede ecologische toestand zoals omschreven in de toepasselijke tabel in punt 1.2¹ van bijlage V¹.

- iii) [...] typespecifieke biologische referentieomstandigheden kunnen ruimtelijk of op modellen gebaseerd zijn, of worden afgeleid door een combinatie van die methoden te gebruiken. Wanneer het niet mogelijk is om die methoden te gebruiken, kunnen lidstaten voor het bepalen van dergelijke omstandigheden het advies van deskundigen inwinnen. [...]
- iv) Voor op ruimte gebaseerde typespecifieke biologische referentieomstandigheden vormen de lidstaten voor elk type oppervlaktewaterlichaam een referentienet. Het net bevat een voldoende aantal locaties met een zeer goede toestand zodat een voldoende betrouwbaarheidsgraad van de waarden voor de referentieomstandigheden kan worden bereikt, gelet op de variabiliteit van de waarden van de kwaliteitselementen die voor dat type oppervlaktewaterlichaam overeenkomen met de zeer goede ecologische toestand krachtens de punt v toe te passen modelleringstechnieken
- v) Op modellen gebaseerde typespecifieke biologische referentieomstandigheden kunnen worden afgeleid met voorspellingsmodellen of terugrekenmethoden. Bij die methoden worden historische, paleologische en andere beschikbare gegevens gebruikt. De betrouwbaarheidsgraad van de waarden voor de referentieomstandigheden moet voldoende hoog zijn opdat de aldus afgeleide omstandigheden consistent en geldig voor elk type oppervlaktewaterlichaam zijn.
- vi) Wanneer het voor een kwaliteitselement in een type oppervlaktewaterlichaam niet mogelijk is om betrouwbare typespecifieke referentieomstandigheden vast te stellen, omdat de natuurlijke variabiliteit in de elementen hoog is, niet alleen ten gevolge van seizoensschommelingen, behoeft dat element niet te worden opgenomen in de beoordeling van de ecologische toestand voor dat type oppervlaktewater. [...]"

In het AQEM project is gebruik gemaakt van bestaande locaties om typespecifieke referentieomstandigheden vast te stellen (optie iv). De volgende criteria zijn gehanteerd bij het selecteren van locaties voor het referentienet:

¹ punt/bijlage verwijst naar de KRW (EU 2000)

Algemeen

- De referentietoestand moet politiek acceptabel en redelijk zijn.
- Een referentiesituatie, of het proces om deze te bepalen, moet rekening houden met belangrijke aspecten van “natuurlijke” omstandigheden.
- In de referentietoestand mag slechts sprake zijn van minimale antropogene beïnvloeding.

Landgebruik in het stroomgebied

- In de meeste landen is er sprake van antropogene beïnvloeding van het stroomgebied. De mate van verstedelijking, landbouw en bosbouw moet zo laag mogelijk zijn. Er zijn geen absolute minima of maxima vastgesteld voor het definiëren van de referentieomstandigheden. In plaats daarvan zijn de minst beïnvloede locaties met de meeste natuurlijke vegetatie gekozen.

Stroomgeul en habitat

- De overstromingsvlakte mag niet gecultiveerd zijn. Indien mogelijk moet de overstromingsvlakte begroeid zijn met een natuurlijke climax vegetatie en/of onbeheerd bos.
- De locatie mag niet worden geschoond.
- Zowel bodem als oever zijn niet beschoeid.
- Bij voorkeur zijn geen migratiebarrières aanwezig.
- Alleen matige invloed als gevolg van beschermingsmaatregelen tegen overstromingen wordt geaccepteerd.

Oevervegetatie en overstromingsvlakte

- Natuurlijke oevervegetatie en overstromingsregime moeten aanwezig zijn om laterale verbinding tussen de beek en de overstromingsvlakte mogelijk te maken. Afhankelijk van het beektype moet de oeverzone minstens 3 keer de breedte van de beek hebben.

Hydrologische omstandigheden en regulatie

- Geen afwijkingen van het natuurlijke afvoerregime.
- Geen of slechts kleine stuwen, dammen en zandvangen; er mag geen sprake zijn van een waarneembaar effect op de in de beek aanwezige biota.
- Hydrologische aanpassingen, zoals het omleiden van water, het onttrekken van water of kunstmatige piekafvoeren als gevolg van lozingen, zijn niet toegestaan.

Fysische en chemische omstandigheden

- Puntlozingen die de locatie beïnvloeden zijn niet toegestaan.
- Afwezigheid van vervuiling door diffuse bronnen of factoren die duidt op vervuiling door diffuse bronnen.
- De aanwezigheid van de voor een beektype “normale” achtergrond concentraties van nutriënten en chemische stoffen.
- Geen verzuring, verzouting en bekalking toegestaan.
- Beïnvloeding door fysische en chemische factoren mag niet afwijken van beïnvloeding in de natuurlijke situatie.

Biologische omstandigheden

- Geen significante beïnvloeding van de inheemse biota door de introductie van bepaalde planten en dieren of door de aanwezigheid van viskwekerijen.

In sommige gevallen waren geen referentiesituaties voorhanden die voldeden aan de bovenstaande criteria. Voor deze beektypen zijn de “best beschikbare” locaties als startpunt genomen.

Wanneer de referentietoestand is vastgesteld, moet worden bepaald hoe de afstand van een monster tot de referentie wordt bepaald. In de benadering van de KRW is ervoor gekozen om de waarde van een bepaalde maat voor een monster te delen door de waarde voor die maat in de referentietoestand. In het geval dat een referentietoestand wordt omschreven door ranges van variabelen kunnen scores worden toegekend aan de hand van afwijkingen van de mediaan (hoe groter de afwijking van de mediaan, hoe lager de score).

Wanneer de afstand tussen de feitelijke en de gewenste toestand kan worden bepaald kan ook de beoordeling plaatsvinden. Beoordelen komt neer op het normeren van deze afstand. Hiervoor worden de afstanden ingedeeld in klassen. De toestand van de wateren in een bepaalde klasse wordt gedefinieerd met behulp van expert-judgement. De KRW gaat uit van een beoordeling gebaseerd op 5 klassen. In bijlage V, 1.2 van de KRW (EU 2000) wordt de ecologische kwaliteit van de verschillende klassen in zijn algemeenheid als volgt gedefinieerd:

Zeer goed	Er zijn geen of slechts zeer geringe antropogene wijzigingen in de waarden van de fysisch-chemische en hydromorfologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam ten opzichte van wat normaal is voor dat type in onverstoorde staat. De waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het oppervlaktewaterlichaam zijn normaal voor dat type in onverstoorde staat, en er zijn geen of slechts zeer geringe tekenen van verstoring. <u>Dit zijn typespecifieke omstandigheden en gemeenschappen</u>
Goed	De waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam vertonen een geringe mate van verstoring ten gevolge van menselijke activiteiten, maar wijken <u>slechts licht af van wat normaal is voor het type oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat.</u>
Matig	De waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam wijken matig af van wat normaal is voor het type oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat. De waarden vertonen matige tekenen van verstoring ten gevolge van menselijke activiteiten en zijn significant meer verstoord dan bij een goede toestand.

“Wateren waarvan de toestand minder dan matig is, worden als ontoereikend of slecht ingedeeld:

wateren die tekenen van sterke wijzigingen vertonen in de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam en waarin relevante biologische gemeenschappen sterk afwijken van wat normaal is voor dat type oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat, worden als ontoereikend ingedeeld;

wateren die tekenen van sterke wijzigingen vertonen in de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor het type oppervlaktewaterlichaam en waarin grote delen van de relevante biologische gemeenschappen die normaal zijn voor dat

type oppervlaktewaterlichaam in onverstoorde staat ontbreken, worden als slecht ingedeeld.”

Meer specifiek is de ecologische kwaliteit met betrekking tot de macrofauna als volgt gedefinieerd in de KRW (EU 2000):

Zeer goed	De taxonomische samenstelling en abundantie komen geheel of vrijwel geheel overeen met de onverstoorde staat. De verhouding tussen voor verstoring gevoelige taxa en ongevoelige taxa wijkt niet af van de onverstoorde niveaus. De diversiteit van ongewervelde taxa wijkt niet af van de onverstoorde niveaus.
Goed	Er zijn lichte veranderingen in samenstelling en abundantie van ongewervelde taxa ten opzichte van de typespecifieke gemeenschappen. De verhouding tussen voor verstoring gevoelige taxa en ongevoelige taxa wijkt licht af van de typespecifiek niveaus. De diversiteit van ongewervelde taxa wijkt licht af van de typespecifieke niveaus.
Matig	Samenstelling en abundantie van ongewervelde taxa verschillen matig van de typespecifieke gemeenschappen. Belangrijke taxonomische groepen van de typespecifieke gemeenschap ontbreken. De verhouding tussen voor verstoring gevoelige taxa en ongevoelige taxa en niveau van diversiteit zijn aanzienlijk lager dan het typespecifieke niveau en significant lager dan bij een goede toestand.

Uit het bovenstaande kan worden afgeleid, dat beoordeling met behulp van macrofauna moet plaatsvinden aan de hand van parameters gebaseerd op:

- taxonomische samenstelling
- abundantie
- ratio gevoelige tot ongevoelige taxa
- diversiteit.

1.3.3 Huidige beoordelingsmethoden voor oppervlaktewateren

In deze paragraaf worden de verschillende methoden beschreven, waarop de beoordeling van een oppervlaktewater kan worden gebaseerd. Dit is gedaan om inzicht te krijgen in de algemene werking van beoordelingssystemen, welke ten grondslag liggen aan de indices gebruikt in het AQEM project. De beoordelingsmethoden zijn ingedeeld in zeven categorieën:

1. maten voor soortenrijkdom
2. maten op basis van abundantie
3. diversiteitsindices
4. similariteitsindices
5. biotische indices
6. maten op basis van proceskenmerken, zoals functionele voedingsgroepen

7. multimetrische benadering
8. multivariate benadering

(1) *Maten voor soortenrijkdom*

Deze maten beschrijven het aantal gevonden taxonomische eenheden en de structuur van de levensgemeenschap in een monster. De achterliggende gedachte is, dat de soortenrijkdom geleidelijk afneemt met een verslechtering van de waterkwaliteit (Weber 1973; Resh & Grodhaus 1983) en dat de ene soort gevoeliger is voor beïnvloeding dan de ander.

Opgemerkt moet worden dat de gedachte achter deze indices nogal gedateerd is. Tegenwoordig is het bijvoorbeeld algemeen bekend dat relatief schone bovenlopen weinig soorten kunnen bevatten in vergelijking tot meer vervuilde, maar plantenrijke middenlopen.

(2) *Maten op basis van abundantie*

Omvatten het tellen van alle verzamelde organismen in een monster tot het schatten van de relatieve abundantie van verschillende taxonomische groepen. Aangenomen wordt, dat afhankelijk van het watertype en het soort stress, het aantal individuen of de totale biomassa (van een bepaalde taxonomische eenheid) toe- of afneemt. Tevens wordt ook hier het uitgangspunt gehanteerd dat het ene taxon gevoeliger is voor vervuiling dan het andere.

(3) *Diversiteitsindices*

Combineren soortenrijkdom, evenness (evenredige verdeling van de individuen over de aanwezige soorten in een levensgemeenschap) en abundantie. De beoordeling van oppervlaktewateren op basis van diversiteit berust op de aanname, dat onbeïnvloede wateren worden gekenmerkt door een hoge soortenrijkdom, een grote evenness en hoge aantallen individuen (Mason *et al.* 1985). Tegenwoordig is algemeen bekend dat de juistheid van deze aanname afhangt van het onderzochte watertype. Er bestaan zeer veel diversiteitsindices, maar de meeste worden slechts sporadisch gebruikt.

(4) *Similariteitsindices*

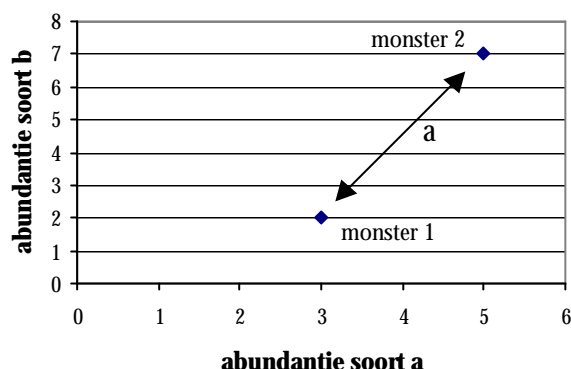
Similariteitsindices zijn een maat voor de overeenkomst of het verschil in de soortensamenstelling van twee levensgemeenschappen. Similariteitsindices kunnen worden onderverdeeld in twee categorieën: de associatiecoëfficiënten en de afstandsmaten.

Associatiecoëfficiënten geven de overeenkomst tussen de soortensamenstelling van twee monsters weer. Er bestaan zeer veel associatiecoëfficiënten, de meeste zijn echter wiskundig aan elkaar gerelateerd (Williams & Dale 1965).

De relatie tussen monsters kan ook worden weergegeven in een geometrisch model. Om een simpel voorbeeld te geven: de relatie tussen twee monsters met ieder twee soorten kan in de vorm van punten worden weergegeven in een tweedimensionale ruimte (figuur 1.2). De afstand tussen de monsters kan dan gebruikt worden als een maat voor de overeenkomst tussen de monsters.

Similariteitsindices vergelijken, in tegenstelling tot de overige indices, monsters op een objectieve manier met elkaar (de soortensamenstelling komt meer of minder

overeen). Alle overige indices zijn gebaseerd op aannames over het functioneren van levensgemeenschappen.



Figuur 1.2 Ligging van twee monsters als punten in een tweedimensionaal vlak, waarbij de ligging wordt bepaald door de abundantie van soort a en b in beide monsters. De afstand (a) tussen beide punten wordt als similariteitsmaat gebruikt

(5) *Biotische indices*

Biotische indices maken gebruik van vastgestelde waarden voor de verstoringstolerantie van taxa. De relatieve abundantie van een taxon, gewogen voor tolerantiewaarden, wordt soms gebruikt in de berekening van een biotische index. Ook hier is dus uitgegaan van het verschil in tolerantie voor verstoring/vervuiling van verschillende taxa.

(6) *Maten afgeleid van functionele voedingsgroepen*

Deze maten zijn gebaseerd op de morfologische structuren en gedragingen van soorten bij het verzamelen van voedsel. Bepaalde functionele groepen zijn gevoeliger voor verstoring/vervuiling dan anderen. Bovendien zeggen de groepen wat over de aanwezige bron van voedsel en daarmee over de aanwezige organische verontreiniging of de mate van eutrofiëring.

(7) *Multimetric benadering*

De multimetric benadering is een andere manier om de problematiek van de beoordelingssystemen te benaderen. Deze methode maakt gebruik van meerdere indices/maten, die complementaire informatie verschaffen over een levensgemeenschap. De combinatie van deze indices functioneert als een overall indicator van de biologische conditie van een levensgemeenschap. De kracht van deze benadering is de mogelijkheid om informatie op individu-, levensgemeenschap- en ecosysteemniveau te integreren (Karr *et al.* 1986; Pafkin *et al.* 1989; Karr 1991). Beoordeling op basis van meerdere indices geeft de mogelijkheid van detectie over een grotere range en aard van stressfactoren en geeft een completer beeld van de biologische conditie van een watersysteem dan individuele biologische indicatoren. Ohio Environmental Protection Agency (1987) suggereert, dat de kracht van de gecombineerde indices, de zwakheden van de individuele indices minimaliseert. Voorbeelden van de multimetric benadering zijn de Index of Biotic Integrity (Karr *et al.* 1986), de Mean Biometric Score (Shackelford 1988), de Biological Condition

Score (Plafkin *et al.* 1989) en het in Nederland veel gebruikte EBEOSWA (Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer 1992) draagt hier ook kenmerken van.

(8) *Multivariate benadering*

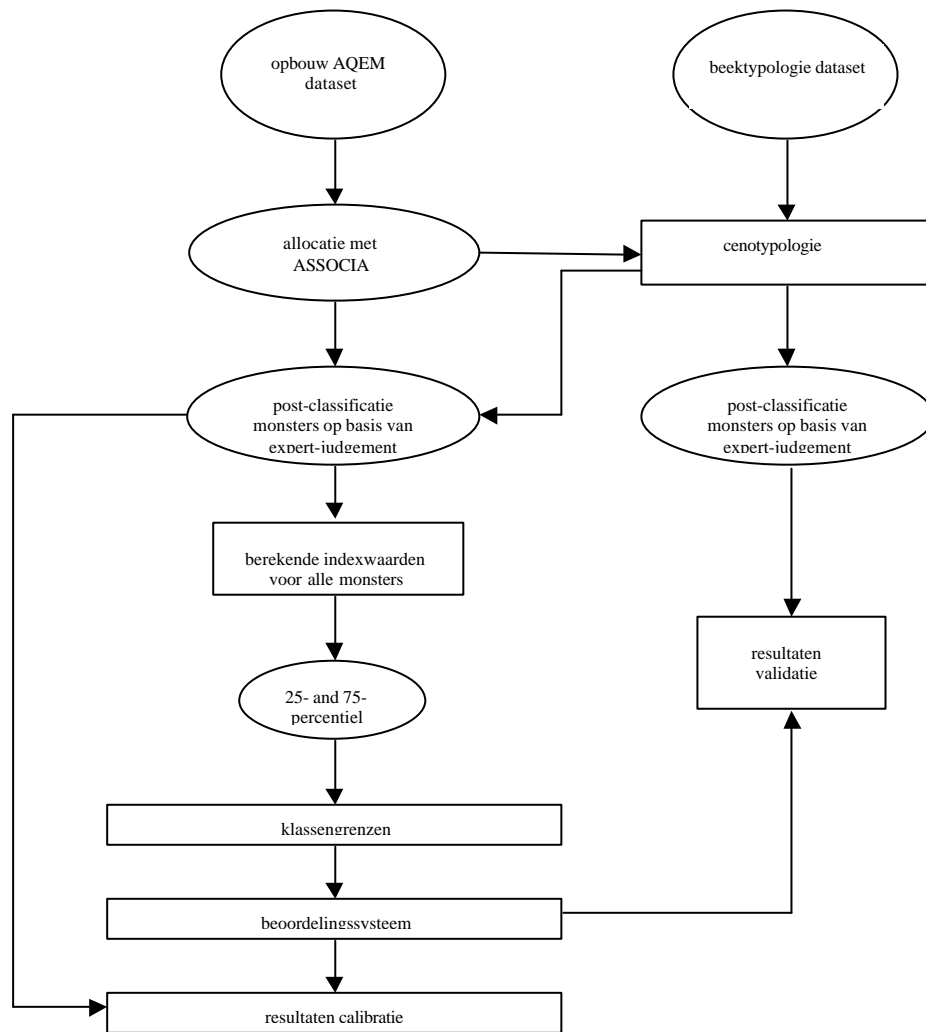
De similariteitsindex vormt de basis voor de multivariate benadering. De similariteitsindex wordt gebruikt om de afstand van een levensgemeenschap (bemonsterd op een locatie) ten opzichte van de mediaan van alle referentielocaties te berekenen. Er zijn verschillende multivariate methoden ontwikkeld voor de beoordeling van beken. RIVPACS (River InVertebrate And Classification System; Wright *et al.* 1984), ontwikkeld in de UK, maakte voor het eerst beoordeling van beken aan de hand van clusteringstechnieken mogelijk. Later is een vergelijkbaar model ontwikkeld in Australië (AusRivAS; Australian River Assessment Scheme; Smith *et al.* 1999). Het in Canada ontwikkelde model BEAST (Benthic Assessment of SedimenT; Reynoldson *et al.* 1995) kan in alle opzichten een multivariate benadering worden genoemd, omdat dit model naast clusteringstechnieken tevens gebruik maakt van ordinatietechnieken.

In het AQEM project is de multimetric benadering als uitgangspunt genomen bij de ontwikkeling van de beoordelingssystemen. Het grote voordeel van deze benadering ten opzicht van de individuele indices is eerder al besproken. De voorkeur voor de multimetric benadering ten opzichte van een multivariate benadering is vooral gebaseerd op praktische overwegingen: (1) de multimetric score is makkelijk te vergelijken met waarden in de referentiesituatie (2) de multimetric benadering is relatief makkelijk te doorgronden voor leken (3) het gebrek aan ervaring met multivariate beoordelingsmethoden bij de AQEM deelnemers. De multivariate benadering is moeilijker te doorgronden, maar biedt uiteindelijk wel dezelfde mogelijkheden als een multimetric index.

Voor een multimetric benadering wordt gebruik gemaakt van meerdere indices. Bij gebruik van de in deze paragraaf besproken indices moet rekening worden gehouden met het feit, dat verschillende indices vergelijkbaar kunnen scoren op basis van verschillende combinaties van factoren. Verder kan een index verminderde gevoeligheid vertonen in het onderscheiden van bepaalde kwaliteitsklassen. Het is daarom belangrijk om het gedrag van indices te bepalen, door ze toe te passen in bekende omstandigheden zodat een goed inzicht kan worden verkregen in hun eigenschappen en vooral hun beperkingen (Hellowell 1978). Om een aanzet te kunnen geven voor de ontwikkeling van een nieuw beoordelingssysteem moeten de indices uit deze paragraaf worden toegepast op wateren van verschillende beïnvloedingsstadia van alle watertypen. Op deze wijze kan worden bepaald welke indices het meest geschikt zijn voor gebruik in een nieuw beoordelingssysteem, met als uitgangspunt de samenstelling van de macrofaunagemeenschap.

2 Materiaal en methoden

In dit hoofdstuk is beschreven hoe de in AQEM ontwikkelde beoordelingssystemen tot stand zijn gekomen, met nadruk op het Nederlandse beoordelingssysteem. In figuur 2.1 is een samenvatting van de in Nederland gevolgde procedure weergegeven. De stappen uit het stroomschema zijn in dit hoofdstuk nader toegelicht. In deze studie is gebruik gemaakt van twee verschillende datasets: (1) de AQEM dataset voor de ontwikkeling van het beoordelingssysteem en (2) een bestaande dataset (beektypologie) voor ontwikkeling en validatie van het beoordelingssysteem.



Figuur 2.1 Stroomschema waarin de stappen staan weergegeven, die zijn doorlopen bij de ontwikkeling van het Nederlandse beoordelingssysteem. De ovalen in het stroomschema staan voor de gebruikte technieken en de vierkanten voor het bereikte resultaat

Paragraaf 2.1 geeft inzicht in de wijze waarop de benodigde data zijn verzameld en de voorwaarden die binnen het project zijn gesteld aan het verzamelen van de data. In paragraaf 2.2 komt aan de orde hoe de cenotypologie tot stand is gekomen, onmisbaar voor de ontwikkeling van een beoordelingssysteem (paragraaf 1.3.1). In paragraaf 2.3 is het selectieproces van de indices en het vaststellen van klassengrenzen besproken. Tot slot wordt in paragraaf 2.4 de toetsing van het beoordelingssysteem toegelicht.

2.1 Opbouw gegevensbestand

2.1.1 AQEM data

In tegenstelling tot andere vergelijkbare projecten, is de ontwikkeling van het AQEM systeem gebaseerd op een nieuw gestandaardiseerd gegevensbestand, bestaande uit zowel gegevens betreffende macrofauna als algemene beekkenmerkenschappen. Alle door de verschillende landen verzamelde gegevens zijn ingevoerd in één Europese database. De database bevat een soortenlijst van Europa zonder synoniemen met een unieke 8-lettercode. De database is tot stand gekomen met behulp van een voor het project ontworpen Data Input Programma (AQEMdip). De werking van dit programma wordt uitgebreid beschreven in AQEM consortium (2001).

In Nederland is getracht zoveel mogelijk gegevens te verzamelen, door diverse waterbeheerders te betrekken in het onderzoek. In deze paragraaf is toegelicht hoe het AQEM gegevensbestand tot stand is gekomen.

2.1.1.1 Selectie monsterpunten

Van alle 29 beektypen is een beïnvloedingsreeks van zeer goede naar slechte kwaliteit bemonsterd. Hetgeen noodzakelijk was om een idee te krijgen van de samenstelling van de macrofaunagemeenschappen in iedere ecologische kwaliteitstoestand. Om te verzekeren dat het hele kwaliteitsspectrum bemonsterd zou worden, is aan de hand van expert-judgement een “a priori”, of “pre-classificatie” van de locaties gemaakt volgens de 5 kwaliteitsklassen vermeld in de KRW:

1. slecht
2. ontoereikend
3. matig
4. goed
5. zeer goed (referentiesituatie, paragraaf 1.3.3)

Binnen Europa zijn verschillende beïnvloedingsreeksen onderscheiden, gebaseerd op:

- morfologie
- organische vervuiling
- verzuring

Binnen een reeks zijn minimaal 11 locaties bemonsterd:

3 locaties behorend tot klasse 5
3 locaties behorend tot klasse 4
3 locaties behorend tot klasse 3
1 locatie behorend tot klasse 2
1 locatie behorend tot klasse 1

Alle monsterpunten zijn in twee seizoenen bemonsterd. In heel Europa zijn in totaal ongeveer 900 monsters genomen.

In Nederland zijn over het algemeen de bovenstaande richtlijnen voor het selecteren van monsterpunten gevolgd. De uitzonderingen worden in de onderstaande tekst besproken.

a. beektype

Op Europees niveau zijn in Nederland twee beektypen onderscheiden, de kleine beken (stroomgebied kleiner dan 100 km²) van ecoregio 13 en de kleine beken van ecoregio 14. Omdat in Nederland het vermoeden bestond dat binnen deze ecoregio's nog sprake was van typologische verschillen hebben de monsternemende instanties in Nederland afgesproken dat twee beken behoren tot hetzelfde beektype wanneer er sprake is van overeenkomst in:

- dimensies (bron, bovenloopje, bovenloop, middenloop of benedenloop),
- bodemtype (geologie) en
- verval (stroomsnelheid).

b. beïnvloedingsreeks

In Nederland zijn geen locaties van zeer goede ecologische kwaliteit bemonsterd, aangezien beken van dergelijke kwaliteit niet meer in Nederland voorkomen.

In Nederland zijn vijf morfologische reeksen en twee waterkwaliteitsreeksen bemonsterd. Een morfologische reeks is als volgt opgebouwd:

- 1: genormaliseerd en onbeschaduwd
- 2: genormaliseerd maar nog wel beschaduwd
- 3: natuurlijke morfologie en onbeschaduwd
- 4: natuurlijke morfologie en beschaduwd

Een waterkwaliteitsreeks met (organische of anorganische) nutriënten is als volgt opgebouwd:

- 1: belasting met nutriënten en onbeschaduwd
- 2: belasting met nutriënten en beschaduwd
- 3: geen duidelijke belasting met nutriënten en onbeschaduwd
- 4: geen duidelijke belasting met nutriënten en beschaduwd

Binnen een reeks zijn minimaal 11 locaties bemonsterd:

5 locaties behorend tot klasse 4
4 locaties behorend tot klasse 3
1 locatie behorend tot klasse 2
1 locatie behorend tot klasse 1

Per waterbeheerder is gekozen om één of meer van deze reeksen uit te werken. Er is minstens één reeks per beektype bemonsterd. Uiteindelijk zijn in Nederland 82 locaties geselecteerd voor bemonstering (bijlage 1).

2.1.1.2 Monstername en determinatie

Om de resultaten van de bemonsteringen van de verschillende landen zo goed mogelijk onderling te kunnen vergelijken, zijn in het AQEM project strikte regels opgesteld met betrekking tot bemonstering en determinatie. Een belangrijk aspect van de bemonsteringen in AQEM was de “muliti-habitat methode” gebaseerd op Barbour *et al.* (1999). Een AQEM monster bestond uit 20 “replica’s” van 25 cm² genomen uit alle aanwezige microhabitattypen op een monsterlocatie met een bedekkingspercentage van 5% of meer. De 20 “replica’s” zijn verdeeld over de verschillende microhabitattypen in verhouding tot hun bedekkingspercentages over een beektraject van 50 m. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van bemonstering en determinatie wordt verwezen naar de AQEM handleiding (AQEM consortium 2002).

Afgezien van het bemonsteren van alle microhabitats in een beek, is in elk land wel op één of andere wijze afgeweken van de regels voor bemonstering en determinatie. In deze paragraaf is beschreven op welke wijze monstername en determinatie in Nederland heeft plaatsgevonden.

Monstername

De meeste monsterpunten zijn twee keer bemonsterd, meestal één keer in het voorjaar (maart, april) en één keer in het najaar (september, oktober) (bijlage 1). In totaal zijn in Nederland 156 monsters genomen. Op alle monsterpunten is de macrofaunagemeenschap bemonsterd en zijn gegevens verzameld betreffende een groot aantal morfologische, chemische en fysische parameters en stroomgebiedkarakteristieken (bijlage 2). Alle veldgegevens zijn genoteerd op een standaard formulier, het AQEM “site protocol”.

De macrofauna bemonsteringen zijn als volgt uitgevoerd:

1. Voor bemonstering is eerst een beektraject van 50 m geselecteerd, dat representatief was voor minimaal 500 m van de beek.
2. Het bedekkingspercentage van de verschillende substraten (microhabitats) is bepaald. Alleen de bovenste laag substraten is opgenomen (het totaal aan zichtbare substraten bedroeg 100%). De bedekkingspercentages zijn op 5% nauwkeurig geschat. Elk habitat met een bedekkingspercentage > 5% is naar verhouding bemonsterd. Indien de bedekking van een substraat minder dan 5% was, is dit met een ander substraat (liefst het meest voorkomende) meebemonsterd, zodat toch de hele variatie aan substraten binnen een traject is bemonsterd.
3. Voor monstername is gebruik gemaakt van een standaardmacrofaunanet met een maaswijdte van 0.5 mm. Afhankelijk van de instantie is een net van 25 cm of 30 cm breed gebruikt. Tijdens de monstername is met het net over en door de bovenste bodemlaag (enkele cm's) schoksgewijs stroomopwaarts bewogen. Er

zijn deelmonsters genomen van 25 cm², verdeeld over de substraten, met een totale monsterlengte van 5 meter als het net 25 cm breed was en 4 meter als het net 30 cm breed was. Het aantal deelmonsters per substraat was afhankelijk van het bedekkingspercentage van het betreffende substraat. Kwam een microhabitat veel voor dan is een relatief groot oppervlak bemonsterd. Bijvoorbeeld bij een bedekking van 80% zand, 10% grof organisch materiaal en 10% fijn organisch materiaal, dan is in het zand (uitgaande van een totaal van 5 meter) 4 meter monster genomen en in de andere twee substraten ieder 50 cm.

4. De deelmonsters van het minerale substraat zijn samengevoegd in één emmer. De deelmonsters van de organische substraten zijn samengevoegd in een andere emmer. Van ieder monsterpunt was na de bovenstaande handelingen een mineraal en een organisch deelmonster beschikbaar. De monsters zijn niet gefixeerd.
5. De monsters zijn meegenomen naar het laboratorium en daar gezeefd over zeven van respectievelijk 1 mm en 0.25 mm. De fracties zijn uitgezocht in een transparante bak boven een lichtbron. De grove fractie (> 1 mm) is volledig uitgezocht. De fijne fractie (< 1 mm) is gelijkmatig verdeeld over 10 bakken. Deze bakken zijn één voor één uitgezocht totdat een totaal van 500 individuen was verzameld en de betreffende bak volledig was uitgezocht. Bijvoorbeeld: leverde bak 1 300 individuen op dan is doorgedaan met bak 2. Leverde bak 2 nog eens 300 individuen op dan is de 500 overschreden en is met uitzoeken van het monster gestopt. Het aantal bakken dat is uitgezocht is genoteerd en het aantal individuen per soort is later vermenigvuldigd naar een totaal van 10 bakken (in het geval van het voorbeeld met een factor 5). De bak waarin het 500^{ste} individu is gevonden is altijd volledig uitgezocht. Wanneer een klasse/orde uit veel organismen bestond is slechts een deel van de organismen uitgezocht, de rest is geschat. Het aantal organismen dat per klasse/orde is verzameld alvorens over te gaan tot schatten, is gebaseerd op expert-judgement. In tabel 2.1 is voor enkele taxonomische groepen (de groepen die vaak in hoge aantallen zijn gevonden in de monsters) een overzicht gegeven van het aantal individuen dat minimaal is uitgezocht voordat over is gegaan op schatten..
6. De verkregen organismen zijn per groep verzameld. De Hydracarina zijn bewaard in Koenike, de Oligochaeta in 4% formaline en de overige organismen in 70% ethanol.

Tabel 2.1 Overzicht per taxonomische groep van het minimum aantal individuen dat is uitgezocht alvorens over te gaan op schatten

taxonomische groep	minimum aantal individuen
Oligochaeta	200
Gastropoda	100
Bivalvia	200
Crustacea	50
Ephemeroptera	100
Chironomidae	400

Determinatie

Determinatie heeft plaatsgevonden tot op het niveau zoals aangeduid in tabel 2.2.

Tabel 2.2 Overzicht van het determinatieniveau van de verschillende taxonomische groepen

taxonomische groep	determinatieniveau	taxonomische groep	determinatieniveau
Turbellaria	soort	Coleoptera	soort (larven op genus)
Hydracarina	soort	Planipennia	soort
Gastropoda	soort	Megaloptera	soort
Bivalvia	soort (Pisidium op genus)	Trichoptera	soort
Oligochaeta	soort	Tipulidae/Limoniidae	genus
Hirudinea	soort	Psychodidae	genus
Crustacea	soort	Simuliidae	soort
Ephemeroptera	soort	Chironomidae	soort
Plecoptera	soort	Ceratopogonidae	familie
Odonata	soort	overige Nematocera	familie
Heteroptera	soort	Brachycera	familie

2.1.2 Beektypologie data

Naast de AQEM data zijn tevens bestaande data gebruikt bij de ontwikkeling van het beoordelingssysteem. Het betreft data verzameld bij regionale waterbeheerders tijdens een eerder project. De volgende criteria zijn gesteld aan de data om te zorgen dat de AQEM en beektypologie data op vergelijkbare manier zijn verzameld:

- bemonstering na 1990;
- gestandaardiseerde monsternamen vergelijkbaar met AQEM;
- bemonsteringsinformatie met betrekking tot milieuvariabelen was beschikbaar.

De dataset omvatte informatie over macrofauna, macrofyten en milieuvariabelen van 949 monsters. De monsters vertegenwoordigden beken van alle regio's in Nederland en van alle beïnvloedingstadia.

2.2 Cenotypologie en post-classificatie

Voor de ontwikkeling van een beoordelingssysteem is een gegevensbestand met monsterlocaties van bekende kwaliteitsklasse onmisbaar. De AQEM monsterlocaties zijn allemaal voorafgaand aan monsternamen geïdentificeerd (paragraaf 2.1.1.). In de context van deze studie verwijst classificatie altijd naar het proces van het bepalen van de ecologische toestand van een locatie. De pre-classificatie van de monsterlocaties is uitgevoerd door verschillende waterbeheerders en is uitsluitend gebaseerd op expert-judgement. Veldwaarnemingen leidden tot onvrede met deze subjectieve manier van classificatie. In alle landen zijn de monsterlocaties daarom na monsternamen opnieuw geïdentificeerd (post-classificatie). Ieder land heeft hiervoor zijn eigen methode gebruikt. In de meeste landen is ervoor gekozen de monsters opnieuw te classificeren aan de hand van in het veld gemeten/opgenomen abiotische variabelen. In Nederland is voor post-classificatie gebruik gemaakt van een combinatie van multivariate analyse en expert-judgement.

Multivariate analyse is toegepast om een cenotypologie te ontwikkelen. Een cenotype wordt beschreven door een complex van milieuvariabelen en het voorkomen van een

bepaalde gemeenschap (soortencombinatie) (Verdonschot 1990a). Milieuv variabelen waarmee een type wordt omschreven, kunnen verwijzen naar natuurlijke omstandigheden (watertype) of naar een zekere mate van menselijke beïnvloeding. Een cenotypologie omvat verschillende watertypen en de ontwikkelingsstadia (beïnvloedingsstadia) die uit deze watertypen kunnen ontstaan. Met het vaststellen van cenotypen is de toedeling van kwaliteitsklassen aan locaties vergemakkelijkt. Omdat een cenotype een groep monsters met vergelijkbare soortensamenstelling en milieumomstandigheden vertegenwoordigt, is aangenomen dat alle locaties behorend tot één cenotype zich in hetzelfde beïnvloedingsstadium bevinden. De volgende stappen zijn genomen om de cenotypologie te ontwikkelen (1) voorbereiding gegevens (2) clustering (3) ordinarie (4) integratie clustering en ordinarie. Deze stappen worden toegelicht in paragraaf 2.2.1 voor de AQEM data en in paragraaf 2.2.2. voor de beektypologie data.

2.2.1 AQEM typologie

2.2.1.1 Voorbereiding milieugegevens

Tegelijkertijd met het bemonsteren van de macrofauna zijn milieugegevens verzameld (bijlage 2). Alle in bijlage 2 vermelde variabelen zijn bepaald voor alle monsters, met uitzondering van de monsters N1400051 en N1400052. Voor deze monsters ontbraken enkele gegevens, met als gevolg dat deze monsters alleen passief zijn meegenomen in de analyses. Wanneer een monster passief is meegenomen, is het pas achteraf in het ordinariediagram geplaatst en heeft het geen invloed op de ordinarie (Ter Braak & Smilauer 1998).

Het milieuv variabelenbestand is voor de Nederlandse data op een aantal punten aangevuld. De nominale parameters seizoen, pre-classificatie, monster nemende instantie, provincie, ecoregio, dimensie en beïnvloedingsreeks zijn toegevoegd. Dit om inzicht te krijgen in mogelijke verbanden tussen deze variabelen en de macrofaunasamenstelling.

Omdat het milieuv variabelen bestand te groot bleek voor gebruik in CANOCO is het aantal milieuv variabelen gereduceerd. De volgende milieuv variabelen zijn verwijderd uit het bestand:

- milieuv variabelen met een naar verwachting geen tot geringe invloed op de macrofaunasamenstelling, zoals bijvoorbeeld de aanwezigheid van schuimvorming;
- milieuv variabelen met een naar verwachting geen tot geringe invloed omdat ze alleen op Europees niveau van belang zijn, zoals lengte- en breedtegraad;
- nominale variabelen die in alle gevallen een 0 scoorden;
- milieuv variabelen die op verschillende niveaus (stroomgebied, beektraject, monsterlocatie) voorkwamen en waarvan logischer wijs kon worden verwacht dat deze met elkaar gecorreleerd waren. In dit geval is de variabele op het hoogste schaalniveau verwijderd;
- milieuv variabelen die gecorreleerd zijn, zoals gemiddelde en maximale stroomsnelheid. In dit geval is één van beide variabelen verwijderd. Hierbij is

telkens de variabele verwijderd met de naar verwachting minst directe invloed op de samenstelling van de macrofaunagemeenschap.

In bijlage 3 zijn de verwijderde milieuv variabelen vermeld met een toelichting waarom ze zijn verwijderd.

Na reductie van het milieuv variabelen bestand zijn de waarden van de milieuv variabelen (behalve de pH) gelogarithmiseerd ($\ln(x+1)$).

2.2.1.2 Voorbewerking macrofaunagegevens

Alvorens de macrofaunagegevens te kunnen analyseren, is bewerking van deze gegevens noodzakelijk. Allereerst zijn alle monsters gestandaardiseerd naar een monsterlengte van 5 m. Hierbij zijn de deelmonsters van de verschillende substraten procentueel meegenomen en gesommeerd tot een totaalmonster. De grove en fijne fractie zijn voor analyse samengevoegd. Monsters van dezelfde locatie (maar van een andere datum zijn niet gemiddeld, maar behandeld als aparte monsters.

De oorspronkelijke taxa in de gegevensbestanden zijn taxonomisch op elkaar afgestemd. Verschillen in determinatieniveau kunnen anders in een later stadium de oorzaak blijken te zijn van verschillen tussen de resulterende soortengroepen. Hiertoe zijn de taxa in de gegevensbestanden eerst op taxonomische volgorde gezet. De oude namen zijn vervangen door de op dit moment gangbare namen. Kwamen zowel oude als nieuwe naam of synoniem voor, dan zijn de abundanties bij elkaar opgeteld. Voor ieder taxon is verder berekend in hoeveel van de monsters en met hoeveel individuen het voorkwam. Deze frequenties en abundanties hebben de beslissingen ondersteund, die genomen zijn bij de taxonomische afstemming. Bij de taxonomische afstemming is niet gekeken naar de aantallen per monster, maar naar het totaal van de afzonderlijke monsters, vanwege de grootte van de dataset. Voor de taxonomische afstemming zijn de volgende criteria gehanteerd:

- Afstemming heeft plaatsgevonden op een zo laag mogelijk niveau, bij voorkeur op soortsniveau.
- Indien een genus op een paar uitzonderingen na was uitgedetermineerd tot op soortsniveau, is het genus verwijderd en zijn de soorten gehandhaafd.
- Indien de frequentie waarmee het genus voorkwam echter meer dan 20% van de frequenties van de onderliggende soorten gezamenlijk was, dan zijn de soorten omgezet naar het genus.
- Het 20%-criterium was geen 'harde grens'. Bij grensgevallen is gekeken naar de indicatieve waarde van het genus of de soorten in combinatie met de aantallen. Bestaan tussen de soorten onderling duidelijke ecologische verschillen (verschillen in habitatvoorkeur, voedingsgroep, enz) dan is voor de soorten gekozen en verviel het genus. Is het genus op zich al zeer indicatief en verschilden de soorten onderling niet veel wat betreft ecologie, dan is gekozen voor het genus.
- Alle mannetjes, vrouwtjes, poppen, larven, juvenielen en nymfen, zijn samengevoegd onder de soort met de volgende uitzondering: bij kevers en wantsen zijn de volwassen dieren samengevoegd en vormen de larven respectievelijk nymfen een aparte groep, omdat deze een andere ecologie kunnen hebben. Vaak zijn de dieren als nymfe nog niet te determineren en is daarom de

naam van het genus toegekend. Het kan dan voorkomen dat alle nymfen onder het genus geschaard zijn (met nymfe als toevoeging) en alle volwassen dieren als aparte soorten zijn opgenomen.

- Alle taxa waarin de aanduiding conform voorkomt, zijn samengevoegd met de soort of het genus waarop het betrekking heeft.
- Voor soorten en groepen/aggregaten zijn dezelfde criteria gehanteerd als voor de keuze tussen genus en soort. Is de frequentie waarin de groep was gegeven meer dan een vijfde deel van de totale frequentie van de onderliggende soorten dan zijn de soorten onder de groep geschaard.
- Terrestrische dieren zijn uit het gegevensbestand verwijderd.

De uiteindelijke taxonlijst is opgenomen in bijlage 4.

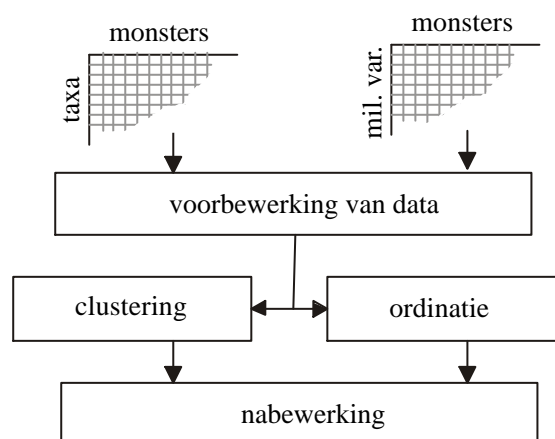
Tot slot zijn de abundanties in de taxonlijst getransformeerd naar Prestonklassen (Verdonschot 1990b), met een maximum van 9.

2.2.1.3 Multivariate analyse

Inleiding

Met behulp van multivariate analysetechnieken (o.a. Jongman *et al.* 1987) zijn de macrofaunagegevens in combinatie met een uitgebreide set aan milieugegevens geanalyseerd. Elk monster heeft een groot aantal kenmerken (taxa en milieuvariabelen). Het gegevensbestand als totaal is dan ook multivariabel van aard. De gegevens zijn complex, vertonen ruis en interne verbanden. Multivariate analysetechnieken zijn robuust en tonen belangrijke hoofdlijnen in een dergelijk gegevensbestand. Voor de multivariate analyse is gebruik gemaakt van classificatie- en ordinatietechnieken. Op basis van de analyses zijn groepen van onderling vergelijkbare monsters bepaald. Onderling vergelijkbaar betekent in deze context vergelijkbaar in macrofaunasamenstelling (in taxa en aantallen) en overeenkomend in ranges van relevante milieuvariabelen.

De verschillende technieken die gebruikt zijn voor het opstellen van de typologie, zijn in onderstaand schema in onderling verband weergegeven.



Figuur 2.2 Stroomschema met analysemethoden voor het samenstellen van de ecologische typologie

Clustering

a. Principe

Clustering heeft als doel het indelen van monsters in verschillende groepen (clusters). Deze clusters bestaan uit monsters met gelijkende soortensamenstelling. Clustering is uitgevoerd met het programma FLEXCLUS (Van Tongeren 1986). Het programma vergelijkt in hoeverre monsters overeenkomen wat betreft soortensamenstelling (taxa en aantallen). Monsters die op elkaar lijken worden in één cluster geplaatst. Het aantal resulterende clusters hangt af van de in het programma gekozen grenswaarde (threshold). Deze waarde geeft weer tot hoeveel afsplitsingen het programma mag doorgaan.

b. Technieken

Clustering in FLEXCLUS is uitgevoerd op basis van de Sørensen-similariteitsratio. De clusteringsstrategie bestaat uit een initiële, niet-hiërarchische clustering op basis van een monster versus monster similariteitsmatrix. Tijdens deze initiële clustering worden monsters gefuseerd met behulp van een 'single linkage' techniek, waarbij de mate van overeenkomst tussen groepen wordt weergegeven door de overeenkomst tussen de twee het meest op elkaar lijkende opnamen uit twee groepen. Deze fusies worden gestopt indien twee monsters minder op elkaar lijken dan de opgegeven minimale grenswaarde (threshold = mate van overeenkomst). De initiële clustering wordt vervolgens geoptimaliseerd met behulp van 'relocative centroid sorting'. Tijdens deze berekening worden grote of heterogene clusters gesplitst en worden kleine of onderling gelijkende clusters samengevoegd. Hierop volgt een herplaatsing van monsters (relocatie). Tijdens de relocatie wordt ieder monster vergeleken met ieder cluster. Indien een monster meer gelijk op een ander cluster dan op het cluster waartoe het behoort, dan wordt dit monster in dit andere cluster geplaatst. Voordat een monster vergeleken wordt met het eigen cluster, wordt het monster uit het cluster verwijderd en wordt een nieuwe centroid berekend. Dan pas vindt de vergelijking plaats. Hiermee wordt voorkomen dat het monster zelf invloed uitoefent op de vergelijking.

c. Opties

In het programma FLEXCLUS zijn verschillende opties opgenomen. De keuze van een bepaalde techniek, bepaalde voorbewerkingen, de wijze waarop de analyse wordt uitgevoerd en hoe de resultaten worden nabewerkt, is van belang voor het eindresultaat. De belangrijkste gekozen opties zijn:

- "downweighting of rare species": het toekennen van lagere gewichten aan meer zeldzame taxa tijdens de analyse;
- "similarity ratio": index die mate van overeenkomst tussen monsters of groepen van monsters weergeeft;
- "initial clustering" by program: de initiële clustering wordt middels een single linkage-techniek door het programma zelf uitgevoerd;
- "relocatie": het herplaatsen van monsters.

d. Parameters

De belangrijkste parameters bij clustering zijn:

- “interne homogeniteit”: een maat voor de onderlinge gelijkheid van de monsters binnen een cluster;
- “resemblance”: een maat voor de overeenkomst van een cluster met een ander (het meest gelijkende) cluster. Vaak geldt dat als de resemblance groter is dan de interne homogeniteit het cluster minder goed is afgescheiden;
- “isolatie”: een maat voor de afstand tussen de clusters, oftewel een maat voor de eigenheid (dissimilariteit) van een cluster (interne homogeniteit / overeenkomst (resemblance) met meest gelijkend cluster). Vaak wordt een cluster met een isolatie van groter dan 1 beschouwd als een goed geïsoleerd cluster.

Ordinatie

a. Principe

Ordinatie is uitgevoerd met het programmapakket CANOCO (Ter Braak 1987; Ter Braak & Smilauer 1998). Ordinatie plaatst objecten (monsters, taxa en/of variabelen) door middel van gewogen middelen in een multidimensionale ruimte, en wel langs denkbeeldige geoptimaliseerde gradiënten. Hierbij staan overeenkomstige objecten dicht bij elkaar en worden objecten die van elkaar verschillen ver uiteen geplaatst. De lijn die door deze posities van objecten kan worden getrokken, zodanig dat de kleinste kwadratenafstand van de objecten ten opzichte van deze lijn wordt bereikt, vormt de eerste as. De eerste as is de eerste denkbeeldige gradiënt die tevens de belangrijkste spreiding in de gegevens weergeeft. Vervolgens worden de objecten onafhankelijk van deze eerste as gemaakt en wordt door de resterende variatie tussen de objecten op dezelfde wijze de tweede as berekend. Dit geschiedt vervolgens ook voor een derde en vierde as, etc. De tweede as is onafhankelijk van de eerste en staat hier loodrecht op. Vaak verklaren as 1 en 2 de belangrijkste variatie in het materiaal, soms is een derde as nodig. Ordinatie is een robuuste techniek die weinig gevoelig is voor incidenteel afwijkende monsters. Ordinatie kan gebaseerd worden op een lineair dan wel op een unimodaal model.

Met behulp van directe analyse worden milieuvariabelen met behulp van regressie gekoppeld aan de ligging van de objecten in het diagram. Bij de verschillende ordinatie-assen worden die milieuvariabelen gezocht die het grootste deel van de variatie verklaren.

b. Technieken

In dit onderzoek is gebruikt gemaakt van detrended (canonical) correspondence analysis (D(C)CA) en canonical correspondence analysis (CCA). DCA is een indirecte en DCCA en CCA zijn directe ordinatietechniek(en). Bij indirecte ordinatie wordt geen verband met de milieuvariabelen gelegd, maar worden de monsters op basis van de soortensamenstelling in het diagram gepositioneerd. Achteraf kan wel een verband met de milieuvariabelen worden aangegeven of berekend. In directe ordinatie worden de milieuvariabelen met behulp van regressie gekoppeld aan de ligging van de soorten en de monsters in het ordinatiediagram. DCCA maakt gebruik van een Gaussisch responsiemodel: het genereert unimodale verbanden.

DCA is alleen gebruikt ter ondersteuning van DCCA. Om de variatie in het gegevensbestand te bepalen is allereerst een DCA op segmenten uitgevoerd. Deze optie berekent onder andere de gradiëntlengte van de verschillende assen. Is deze lengte groot, dan is veel variatie in het gegevensbestand aanwezig. Is de gradiëntlengte klein, dan is het bestand relatief homogeen. De keuze van de te gebruiken techniek voor de analyse is van de gradiëntlengte afhankelijk. De grens voor de keuze van een lineaire of unimodale techniek wordt over het algemeen gelegd bij de waarde 3. Is de gradiëntlengte groter dan 3, dan kan de directe ordinatie het beste worden uitgevoerd met een unimodale techniek. Wanneer de gradiëntlengte kleiner is dan 3, is een lineaire techniek het meest geschikt (Ter Braak 1987). Bij een gradiëntlengte tussen de 3 en 4 kan zowel een unimodale als een lineaire techniek worden toegepast (Ter Braak & Smilauer 1998). Bij een sterke unimodale respons, laat een CA (of een CCA met veel milieuvariabelen) vaak een hoefijzer-effect zien in het ordinatiediagram. Dit kan worden verholpen door te kiezen voor een DCA of een DCCA, waarbij gecorrigeerd wordt voor het hoefijzer-effect (Ter Braak & Smilauer 1998).

c. Opties

In het programmapakket CANOCO zijn verschillende opties opgenomen. De keuze van een bepaalde techniek, bepaalde voorbewerkingen, de wijze waarop analyses worden uitgevoerd en hoe de resultaten worden nabewerkt is van belang voor het eindresultaat. De belangrijkste opties die gekozen zijn:

- “downweighting of rare species”: deze optie reduceert de invloed van weinig voorkomende taxa tijdens de analyse;
- “inter-sample distance”: deze optie zorgt ervoor dat de positie van de monsters in het ordinatiediagram wordt geoptimaliseerd (i.p.v. de positie van de soorten)
- “detrending by segments” (DCA): zie tekst;
- “detrending by 2nd order polynomials” (DCCA): een minder drastische manier van detrending dan detrending by segments, die wordt aangeraden bij het uitvoeren van een DCCA;
- “voorwaartse selectie”: deze optie maakt het mogelijk milieuvariabelen te ordenen naar de mate waarin ze bijdragen aan de verklaring van de biologische variatie in de dataset. Aan de hand van de resultaten van voorwaartse selectie kan een grote set milieuvariabelen gereduceerd worden.

d. Diagrammen

De resultaten van de berekeningen worden in ordinatiediagrammen weergegeven. Het diagram geeft de belangrijkste patronen in de gegevens weer. De techniek indiceert mogelijke relaties maar geeft geen oorzakelijke verbanden. In het ordinatiediagram staan de monsters (of samenvoegingen daarvan in clusters) en/of soorten en de milieuvariabelen weergegeven.

De positie van monsters en/of soorten, al dan niet gegroepeerd, vertelt iets over de onderlinge relatie. Hoe dichter de monsters bij elkaar liggen des te meer ze op elkaar lijken. Monsters en/of soorten in het midden van het diagram geven óf gemiddelde omstandigheden aan óf zijn onafhankelijk van de milieuvariabelen in het bestand en hebben dan eigen kenmerken. Monsters en/of soorten aan de buitenkant van het diagram betreffen vaak uitzonderlijke milieu-omstandigheden of afwijkingen.

Een milieuvariabele wordt als pijl voorgesteld. De pijl wijst in de richting van de grootste toename in gewogen gemiddelden van de monsters en/of soorten voor die variabele. De lengte van de pijl geeft de mate van waardeverandering van die variabele in die richting aan. De relatie tussen een monster en een variabele is af te lezen uit de loodrechte projectie van het betreffende monster op de variabele-pijl of het verlengde (in beide richtingen) daarvan.

In de diagrammen zijn alleen die milieuv variabelen opgenomen die daadwerkelijk bijdragen aan de verklaring van het gevonden patroon. De interset-correlatie is de maat om te bepalen hoe groot de correlatie van een variabele is met een as en daarmee hoeveel deze variabele bijdraagt aan de verklaring. Alleen variabelen met een hoge interset-correlatie zijn opgenomen in de ordinatiediagrammen.

e. Parameters

De belangrijkste parameters bij ordinatie zijn:

- “eigenwaarde”: de maat voor de totale verschuivingen in soortensamenstelling (de heterogeniteit) oftewel de β -diversiteit. Het geeft de mate van verschillen in diversiteit tussen de monsters onderling weer. Een lage eigenwaarde betekent een geringe variatie in het soortenbestand en vaak een korte milieugradiënt. Een hoge eigenwaarde duidt op een grote verschuiving in soorten tussen de monsters. De eigenwaarde van de afzonderlijke assen is een maat voor hun relatieve belang en ligt altijd tussen 0 en 1 (Ter Braak & Smilauer 1998);
- “het percentage verklaarde variantie”: de maat voor de hoeveelheid variatie in het totale bestand die per afzonderlijke as door de milieuv variabelen wordt verklaard (Ter Braak & Smilauer 1998);
- “cumulatieve percentage verklaarde variantie”: de maat voor de hoeveelheid variantie in het totale gegevensbestand dat door de respectievelijke assen wordt verklaard (Ter Braak & Smilauer 1998);
- “som van alle canonische eigenwaarden”: een relatieve maat voor het totaal aan verklaarde variantie (Ter Braak & Smilauer 1998);
- “variance inflation factor” (VIF): een maat voor de onderlinge correlatie tussen de milieuv variabelen. Een variabele met een hoge VIF is bijna perfect gecorreleerd met de andere variabelen en levert daarom geen unieke bijdrage aan de regressie vergelijking (Ter Braak 1986) Hoge VIF's indiceren multi-colineariteit tussen de omgevingsvariabelen. Vaak wordt een milieuv variabele verwijderd indien de inflation factor groter dan 20 is. Wanneer een omgevingsvariabele compleet multi-colinear is, is de VIF 0;
- “som van alle unconstrained eigenvalues”: de som van alle eigenwaarden van de totale analyse (Ter Braak & Smilauer 1998);
- “lambda-1” (marginal effects): een maat voor de variantie die een individuele milieuv variabele verklaart, indien deze als enige variabele wordt gebruikt (resultaat van de voorwaartse selectie) (Ter Braak & Smilauer 1998);
- “lambda-A” (conditional effects): een maat voor de additionele variantie die elke milieuv variabele verklaart, wanneer deze wordt toegevoegd aan het model (resultaat van de voorwaartse selectie) (Ter Braak & Smilauer 1998).

2.2.1.4 Integratie van clustering en ordinatie

Ordinatie resulteert in een diagram waarin de plaats van de monsters ten opzichte van elkaar, de mate van overeenkomst tussen de monsters bepaalt. De milieuv variabelen zijn hierop geprojecteerd en verklaren de ligging van de monsters. De clustering leidt tot verschillende clusters oftewel groepen van monsters. Door het intekenen van de clusters in het ordinatiediagram worden beide methoden (ordinatie en clustering) met elkaar geïntegreerd. Idealiter liggen monsters van één cluster dicht bij elkaar en overlappen clusters elkaar zo min mogelijk. Indien een monster dat tot een cluster behoort ver van de overige monsters uit hetzelfde cluster af ligt, zijn soortensamenstelling en milieuomstandigheden van het monster nader bekeken. Op basis van deze nadere beschouwing van het monster is bepaald of het betreffende monster in het cluster blijft, of het beter in een ander cluster past, of dat het apart gezet moet worden. De op deze wijze “opgeschoonde” clusters vormen samen met de bijbehorende waarden voor relevante milieuv variabelen de gemeenschapstypen (cenotypen).

2.2.2 Beektypologie

De cenotypologie gebaseerd op de beekdata is in een eerdere studie reeds ontwikkeld. In grote lijnen is hiervoor dezelfde werkwijze gebruikt als voor het ontwikkelen van de AQEM typologie. Voor verdere details met betrekking tot de ontwikkeling van de beektypologie wordt verwezen naar Verdonschot & Nijboer (in prep).

2.2.3 Post-classificatie

Met behulp van de ontwikkelde cenotypologieën zijn de monsters uit beide datasets geïntegreerd. De soortensamenstelling van de levensgemeenschap en de waarden voor de milieuv variabelen zijn per cenotype geïnterpreteerd op basis van expert-judgement. De insteek van het project was om het beoordelingssysteem te baseren op de AQEM monsters en de kwaliteitsklasse van deze monsters. Met de AQEM typologie voorhanden bestond de mogelijkheid om de AQEM monsters direct te classificeren, hier is echter niet voor gekozen. De AQEM typologie is gebaseerd op relatief weinig monsters (156) in vergelijking met de beektypologie (949). De verschillende regio's in Nederland zullen om deze reden beter worden vertegenwoordigd door de beektypologie data. Daarnaast zijn in de AQEM typologie de monsters van lagere kwaliteitsklassen ondervertegenwoordigd (paragraaf 2.1.1). Om bovenstaande redenen is aangenomen dat de classificatie van de beektypologie monsters betrouwbaarder was.

2.2.3.1 Beektypologie monsters

Classificatie (of biologische beoordeling) levert alleen betrouwbare resultaten wanneer het wordt toegepast op regio's met een relatief kleine range in omgevingsvariabelen en een relatief homogene samenstelling van de levensgemeenschap in de referentiesituatie (Barbour *et al.* 1996; Karr & Chu 1999). Aan de hand van de beektypologie konden vier verschillende regio's of beektypen (van de referentie situatie) worden onderscheiden (1) snel stromende beken ($v > 30$ cm/sec) (2) langzaam stromende beken ($v < 30$ cm/sec) (3) droogvallende beken en (4) (zwak) zure beken (Verdonschot & Nijboer in prep). De intentie was om per beektype een apart beoordelingssysteem te ontwikkelen. Hiermee is te voorkomen dat verschillen tussen beken onder natuurlijke omstandigheden worden verward met verschillen tussen beken als gevolg van menselijke beïnvloeding. Kwaliteitsklassen variërend van 1 (slecht) tot 4 (goed) zijn toegekend aan de monsters op basis van expert-judgement. Alle monsters behorend tot één cenotype zijn beschouwd als monsters behorend tot dezelfde kwaliteitsklasse. Om de toekenning van de kwaliteitsklassen te ondersteunen is per cenotype gebruik gemaakt van de volgende gegevens:

- de waarden van alle milieuvariabelen uit tabel 2.3, behalve de waarden van variabelen die wijzen op natuurlijke karakteristieken van typen;
- de voorkeur van soorten voor omstandigheden met betrekking tot microhabitat, dimensie, stroming en saprobie, bepaald met behulp van een autecologische database (AQEM consortium 2001);
- de waarde voor de biotische karakteristieken bewegingstype, functionele voedingsgroep en trofie.

Kwaliteitsklasse 5 (referentie) is in geen van de gevallen toegekend, omdat in Nederland geen echte referentielocaties bestaan als gevolg van habitatdegradatie en organische vervuiling.

Tabel 2.3 Milieuvariabelen meegenomen in de multivariate analyse van de beektypologie data

Milieuvariabele	Categorie	Numerieke schaal
profiel	natuurlijk dwarsprofiel	nominaal
	meandering	nominaal
	dam	nominaal
seizoen	winter	nominaal
	voorjaar	nominaal
	herfst	nominaal
	zomer	nominaal
bodemtype	klei	nominaal
	leem	nominaal
	veen	nominaal
	zand	nominaal
landgebruik omgeving	intensieve akkerbouw	nominaal
	natuurlijk	nominaal
	verstedelijking	nominaal
	intensieve beweiding	nominaal

Milieuvariabele	Categorie	Numerieke schaal
substraat (%)	grof organisch materiaal	kwantitatief
	fijn organisch materiaal	kwantitatief
	grind	kwantitatief
	klei	kwantitatief
	leem	kwantitatief
	slib	kwantitatief
	stenen	kwantitatief
	takken	kwantitatief
	zand	kwantitatief
	vegetatie (% bedekking)	totaal
drijvend		kwantitatief
submers		kwantitatief
emers		kwantitatief
droogval	permanent	nominaal
beschoeiing	-	nominaal
breedte (m)	-	kwantitatief
diepte (m)	-	kwantitatief
kwel	-	nominal
stroomsnelheid (m s ⁻¹)	-	kwantitatief
zuurstofgehalte (mg l ⁻¹)	-	kwantitatief
ammonium (mgN l ⁻¹)	-	kwantitatief
kjehdal-N (mgN l ⁻¹)	-	kwantitatief
nitraat (mgN l ⁻¹)	-	kwantitatief
chloride (mg l ⁻¹)	-	kwantitatief
ortho-fosfaat (mgP l ⁻¹)	-	kwantitatief
total fosfaat (mgP l ⁻¹)	-	kwantitatief
elektrisch geleidend vermogen (µS)	-	kwantitatief
pH	-	kwantitatief
temperatuur (°C)	-	kwantitatief
beschaduwing (%)	-	kwantitatief

2.2.3.2 AQEM monsters

De AQEM monsters zijn geïnclassificeerd met behulp van het programma ASSOCIA (Van Tongeren s.a.). ASSOCIA is een programma ontwikkeld voor de identificatie van vegetatieopnamen. In de praktijk is gebleken dat ASSOCIA ook goed kan worden gebruikt voor de toedeling van macrofaunamonsters aan bestaande cenotypen (Verdonschot *et al.* 2003). Voor de toedeling van monsters aan cenotypen maakt ASSOCIA gebruik van zowel kwalitatieve als kwantitatieve kenmerken van een monster. De toedeling bestaat uit twee onderdelen: (1) het principe van de grootste aannemelijkheid en (2) het berekenen van een afstandsmaat. Het principe van de grootste aannemelijkheid is gebaseerd op kansberekening; de soortenlijst wordt gebruikt om de kans te berekenen dat de soortensamenstelling van een monster voorkomt binnen een cenotype. De uiteindelijke toedeling geschiedt op basis van een index die het aannemelijkheidsprincipe en de afstandsmaat combineert. De AQEM monsters zijn toegedeeld aan de cenotypen uit de beektypologie met behulp van ASSOCIA. De monsters zijn toegedeeld aan het cenotype met de laagste waarde voor de combinatie-index, aangezien de waarde van de index afneemt met

toenemende similariteit. De AQEM monsters kregen dezelfde kwaliteitsklasse als de monsters uit de beektypologie dataset behorend tot het betreffende cenotype. Tijdens classificatie werd duidelijk dat het niet mogelijk was om voor elk van de vier beektypen een betrouwbaar beoordelingssysteem te ontwikkelen, door een gebrek aan monsters per kwaliteitsklasse. Alleen het beektype, langzaam stromende beken werd vertegenwoordigd door voldoende monsters om een betrouwbare index te ontwikkelen. Uiteindelijk is besloten om één beoordelingssysteem voor langzaam stromende beken te ontwikkelen. Om deze reden zijn alle monsters van (zwak) zure, droogvallende en snel stromende beken verwijderd uit beide datasets verwijderd.

2.3 Selectie van indices

Meer dan 100 indices zijn in de deelnemende landen getoetst op hun bruikbaarheid voor de beoordeling van de 29 beektypen (bijlage 5). De indices zijn toegepast op beken van verschillende beïnvloedingsstadia van meerdere beektypen. Dit om een aanzet te geven tot de ontwikkeling van nieuwe beoordelingssystemen.

De indices zijn afkomstig uit het AQEM project (AQEM consortium 2002). De indices zijn ingedeeld in categorieën (tabel 2.4). Bijna alle categorieën vermeld in paragraaf 1.3.3 zijn vertegenwoordigd, met uitzondering van de similariteitsindices. De keuze voor de indices is vooral gebaseerd op de mate waarin de indices worden gebruikt in de aan het AQEM project deelnemende landen.

Tabel 2.4 Overzicht van het aantal indices per categorie geselecteerd voor toetsing op bruikbaarheid

categorieën	aantal indices
(1) Maten voor rijkdom	33
(2) Maten op basis van abundantie	32
(3) Diversiteitsindices	3
(4) Biotische indices	16
(5) Maten op basis van proceskenmerken, onderverdeeld in:	40
a. functionele voedingsgroepen	11
b. bewegingsgedrag	5
c. zonatie	10
d. stroming	7
e. microhabitat	7

In de meest landen is getracht om gebruik te maken van een “stressor specifieke benadering” bij de ontwikkeling van de beoordelingssystemen. Voor dit doel zijn beektypen geselecteerd met slechts één dominante stressor. Vervolgens zijn indices geselecteerd die deze specifieke stressor indiceerden. In eerste instantie is in Nederland gekozen voor dezelfde aanpak, om deze reden zijn morfologische reeksen en kwaliteitsreeksen bemonsterd (paragraaf 2.1.1). Gedurende de studie is duidelijk geworden dat op morfologisch beïnvloede locaties vaak toch sprake was van organische vervuiling en andersom. De post-classificatie van de Nederlandse monsters is daarom een afspiegeling geworden van alle vormen van beïnvloeding. De indices die zijn geselecteerd, indiceren hiermee het geheel van alle vormen van beïnvloeding op een locatie.

Ieder land heeft de indices getoetst voor zijn eigen beektypen, de wijze waarop versilde per land. In het algemeen zijn de individuele indices omgezet in een score

door vergelijking van de resultaten met de resultaten in de type specifieke referentiesituatie. Na toetsing zijn de meest geschikte indices gecombineerd tot een multimetric formule (meestal het gemiddelde van alle scores voor de individuele indices).

Het bovenstaande is slechts een korte toelichting op de ontwikkeling van de Europese beoordelingssystemen in het project, voor meer gedetailleerde informatie kan AQEM consortium (2002) geraadpleegd worden. Aangezien de nadruk in dit rapport ligt op de ontwikkeling van de Nederlandse beoordelingssystemen, zijn deze nader besproken.

Voor toetsing zijn eerst de waarden van de indices berekend voor alle Nederlandse AQEM monsters uit de langzaam stromende beken met behulp van het programma ATIC op basis van ruwe soortenlijsten. ATIC is een op EXCEL gebaseerd programma ontwikkeld door de Universiteit van Essen voor het evalueren van de AQEM data. Met het programma kunnen ongeveer 100 ecologische indices worden berekend. De berekeningen zijn gebaseerd een uitgebreide lijst van autecologische informatie van Europese macrofauna (AQEM consortium 2001).

Omdat in de Nederlandse dataset geen referentielocaties zaten, is ervoor gekozen om vergelijkbare buitenlandse locaties te gebruiken als referentie. Gezien de looptijd van het project was het niet haalbaar om op andere wijze kwantitatieve referentiesituaties te definiëren. De buitenlandse locaties moesten aan een aantal voorwaarden voldoen, om te verzekeren dat de locaties een zo goed mogelijke afspiegeling van de Nederlandse referentiesituatie vormden. De beken moesten gelegen zijn in ecoregio 14 (ecoregio waarbinnen de meeste langzaam stromende Nederlandse beken zich bevinden) en de grootte van het stroomgebied moest overeenkomen met die van het Nederlandse beektype langzaam stromende beken. Op basis van deze criteria kwamen de Duitse beektypen D01, D02 en D03 en het Zweedse beektype S05 in aanmerking. Van de beken behorend tot deze beektypen zijn locaties geselecteerd die (1) bij de post-classificatie als goed of zeer goed zijn aangeduid en (2) met de AQEM software ontwikkeld voor het betreffende beektype geclassificeerd zijn als zeer goed. In totaal voldeden 26 buitenlandse monsters aan de gestelde voorwaarden.

Het doel van de toetsing op bruikbaarheid van de indices is indices te selecteren die onderscheid maken tussen locaties behorend tot verschillende kwaliteitsklassen. Om dit doel te bereiken is gebruik gemaakt van grafische weergave in de vorm van boxplots. Deze methode komt overeen met de methoden beschreven door Barbour *et al.* (1996), Blocksom *et al.* (2000) en Royer *et al.* (2001). Fore *et al.* (1996) en Karr & Chu (1999) suggereren tevens dat grafische methoden fundamentele voordelen bieden te opzichte van statistische technieken in vergelijkbare studies. Grafieken geven meer inzicht in het de reactie van soorten op beïnvloeding. Met behulp van een grafiek kan worden bepaald over welke range een index het meest gevoelig is en of de respons van een index een lineaire, een unimodale of een drempel reactie vertoont.

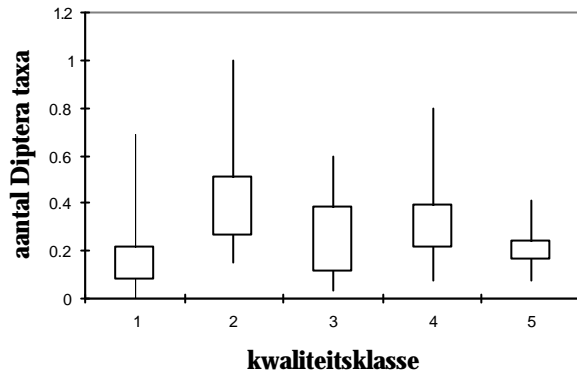
Alvorens de indexwaarden uit te zetten in boxplots zijn de berekende waarden voor de indices gestandaardiseerd (naar waarden tussen 0 en 1) met de volgende formule:

$$s_s = \frac{i_w - \min_x}{\max_x - \min_x}$$

met:

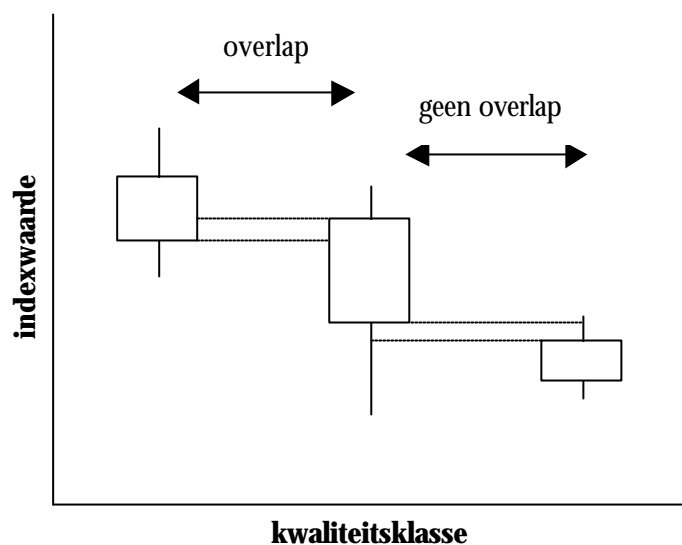
- s_x = gestandaardiseerde waarde index x
- i_x = waarde index x berekend op basis van ruwe soortenlijst
- max = maximumwaarde voor index x in de AQEM dataset
- min = minimumwaarde voor index x in de AQEM dat set

Per index zijn de gestandaardiseerde waarden en de kwaliteitsklasse van alle AQEM monsters weergegeven in een boxplot (figuur 2.3).



Figuur 2.3 Voorbeeld van een boxplot waarin de gestandaardiseerde indexwaarden voor het aantal Diptera taxa en de kwaliteitsklassen van alle AQEM monsters zijn weergegeven

De boxplots zijn gebruikt om het onderscheidend vermogen van de verschillende indices te bepalen. Het enige criterium voor de selectie van indices in deze studie is, dat het onderscheidend vermogen van een index voor één (of meerder) kwaliteitsklasse(n) ten opzichte van alle andere klassen voldoende groot moest zijn. Het onderscheidend vermogen is voldoende geacht indien er geen sprake was van overlap tussen het 25- en 75-percentiel (figuur 2.4). Deze grens is afgeleid uit een studie van Barbour *et al.* (1996), waar indices zonder overlap van het 25-en 75-percentiel zijn aangemerkt als sterk onderscheidend. Het 75-percentiel staat voor die 25% van de monsters met de hoogste indexwaarde voor een bepaalde kwaliteitsklasse. Het 25-percentiel staat voor die 25% van de monsters met de laagste indexwaarde voor een bepaalde kwaliteitsklasse.



Figuur 2.4 Voorbeeld van overlap van het 25- en 75-percentiel. Hoog/laag-lijnen geven de maximum- en minimumwaarden weer; vierkanten geven de 25- en 75-percentielen weer

2.4 Calibratie en validatie

Om inzicht te krijgen in de betrouwbaarheid van het ontwikkelde beoordelingssysteem, zijn de resultaten van het beoordelingssysteem vergeleken met de post-classificatie van de monsters uit de AQEM dataset (calibratie). Bij calibratie kunnen twee soorten fouten optreden:

- type I fout: de berekende kwaliteitsklasse voor een monsters is lager dan de kwaliteitsklasse op basis van post-classificatie;
- type II fout: de berekende kwaliteitsklasse voor een monsters is hoger dan de kwaliteitsklasse op basis van post-classificatie.

Na calibratie zijn de resultaten van het beoordelingssysteem vergeleken met de post-classificatie van de monsters uit de beektypologie dataset (validatie). De resultaten van validatie geven een indicatie of het beoordelingssysteem tevens geschikt is om andere monsters dan de AQEM monsters te classificeren. Voor validatie zijn 457 monsters van langzaam stromende beken uit de beektypologie dataset geselecteerd. Monsters van snelstromende, droogvallende en (zwak) zure beken kwamen niet in aanmerking voor validatie. Net als bij calibratie kunnen bij validatie type I en type II fouten optreden.

3 Resultaten

3.1 Cenotypologie en post-classificatie

3.1.1 AQEM typologie

3.1.1.1 Clustering

Het totale gegevensbestand bestond uit 156 monsters. Met deze 156 monsters zijn vier clusteringen uitgevoerd:

- clustering 1 met grenswaarde 0.12, met als resultaat 18 clusters
- clustering 2 met grenswaarde 0.1, met als resultaat 16 clusters
- clustering 3 met grenswaarde 0.097, met als resultaat 15 clusters
- clustering 4 met grenswaarde 0.08, met als resultaat 14 clusters

Het resultaat van clustering 1, 2 en 3 leek erg veel op elkaar (tabel 3.1). In alle gevallen werden 5 grote clusters onderscheiden (13-37 monsters) en een aantal kleinere clusters. Een vierde clustering is uitgevoerd om te kijken of er een meer evenredige verdeling van de monsters over de clusters zou ontstaan bij een lagere grenswaarde. Clustering 4 resulteerde in 4 in plaats van 5 grote clusters en relatief minder clusters met één of twee monsters (tabel 3.1). Uiteindelijk is gekozen om de integratie van de ordinatie met de clustering te baseren op de twee uitersten, clustering 1 en 4.

Tabel 3.1 Weergave van het aantal monsters per cluster voor de clusteringen 1, 2, 3 en 4

clustering 1		clustering 2		clustering 3		clustering 4	
cluster	aantal monsters	cluster	aantal monsters	cluster	aantal monsters	cluster	aantal monsters
1	35	1	37	1	37	1	41
2	28	2	32	2	32	2	29
3	18	3	18	3	19	3	27
4	14	4	15	4	15	4	13
5	14	5	13	5	13	5	10
6	10	6	10	6	10	6	9
7	8	7	8	7	8	7	7
8	4	8	8	8	7	8	7
9	4	9	4	9	4	9	4
10	4	10	2	10	2	10	4
11	4	11	2	11	2	11	2
12	3	12	2	12	2	12	1
13	2	13	2	13	2	13	1
14	2	14	1	14	2	14	1
15	2	15	1	15	1		
16	2	16	1				
17	1						
18	1						

3.1.1.2 Ordinatie

Als eerste is een DCA op segmenten uitgevoerd voor de 156 monsters. De gradiëntlengte van de eerste as was groot (3.957) (tabel 3.2) en daarom is gekozen om bij verdere analyse een unimodale techniek toe te passen.

Tabel 3.2 Resultaten van de DCA op segmenten voor de totale dataset

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	: .453	.193	.134	.115	4.785
Lengths of gradient	: 3.957	2.646	2.138	2.417	
Species-environment correlations	: .992	.965	.976	.936	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 9.5	13.5	16.3	18.7	
of species-environment relation:	12.0	17.0	.0	.0	
Sum of all unconstrained eigenvalues					4.785
Sum of all canonical eigenvalues					3.668

Op basis van de DCA zijn sterk gecorreleerde variabelen (correlatie > 0.7) uit het bestand met milieuvariabelen verwijderd (bijlage 6). Hierbij is telkens de variabele verwijderd met de naar verwachting minst directe invloed op de samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Tevens bleek uit de DCA dat de variance inflation factor (VIF) voor een aantal variabelen erg hoog lag (>20). Dit probleem is opgelost door een aantal variabelen met een hoge VIF te verwijderen (bijlage 6), zodanig dat bij herhaalde ordinatie alle VIF's onder de 20 lagen. Naast variabelen met een hoge VIF zijn er ook enkele variabelen met een VIF van 0. Het ging hierbij altijd om nominale variabelen, die deel uit maakten van een grotere groep nominale variabelen. Het is logisch dat juist deze nominale variabelen een VIF 0 scoren. Een van de variabelen uit zo'n groep is namelijk altijd overbodig. Immers wanneer een monster niet in de herfst, zomer of lente is genomen dan moet het 's winters zijn genomen. Indien wel alle vier de variabelen in de DCA mee worden genomen treedt complete multicolineariteit op. Daarom is van alle nominale variabelen die deel uit maken van een groep, telkens 1 variabele verwijderd (bijlage 6). Aan de hand van de resultaten van de DCA zijn dus veel variabelen uit de dataset verwijderd. Het milieuvariabelenbestand bestond na de DCA nog uit 90 milieuvariabelen.

Aangezien 90 milieuvariabelen nog steeds een aanzienlijke hoeveelheid is, is de dataset gereduceerd door een CCA uit te voeren met voorwaartse selectie. Hieruit bleek dat 49 van de 90 milieuvariabelen onder de 0.05 betrouwbaarheids grens vielen van de Monte-Carlo Permutatie Test, hetgeen betekende dat deze 49 variabelen de variatie in het biologische materiaal goed beschrijven. Omdat een sterk hoofteffect bleek uit het ordinatiediagram van de CCA is voor verdere analyse gebruik gemaakt van een DCCA.

Bij vergelijking van de eigenwaarde van de eerste as van de DCCA met 49 variabelen met de eigenwaarde bij 90 milieuvariabelen, bleek er slechts een miniem verschil te bestaan tussen de eigenwaarden (tabel 3.3 en 3.4). Deze uitkomst bevestigde dat de 49 variabelen de variatie in het biologische materiaal goed beschrijven.

Tabel 3.3 Resultaat DCCA op de totale dataset met 90 milieuv variabelen

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	: .437	.177	.155	.101	4.785
Species-environment correlations	: .983	.956	.949	.952	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 9.1	12.8	16.1	18.2	
of species-environment relation:	13.8	19.3	24.2	27.4	
Sum of all unconstrained eigenvalues					4.785
Sum of all canonical eigenvalues					3.171

Tabel 3.4 Resultaat DCCA op de totale dataset met 49 milieuv variabelen

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues	: .429	.171	.142	.093	4.785
Species-environment correlations	: .975	.943	.922	.924	
Cumulative percentage variance					
of species data	: 9.0	12.5	15.5	17.4	
of species-environment relation:	16.5	23.0	28.5	32.0	
Sum of all unconstrained eigenvalues					4.785
Sum of all canonical eigenvalues					2.604

Uit tabel 3.5 kan worden opgemaakt dat het DCCA-ordinatiediagram gebaseerd op 49 milieuv variabelen hoog significant was.

Tabel 3.5 Overzicht belangrijke ordinatie-karakteristieken DCCA met 49 milieuv variabelen

significantie-test voor as 1: eigenwaarde	0.429
F-ratio	10.236
P-waarde	0.005
significantie-test alle assen: trace	2.604
F-ratio	2.535
P-waarde	0.005

Om te bepalen welke milieuv variabelen de belangrijkste rol spelen in de verklaring van de variatie in het biotisch materiaal, is gekeken naar de interset-correlaties met as 1 en as 2 en de conditionele en marginale effecten van de ordinaties met 49 milieuv variabelen. Het gaat hierbij om variabelen die in 3 van de 4 gevallen tot de top 15 behoorden en om variabelen die in één van de gevallen tot de 2 belangrijkste milieuv variabelen behoorden.

Op basis van de tabellen 3.6 tot en met 3.9 zijn de volgende 13 milieuv variabelen geselecteerd:

- a11; hoogteligging (m boven zeeniveau)
- a28; helling van de thalweg [%]
- a105; gemiddelde breedte van de beek (m)
- a119; gemiddelde stroomsnelheid (m/sec)
- a110; pH
- a104_7; bedekkingspercentage grof organisch materiaal (CPOM)
- a103_3; bedekkingspercentage macrolithaal (mineraal substraat > 20 cm tot 40 cm; grote keien)

- a7; beekorde (Strahler systeem)
- a74; aantal dammen gevormd door aanspoelsel van organisch materiaal
- a24_2; droogval
- a85; het verwijderen van bomen/takken (CWD)
- a123; chloride (mg/l)
- a 87_1; insnijding (m onder het oppervlak)

Tabel 3.6 Overzicht van de 15 milieuv variabelen met de hoogste interset-correlatie met as 1 van de DCCA op de totale dataset

milieuv variabele	interset-correlatie
a28 helling van de thalweg	0.7877
a11 hoogteligging	0.7358
a105 gemiddelde breedte van de beek	-0.6546
a 87_1 insnijding	-0.5742
a119 gemiddelde stroomsnelheid	0.5682
a104_3 ondergedoken macrofyten	-0.5347
a7 beekorde	-0.5259
a136_4 Alterra klasse 4	-0.4197
a98 eutrofiering	-0.3933
a123 chloride	-0.3862
a85 het verwijderen van CWD	-0.3628
a69 beschaduwing	0.3284
a48 cumulatieve hoogte sediment vangende dammen	-0.327
a74 aantal dammen gevormd door aanspoelsel van organisch materiaal	0.3069
a30_15 overstromingsvlakte bebouwd	0.3008

Tabel 3.7 Overzicht van de 15 milieuv variabelen met de hoogste interset-correlatie met as 2 van de DCCA op de totale dataset

milieuv variabele	interset-correlatie
a24_2 droogval	-0.5294
a103_3 bedekkingspercentage macrolithaal	0.4908
a110 pH	0.4758
a74 aantal dammen gevormd door aanspoelsel van organisch materiaal	-0.4149
a105 gemiddelde breedte van de beek	0.3892
a104_7 bedekkingspercentage CPOM	-0.3871
a85 het verwijderen van CWD	0.3503
a79r9 geen beschoeiing	-0.3207
a69 beschaduwing	-0.3101
a119 gemiddelde stroomsnelheid	0.3039
a7 beekorde	0.3002
a88 duiker aanwezig	-0.2918
a50 cumulatieve hoogte dammen/stuwen	0.2733
a135_3 waterschap klasse 3	-0.2713
a121 alkaliniteit	0.2533

Tabel 3.8 Overzicht van de 15 milieuv variabelen met de hoogste lamda-A, gebaseerd op de “conditional effects” van de CCA op de totale dataset

milieuv variabele	lambda-A
a28 helling van de thalweg	0.32
a11 hoogteligging	0.14
a110 pH	0.11
a119 gemiddelde stroomsnelheid	0.09
a104_7 bedekkingspercentage CPOM	0.09
a105 gemiddelde breedte van de beek	0.07
a134_1 lente	0.07
a123 chloride	0.06
a79r9 geen beschoeiing	0.07
a135_4 waterschap klasse 4	0.06
a135_3 waterschap klasse 3	0.07
a30_7 overstromingsvlakte van nature onbegroeid	0.06
a85 het verwijderen van CWD	0.05
a79r5 linkeroever beschoeid met bomen	0.06
a7 beekorde	0.05

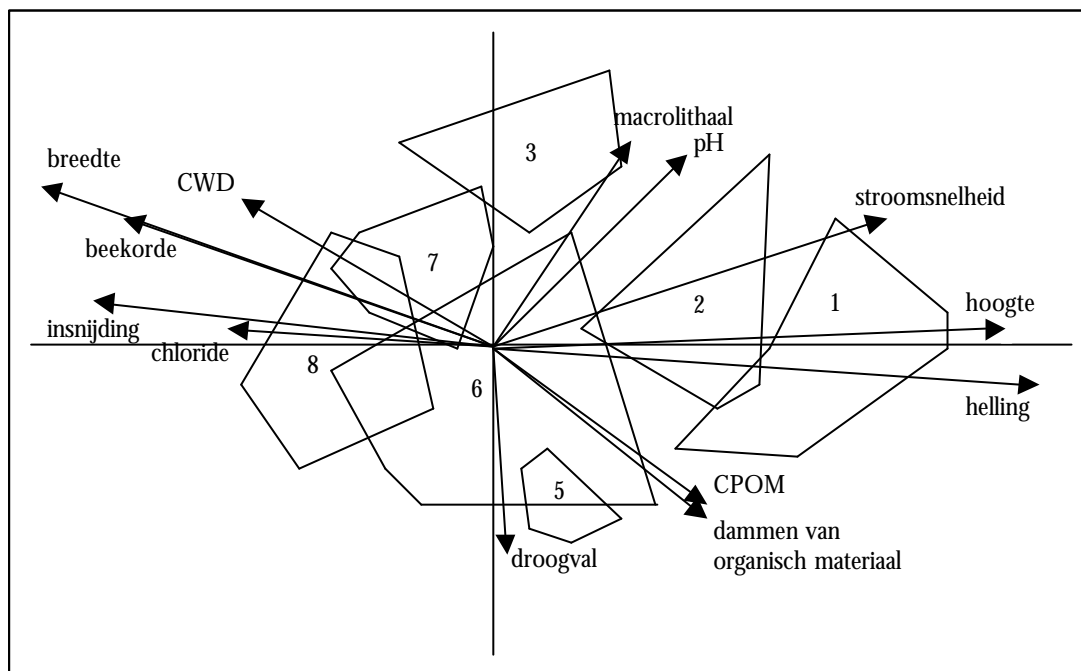
Tabel 3.9 Overzicht van de 15 milieuv variabelen met de hoogste lambda-1, gebaseerd op de “marginal effects” van de CCA op de totale dataset

milieuv variabele	lambda-1
a28 helling van de thalweg	0.32
a11 hoogteligging	0.27
a105 gemiddelde breedte van de beek	0.25
a119 gemiddelde stroomsnelheid	0.19
a7 beekorde	0.19
a 87_1 insnijding	0.18
a104_3 ondergedoken macrofyten	0.17
a103_4 mesolithaal	0.15
a110 pH	0.15
a74 aantal dammen van organisch materiaal	0.14
a136_4 Alterra klasse 4	0.14
a104_7 bedekkingspercentage CPOM	0.13
a85 het verwijderen van CWD	0.13
a123 chloride	0.12
a69 beschaduwing	0.12

3.1.1.3 Integratie van clustering en ordinatie

In bijlage 7 staan de clusters van clustering 1 en 4 ingetekend in het ordinatiediagram van de DCCA met 49 milieuv variabelen. Aan de hand van deze twee figuren en de taxonlijsten van de monsters is de uiteindelijke clusterindeling bepaald. Indien een monster dat tot een cluster behoorde ver van de overige monsters uit het cluster af lag, zijn soortensamenstelling en milieumstandigheden van het monster nader bekeken. Op basis van deze nadere beschouwing is vervolgens bepaald of het betreffende monster in het cluster bleef, beter in een ander cluster past, of dat het apart gezet moest worden. Om dit proces te vergemakkelijken zijn telkens de

buitenste monstergroepen (monsters die aan de rand van het ordinatiediagram liggen) afgesplitst. Dit zijn de meest afwijkende monsters. Door na afsplitsing van deze monsters de ordinatie te herhalen zijn de meer overeenkomende monsters als het ware uit elkaar getrokken, zodat ook de verschillen tussen de meer overeenkomende monsters duidelijker worden. De uiteindelijke clusterindeling is samen met de in paragraaf 3.1.1.2 geselecteerde milieuvariabelen ingetekend in het ordinatiediagram (figuur 3.1). Voor de verdeling van de monsters over de clusters wordt verwezen naar bijlage 1. De 'opgeschoonde clusters' vormen samen met de bijbehorende waarden voor relevante milieuvariabelen de cenotypen.



Figuur 3.1 DCCA-ordinatiediagram van as 1 en 2 met daarin weergegeven de clusters en de belangrijkste milieuvariabelen van de totale dataset

3.1.1.4 Beschrijving gemeenschapstypen

In het ordinatiediagram (figuur 3.1) zijn 10 clusters weergegeven, waarvan 7 clusters als cenotype kunnen zijn aangemerkt. De clusters 4, 10 en 9 worden buiten beschouwing gelaten vanwege het afwijkende karakter van deze beken en het geringe aantal monsters (2) per cluster. De belangrijkste verklarende variabelen zijn in het ordinatiediagram opgenomen als pijlen. De cenotypen zijn beschreven op basis van figuur 3.1 en de waarden voor de milieuvariabelen (bijlage 8). De nummers van de cenotypen komen overeen met de nummers van de clusters in figuur 3.1.

Cenotype 1 wordt aangetroffen in (kleine) bovenlopen van Limburgse heuvellandbeken (of Veluwe stuwwalbeken) met gemiddelde tot hoge stroomsnelheid en een grote helling van de thalweg. De locaties zijn meestal volledig beschaduwd (60%) en in bijna alle gevallen is er nog sprake van een natuurlijk profiel

(93%). Op sommige locaties wordt het grof organisch materiaal (zoals takken en boomstammen) verwijderd (57%). Het substraat bestaat voornamelijk uit kleine keien, (grove) kiezels, zand, modder, slib, leem en klei.

Cenotype 2 komt voor in (kleine) bovenlopen van Limburgse en Veluwe laaglandbeken met gemiddelde tot hoge stroomsnelheid en een intermediaire helling van de thalweg. Ongeveer de helft van de locaties is (bijna) volledig beschaduwd (53%) en de beek heeft vaak nog zijn natuurlijke profiel (67%). Op alle locaties wordt het grof organisch materiaal verwijderd. Het substraat bestaat voornamelijk uit kleine keien, (grove) kiezels, zand en modder. Waarbij het zand en de modder het grootste gedeelte van het substraat vormen.

Cenotype 3 wordt gevonden in bovenlopen van laaglandbeken in de Achterhoek met gemiddelde tot lage stroomsnelheid. De locaties zijn in ongeveer de helft van alle gevallen voor 60% beschaduwd en de beek heeft vaak nog zijn natuurlijke profiel (64%). Op de meeste locaties wordt het grof organisch materiaal verwijderd (82%). Het substraat bestaat voor meer dan 50% uit zand en modder. Naast kleine keien en (grove) kiezels zijn in lage aantallen grote keien aanwezig.

Cenotype 5 bevat locaties gelegen in bovenlopen van (zwak) zure laaglandbeken in Oost-Brabant met gemiddelde tot lage stroomsnelheid. Alle locaties zijn (gedeeltelijk) beschaduwd en in alle gevallen is er nog sprake van een natuurlijk profiel. Het grof organisch materiaal wordt op geen van de locaties verwijderd. Hierdoor worden de locaties gekenmerkt door afzettingen van grote hoeveelheden grof organisch materiaal. Naast grof en fijn organisch materiaal bestaat het substraat uit zand en modder.

Cenotype 6 bestaat uit locaties in (kleine) boven- en middenlopen van laaglandbeken met gemiddelde tot lage stroomsnelheid. Meer dan de helft van de locaties is beschaduwd variërend van 20 tot 100% en de beek heeft meestal zijn natuurlijke profiel (61%) nog. Een gedeelte van de locaties valt 's zomers droog (22%). Op de meeste locaties wordt het grof organisch materiaal verwijderd (71%). Het substraat bestaat voor meer dan 50% uit zand en modder, vaak is ook in grote hoeveelheden fijn organisch materiaal aanwezig.

Cenotype 7 komt voor in boven-, midden- en benedenlopen van laaglandbeken met gemiddelde tot lage stroomsnelheid. Beschaduwning ontbreekt op de meeste locaties (81%). Bijna alle beken worden gekenmerkt door een natuurlijk profiel (90%). Het substraat bestaat voornamelijk uit zand en modder met hoge dichtheden ondergedoken waterplanten.

Cenotype 8 wordt aangetroffen in benedenlopen en soms in boven- en middenlopen van laaglandbeken met een lage stroomsnelheid. De beken zijn bijna allemaal genormaliseerd (75%) en vaak niet beschaduwd (46%). Op alle locaties wordt het grof organisch materiaal verwijderd. Het substraat bestaat voornamelijk uit zand en modder met hoge dichtheden ondergedoken waterplanten.

3.1.2 Beektypologie

De resultaten van de verschillende stappen doorlopen bij de ontwikkeling van de beektypologie zijn beschreven door Verdonschot & Nijboer (in prep). Aan de hand van de soortensamenstelling en milieuvariabelen van de 949 monsters in de dataset is uiteindelijk een indeling gemaakt in de volgende 25 cenotypen:

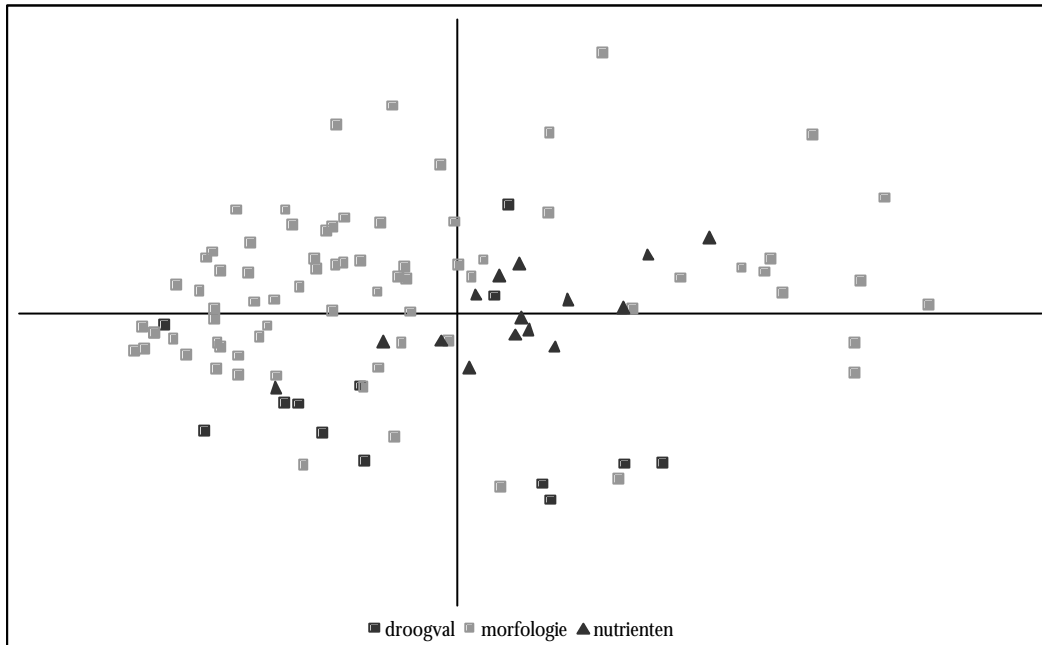
1. Plantenrijke, genormaliseerde bovenlopen
2. Sterk belaste, langzaam stromende boven-middenlopen
3. (Droogvallende), zure, half-natuurlijke bovenloopjes-lopen
4. Sterk belaste, stromende boven- en middenlopen
5. Belaste, genormaliseerde riviertjes
6. Belaste, plantenrijke midden- en benedenlopen
7. Sterk belaste bovenloopjes-lopen
8. Half-natuurlijke middenlopen
9. Half-natuurlijke benedenlopen
10. Zwak zure, natuurlijke bovenlopen
11. Natuurlijke midden-benedenlopen
12. Natuurlijke, snel stromende bovenloopjes
13. (Snel) stromende, bijna natuurlijke bovenlopen
14. (Snel) stromende, natuurlijke bovenloopjes-lopen
15. (Snel) stromende, bijna natuurlijke bovenloopjes
16. Snelstromende, belaste boven-middenlopen
17. Half-natuurlijke bovenlopen
18. Stromende, zwak zure, half-natuurlijke bovenloopjes
19. Belaste, genormaliseerde middenlopen
20. Snel stromende, half-natuurlijke boven-middenlopen
21. Snel stromende, half-natuurlijke bovenlopen
22. Belaste midden- en benedenlopen
23. Droogvallende, bijna natuurlijke bovenloopjes
24. Droogvallende, zure, natuurlijke bovenlopen
25. Belaste bovenlopen

3.2 Post-classificatie

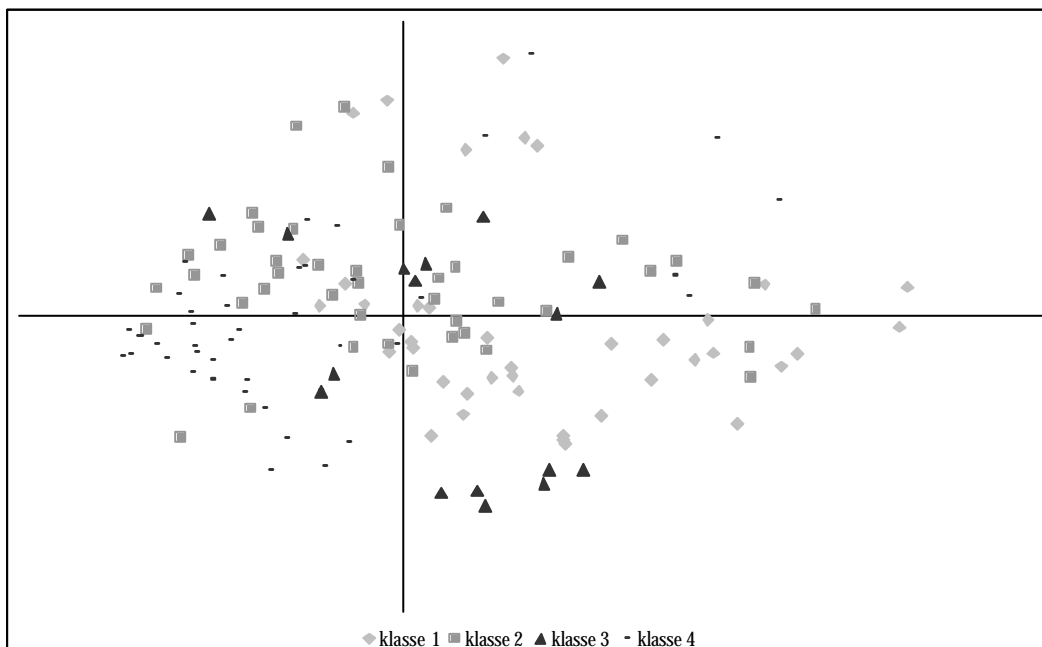
3.2.1 AQEM monsters

Na clustering en ordinatie is gebleken dat de verschillende beïnvloedingsreeksen niet in aparte clusters vielen (figuur 3.2). Hetgeen erop duidt dat in Nederland geen sprake is van eenduidige beïnvloedingsreeksen en verschillende beïnvloedingsfactoren vaak hand in hand gaan. Deze bevinding ondersteunt de in paragraaf 2.3 gemaakte keuze om bij de ontwikkeling van het Nederlandse beoordelingssysteem niet uit te gaan van aparte beïnvloedingsreeksen. De resultaten van clustering en ordinatie ondersteunen tevens de keuze om de pre-classificatie te vervangen door een post-classificatie. Tevens is gebleken dat monsters van

verschillende kwaliteitklassen samen in één cenotype voorkwamen. Normaal zou een verschil in kwaliteitsniveau tot uiting moeten komen in de samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Hetgeen aannemelijk maakt dat monsters van verschillend kwaliteitsniveau niet naast elkaar in een ordinatiediagram liggen. Omdat het tegenovergestelde het geval was lijkt de gemaakte pre-classificatie niet zinvol.



Figuur 3.2 DCCA-ordinatiediagram van as 1 en as 2 van de totale dataset (m.u.v. de locaties met pre-classificatie 4) met daarin weergegeven de verschillende beïnvloedingsreeksen



Figuur 3.3 DCCA-ordinatiediagram van as 1 en as 2 van de totale dataset met daarin weergegeven de pre-classificatie per monster

Zoals in paragraaf 2.2.3 al eerder is gezegd, zijn na post-classificatie de snel stromende, (zwak) zure en droogvallende beken uit de AQEM dat set verwijderd. In de beektypologie dataset is onderscheid gemaakt naar langzaam en snel stromende beken op basis van stroomsnelheid. Het nadeel van het maken van onderscheid tussen beken op basis van de stroomsnelheid is, dat deze sterk kan verschillen afhankelijk van het tijdstip waarop is gemeten en de exacte plek van meting. Bij bestudering van de AQEM typologie bleek in Nederland een duidelijk onderscheid te bestaan tussen monsters van snel stromende en langzaam stromende beken. In figuur 3.1 is deze gradiënt ook duidelijk te zien. Het gaat om de cenotypen 1 en 2 (snel stromende beken) aan de ene kant en de overige cenotypen (langzaam stromende beken) aan de ander kant. Uit figuur 3.1 is af te leiden dat naast de stroomsnelheid de helling van de beekbodem tevens een grote rol speelt bij de verklaring van de verschillen tussen cenotype 1 en 2 en de overige cenotypen. Dit is een voor de hand liggende bevinding aangezien de helling van de beekbodem onder normale omstandigheden in belangrijke mate de stroomsnelheid zal bepalen. Omdat de helling van de beekbodem altijd een constant gegeven is in tegenstelling tot de stroomsnelheid, is AQEM dat set opgesplitst in langzaam en snel stromende beken op basis van de helling van de beekbodems. Alle monsters van beken met een helling van de beekbodem groter dan 10 m/km zijn aangemerkt als monsters van snel stromende beken, alle overige monsters als monsters van langzaam stromende beken. De waarde van 10 m/km voor de helling van de beekbodem is vastgesteld door te bepalen bij welke waarde de minste overlap bestond tussen de monsters uit cenotype 1 en 2 en de overige monsters. De beektypologie dataset kon niet worden opgedeeld in langzaam en snelstromend op basis van de helling van de beekbodem, omdat geen gegevens beschikbaar waren met betrekking tot de helling van de beekbodem. Bij de opsplitsing van de beektypologie dataset is daarom wel uitgegaan van de stroomsnelheid.

Na post-classificatie van de AQEM monsters bleken de meeste te behoren tot kwaliteitsklasse 2 of 4. Voor zowel klasse 2 als 4 waren 35 monsters beschikbaar met de betreffende kwalificatie. Voor klasse 1 waren slechts 18 AQEM monsters beschikbaar en voor klasse 3 21 monsters. Voor toetsing van de indices was een evenwichtige verdeling van de monsters over de verschillende kwaliteitsklassen belangrijk. De AQEM monsters zijn daarom aangevuld met monsters uit de beektypologie geclassificeerd als 1 of 3. Voorwaarde was dat de beektypologie monsters kwamen uit langzaam stromende beken ($v < 30$ cm/s). Monsters uit snel stromende, (zwak) zure en droogvallende beken kwamen niet in aanmerking voor aanvulling van de AQEM data.

3.2.2 Beektypologie monsters

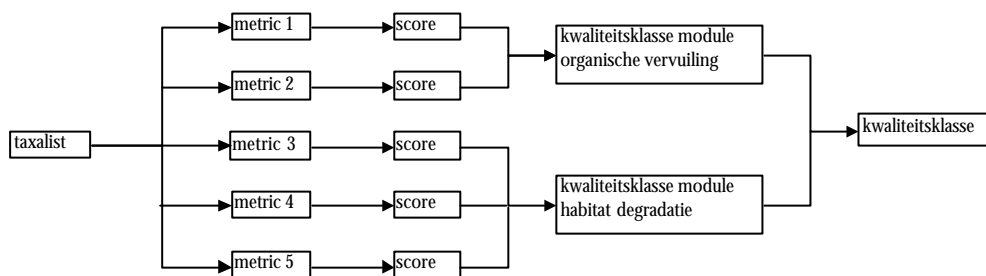
Na het uit de dataset verwijderen van de monsters van snel stromende, (zwak) zure en droogvallende beken bleven 488 monsters over die geschikt waren voor validatie. De verdeling van de monsters over de kwaliteitsklassen is weergegeven in tabel 3.10.

Tabel 3.10 Verdeling van de monsters uit de beektypologie, over de kwaliteitsklassen op basis van post-classificatie

kwaliteitsklasse	aantal monsters
1	118
2	112
3	99
4	159

3.3 Selectie van indices en ontwikkeling van het beoordelingssysteem

De algemene structuur van de multimetric benadering toegepast voor de AQEM beoordelingssystemen staat weergegeven in figuur 3.4. In de meeste landen is uitgegaan van een “stressor specifieke benadering” met aparte modules voor verschillende vormen van menselijke beïnvloeding.

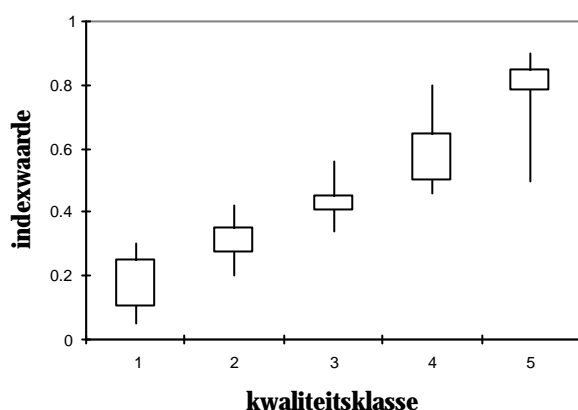


Figuur 3.4 Stroomschema van de algemene structuur van een stressor specifieke multimetric benadering

De resultaten van de toetsing van de indices in de verschillende landen hebben geleid tot de keuze van specifieke indices of een specifieke combinatie van indices in ieder land. Over het algemeen kwamen de geselecteerde indices niet overeen tussen landen en vaak ook niet tussen beektypen (binnen één land). De resultaten van de toetsing van de Nederlandse indices hebben geleid tot een afwijking van het in figuur 3.4 gepresenteerde stroomschema.

In Nederland zijn de indices getoetst aan de hand van 109 Nederlandse AQEM monsters, 31 beektypologie monsters (paragraaf 3.2.1) en 26 buitenlandse AQEM monsters. Alle 166 monsters behoorden tot de langzaam stromende beken, hetgeen voor de AQEM monsters inhield dat de helling van de beekbodem niet groter was dan 10 m/km en voor de beektypologie monsters dat de stroomsnelheid niet hoger was dan 30 cm/sec. De resultaten van de verschilden stappen, die in Nederland zijn door lopen om te komen tot een selectie van indices, zijn in de onderstaande tekst beschreven.

(1) In eerste instantie is getracht om met behulp van de boxplots indices te selecteren die alle kwaliteitsklassen van elkaar konden onderscheiden (figuur 3.5). Het bleek echter dat geen van de getoetste indices in staat was alle kwaliteitsklassen van elkaar te onderscheiden.



Figuur 3.5 Voorbeeld van de reponse van een index in een ideale situatie; geen overlap van het 25- en 75-percentiel tussen de vijf kwaliteitsklassen. Hoog/laag-lijnen geven de maximum- en minimumwaarden weer; vierkanten geven de 25- en 75-percentielen weer

(2) Vervolgens is gezocht naar een combinatie van indices met een lineaire response over klasse 1 t/m 5, die samen een combinatie konden vormen waarbij alle klassen van elkaar werden onderscheiden. De box plots zijn gebruikt als hulpmiddel om te bepalen welke indices naar alle waarschijnlijkheid het beste gecombineerd konden worden. Door middel van “trial en error” zijn afzonderlijke indices met elkaar gecombineerd, hierbij zijn de gestandaardiseerde waarden van de individuele indices gesommeerd en gedeeld door het aantal gebruikte indices. Voor indices met een omgekeerde lineaire respons is gebruik gemaakt van de inverse waarde. Ook bij deze aanpak bleek geen van de combinaties in staat te zijn alle kwaliteitsklassen van elkaar te onderscheiden.

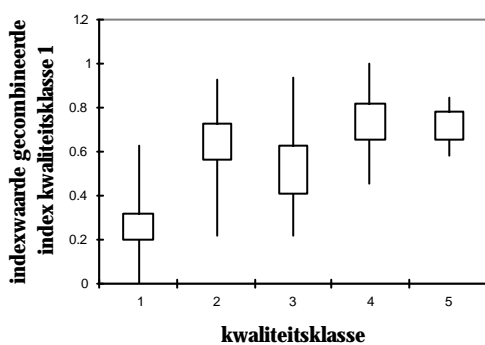
(3) In een derde poging is gekeken of het mogelijk is om één voor één een kwaliteitsklasse af te scheiden van de overige klassen. Hierbij is eerst gekeken of er een combinatie van indices was die klasse 1 van klasse 2, 3, 4 en 5 kon onderscheiden. Vervolgens is vastgesteld of er een combinatie van indices was die klasse 2 van klasse 3, 4 en 5 kon onderscheiden. Deze procedure is herhaald totdat onderscheid kon worden gemaakt tussen alle klassen. Om per kwaliteitsklasse een combinatie van indices te selecteren is gebruik gemaakt van de al eerder genoemde “trial en error” methode. Het bleek dat vaak meerdere combinaties van indices in staat waren een klasse te onderscheiden van de overige klassen.

Uiteindelijk is gekozen voor de combinaties met de minste overlap tussen klassen, om dit te kunnen vaststellen is naast het 25- en 75-percentiel ook het 20- en 80-percentiel, 15- en 85-percentiel, 10- en 90-percentiel en het 5- en 95-percentiel berekend. De indices die uiteindelijk na toetsing zijn geselecteerd staan vermeld in tabel 3.11. Voor geen van de geselecteerde combinaties was sprake van overlap van het 25- en 75-percentiel tussen klassen (figuur 3.6 A t/m D).

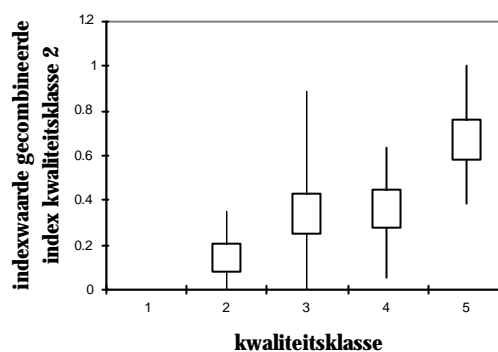
Tabel 3.11 Indices geselecteerd voor beoordeling

kwaliteitsklasse	metric	maximum waarde	minimum waarde
1	Type Psa [%]	39.90711	0.620139
	Type Aka+Lit+Psa [%]	79.14033	1.977135
	OD/Total-Taxa (number of taxa)	84.211	9.091
	alpha-meso [%] ¹⁾	56.2502	10.12282
2	EPT-Taxa [%] (Austria) (number of taxa)	56.25	0
3	hyporhithral [%]	41.59192	3.274493
	littoral [%] ¹⁾	68.91851	0.484176
	Type Aka+Lit+Psa [%]	79.14033	1.977135
4	oligo [%]	35.02111	0.070091
	German Saprobic Index (new version) ¹⁾	2.959	1.553
	Average score per taxon	6.778	2.5
	OD/Total-Taxa (number of taxa) ¹⁾	84.211	9.091
	EPT/Diptera (number of taxa)	4	0
	EPT-Taxa [%] (Austria) (number of taxa)	56.25	0

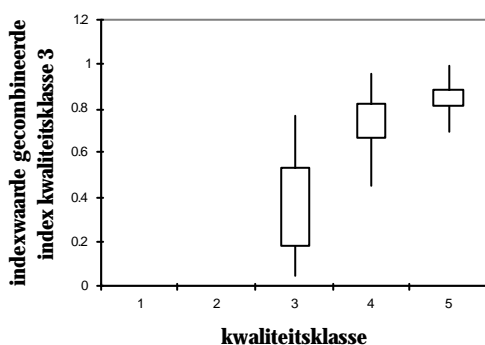
A.



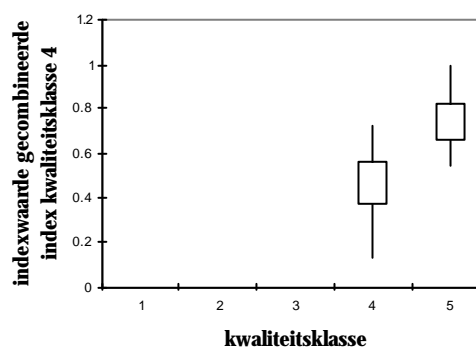
B.



C.

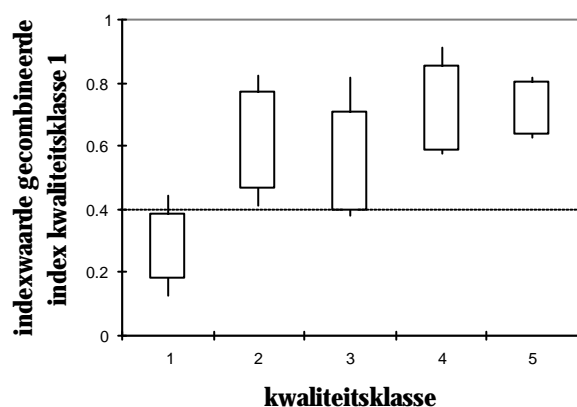


D.



Figuur 3.6A t/m D Verdeling van de indexwaarden over de kwaliteitsklassen voor de gecombineerde index van kwaliteitsklasse 1, 2, 3, 4 en 5 (buitenlandse data referentiesituatie). Hoog/laag-lijnen geven de maximum- en minimumwaarden weer; vierkanten geven de 25- en 75-percentielen weer

Na selectie van de indices zijn de klassengrenzen bepaald, om de classificatie van nieuwe monsters mogelijk te maken (tabel 3.12). Alvorens de klassengrenzen te kunnen vaststellen zijn de indexwaarden voor de gecombineerde indices gestandaardiseerd (op dezelfde wijze als de individuele indices). Het makkelijkst is om het proces van het vaststellen van de klassengrenzen uit te leggen aan de hand van een voorbeeld. Bij het vaststellen van de klassengrenzen is gebruik gemaakt van de eerder berekende percentielen. In figuur 3.7 is te zien dat voor de indexwaarden van de gecombineerde index voor kwaliteitsklasse 1 overlap optreedt tussen de waarden voor klasse 1 en de waarden voor klasse 3 bij het 10- en 90-percentiel. Tevens is te zien dat de overlap tussen klasse 1 en klasse 2, 4 en 5 veel minder is dan tussen klasse 1 en klasse 3. Om deze reden is de overlap tussen klasse 1 en klasse 3 genomen als uitgangspunt voor het bepalen van de klassengrens. De grens is getrokken op het 15- percentiel van de waarden van klasse 3, waarbij geen sprake is van overlap met het 85-percentiel van klasse 1. Het 15-percentiel van klasse 3 vormt de klassengrens voor het maken van onderscheidt tussen klasse 1 en alle overige klassen. De klassengrenzen voor alle overige klassen zijn op dezelfde wijze vastgesteld. De combinaties van individuele indices voor iedere kwaliteitsklasse en de klassengrenzen vormen tezamen het beoordelingssysteem.



Figuur 3.7 Verdeling van de indexwaarden over de kwaliteits-klassen voor de gecombineerde index van kwaliteitsklasse 1. Hoog/laag-lijnen geven de 10- en 90-percentielen weer; vierkanten geven de 15- en 85-percentielen weer; de gestippelde lijn vertegenwoordigt de klassengrens

Tabel 3.12 Klassengrenzen per kwaliteitsklasse voor de geselecteerde combinatie van indices

kwaliteitsklasse	maximum waarde	minimum waarde	klassengrenzen
1	0.707951	0.07942	< 0.392
2	n.v.t.	n.v.t.	< 0.244373
3	0.921449	0.069019	< 0.601
4	0.89482	0.05039	< 0.631

De kwaliteitsklasse voor een nieuw monster is berekend op basis van de volgende stappen:

- (1) Het berekenen van de indexwaarden van het monster voor alle indices van klasse 1.
- (2) Het standaardiseren van de indexwaarden, met behulp van de maximum- en minimumwaarden uit dat set (146 monsters genoemd aan het begin van de paragraaf) voor de betreffende indices (tabel 3.11). Indien een monster een indexwaarde boven het maximum heeft, is de gestandaardiseerde waarde automatisch 1. Indien een monster een index waarde onder het minimum heeft, is de gestandaardiseerde waarde automatisch 0.
- (3) Het berekenen van de inverse voor de indices aangeduid met een 1) in tabel 3.11.
- (4) Het sommeren van de waarden voor de indices en deel door het aantal indices voor klasse 1. Het resultaat is een samenvattende waarde voor kwaliteitsklasse 1.
- (5) Het standaardiseren van de waarde voor kwaliteitsklasse 1 met behulp van de maximum- en minimumwaarden uit de dataset voor de betreffende combinatie van indices van kwaliteitsklasse 1 (tabel 3.12). Indien een monster een indexwaarde boven het maximum heeft, is de gestandaardiseerde score automatisch 1. Indien een monster een indexwaarde onder het minimum heeft, is de gestandaardiseerde waarde automatisch 0.
- (6) Het bepalen of de gestandaardiseerde waarde voor kwaliteitsklasse 1 onder of boven de klassengrens ligt (tabel 3.12). Indien de waarde onder de klassengrens ligt, behoort het monster tot kwaliteitsklasse 1. Indien de waarde boven de klassengrens ligt behoort het monster niet tot kwaliteitsklasse 1, maar tot kwaliteitsklasse 2, 3, 4 of 5 en zijn de bovenste stappen opnieuw herhaald voor kwaliteitsklasse 2.

Het bovenstaande proces is net zolang herhaald totdat een monster onder een klassengrens valt, of totdat een monster uiteindelijk voor kwaliteitsklasse 4 uitkomt boven de klassengrens. In het laatste geval is het monster toegedeeld aan kwaliteitsklasse 5.

3.4 Calibratie en validatie

Naar aanleiding van de uitgevoerde calibratie is naar voren gekomen dat het correct classificeren van klasse 3 en klasse 4 monsters de meeste problemen opleverde (tabel 3.13). Monsters van klasse 3 en 4 werden slechts in 60% van de gevallen correct geclassificeerd, terwijl monsters behorend tot de overige kwaliteitsklassen in meer dan 70% van de gevallen correct werden geclassificeerd (tabel 3.13). In totaal werd 73% van de monsters correct geclassificeerd. Van de fout geclassificeerde monsters werd 20% slechter (type I fout) en 7% beter beoordeeld (type II fout) (tabel 3.13). Van de fout geclassificeerde monsters week 24% meer dan één klasse af van de post-classificatie.

Het belangrijkste aspect van de beoordeling is het onderscheiden van de grens tussen goed en matig (kwaliteitsklasse 4 en 3), aangezien in 2015 alle oppervlaktewateren moeten voldoen aan het goed ecologisch potentieel (uitzonderingen daargelaten). Bij

calibratie is gebleken dat het ontwikkelde beoordelingssysteem in 90% van de gevallen op juiste wijze onderscheid maakte tussen monsters van matig ecologisch potentieel (en slechter) en monsters van goed of zeer goed ecologisch potentieel. Van de klasse 4 en klasse 5 monsters werd 22% slechter beoordeeld en 3% van de klasse 1, 2 en 3 monsters beter.

Tabel 3.13 Percentage correct en foutief beoordeelde monsters na calibratie weergegeven per kwaliteitsklasse

kwaliteitsklasse	% correct	% type I fout	% type II fout
1	86	0	14
2	74	11	14
3	60	40	0
4	60	34	6
5	88	12	0
totaal	73	20	7

Na validatie is gebleken dat alleen de classificatie van klasse 2 monsters relatief probleemloos verliep (tabel 3.14). In totaal werd 47% van de monsters correct geclassificeerd (tabel 3.14). Het aantal type I en type II fouten ontliet elkaar niet veel 36% tegen 16%. Van de fout geclassificeerde monsters week 9% meer dan één klasse af van de post-classificatie. Het beoordelingssysteem kon in 89% van de gevallen het juiste onderscheid maken tussen monsters van matig ecologisch potentieel (en slechter) en monsters van goed of zeer goed ecologisch potentieel. Van de klasse 4 monsters (de beekdata omvatte geen klasse 5 monsters) werd 30% slechter beoordeeld en bijna alle klasse 1, 2 en 3 monsters werden correct beoordeeld (99%).

Tabel 3.14 Percentage correct en foutief beoordeelde monsters na validatie weergegeven per kwaliteitsklasse

kwaliteitsklasse	% correct	% type I fout	% type II fout
1	80	0	20
2	50	47	3
3	21	75	4
4	39	30	31
totaal	47	36	16

3.5 AQEM software

Om de nieuw ontwikkelde Europese beoordelingssystemen toegankelijk te maken voor een groot publiek is een software programma ontwikkeld door Wageningen Software Labs. Het ontwikkelde software programma AQEM bevat de beoordelingssystemen ontwikkeld in de verschillende deelnemende landen. Het software programma biedt de mogelijkheid om de ecologische kwaliteitsklasse van willekeurige monsters te berekenen op basis van een soortenlijst. Voorwaarde is wel dat het monster behoort tot de 29 beektypen beschreven in paragraaf 1.1. Voor een uitgebreide beschrijving van het AQEM programma wordt verwezen naar de AQEM handleiding (AQEM consortium 2002)

4 Discussie en aanbevelingen

4.1 Discussie

4.1.1 Classificatie

Voorafgaand aan de monsternamen zijn alle locaties gebruikt in deze studie geclassificeerd (pre-classificatie), dit om te verzekeren dat het hele kwaliteitsspectrum zou worden bemonsterd. Na monsternamen zijn de locaties opnieuw geclassificeerd (post-classificatie) om te controleren of de locaties daadwerkelijk voldeden aan de in de KRW gestelde eisen voor de betreffende kwaliteitsklassen. In de context van deze studie is pre-classificatie beschreven als een classificatie gebaseerd op in het veld waarneembare abiotische factoren (zoals de aanwezigheid van puntlozingen, ontbreken van natuurlijke vegetatie enz). Post-classificatie is beschreven als een classificatie gebaseerd op in het veld opgenomen en gemeten abiotische variabelen en/of de macrofaunasamenstelling van een monster.

Aan de hand van de gemaakte pre- of post-classificatie kunnen indices geschikt voor de ontwikkeling van een beoordelingssysteem worden geselecteerd. In het AQEM project hebben alle landen gebruik gemaakt van post-classificatie voor de selectie van geschikte indices. Met uitzondering van Nederland en Italië is deze post-classificatie in alle landen gebaseerd op de in het veld opgenomen en gemeten abiotische variabelen en is de macrofaunasamenstelling buiten beschouwing gelaten. Classificatie op basis van abiotiek is tevens toegepast door Thorne & Williams (1997), Barbour *et al.* (1996) en Fore & Karr (1996). Voorbeelden uit de literatuur van post-classificatie gebaseerd op biotiek of een combinatie van biotiek en abiotiek zijn niet bekend.

Reden voor de post-classificatie op basis van abiotiek was de selectie van beektypen met slechts één dominante stressor. De post-classificatie is vervolgens gebaseerd op milieuvariabelen gerelateerd aan deze stressor. In veel situaties is er echter sprake van meerdere stressoren die elk hun invloed uitoefenen op de levensgemeenschap, in dit geval wordt beoordeling aan de hand van “oorzaak-gevolg” moeilijk (Intergovernmental Task Force on Monitoring Water Quality 1993). Zeker in Nederland waar habitatdegradatie en organische vervuiling (de in Nederland voornaamste vormen van beïnvloeding) vaak hand in hand gaan, zijn oorzaak en gevolg moeilijk te bepalen. Omdat de macrofaunagemeenschap een afspiegeling is van het geheel aan invloeden uit zijn omgeving (Karr 1999; Karr & Chu 2000) is ervoor gekozen om in Nederland de post-classificatie te baseren op een combinatie van biotiek en abiotiek. Doordat in Nederland niet gebruik is gemaakt van een “stressor specifieke benadering” waarbij beektypen zijn geselecteerd met slechts één dominante stressor, kan het ontwikkelde beoordelingssysteem alleen algemene degradatie beoordelen bij de aanwezigheid van meerdere stressoren. Het nadeel hiervan is, dat de oorzaak van verminderde beekkwaliteit niet eenduidig is. Met als gevolg dat het voor de waterbeheerder moeilijker te bepalen is welke maatregelen moeten worden getroffen, om de kwaliteit van de beek te verbeteren. Hiervoor is een meer locatie specifieke analyse nodig zoals ook in de KRW is aanbevolen.

Voor de classificatie van de Nederlandse monsters is gebruik gemaakt van een cenotypologie in combinatie met expert-judgement, aan deze methode kleven twee nadelen. Ten eerste dient de dataset in een ideale situatie te worden opgedeeld tot het punt waarbij alle locaties binnen een cenotype alleen verschillen in de mate van beïnvloeding (Fore *et al.* 1996). Ondanks het feit dat de dataset is opgesplitst in vier hoofdtypen, waarvan slechts voor één beektype een beoordelingssysteem is ontwikkeld (en de monsters behorende tot de overige typen buiten beschouwing zijn gelaten), bestonden binnen de cenotypen nog verschillen in milieuvariabelen die niet gerelateerd waren aan menselijk beïnvloeding. Het ging hier dan met name om verschillen in dimensie. De verschillen in dimensie tussen de locaties van de cenotypen hebben waarschijnlijk de classificatie met behulp van expert-judgement vertroebeld. Verdere opsplitsing van de dataset naar dimensie of andere stuurvariabelen was echter geen optie, omdat dan niet voldoende locaties per beektype beschikbaar bleken om het hele kwaliteitsspectrum te vertegenwoordigen. Ten tweede is de kwalificatie van monsters op basis van expert-judgement subjectief en arbitrair. Wel moet worden benadrukt dat ook bij classificatie op basis van abiotiek men niet ontkomt aan subjectiviteit bij het waarderen van locaties. Welke mate van abiotische beïnvloeding indiceert nu daadwerkelijk een klasse 1, 2, 3 of 4? Hoe moet een locatie worden gewaardeerd wanneer sprake is van meerdere vormen van beïnvloeding? Aan een post-classificatie op basis van abiotiek kleven dezelfde nadelen als aan een fysisch-chemische kwaliteitsbeoordeling.

4.1.2 Ontwikkeling van het beoordelingssysteem

Cenotypologie

Bij de ontwikkeling van het Nederlandse beoordelingssysteem is gebruik gemaakt van een multimetrische benadering in combinatie met multivariate analyse. RIVPACS, BEAST en EKKO zijn voorbeelden van volledig multivariate beoordelingsmethoden. Deze beoordelingssystemen maken gebruik van multivariate analyse voor het definiëren van referentiesituaties en de beoordeling van locaties. De uitkomsten van een groot aantal studies, Bailey *et al.* (1998), Reynoldson *et al.* (1997), Milner & Oswood (2000), wijzen erop dat multivariate technieken betere resultaten geven dan een multimetrische benadering. Beoordelingsmethoden zoals RIVPACS, BEAST en EKKO zijn echter complex en moeilijk te doorgronden voor een leek. In dit project is daarom gekozen alleen gebruik te maken van multivariate analyse voor de post-classificatie van de locaties. Een volledige multivariate benadering is beschouwd als te tijdrovend, vooral nog minder inzichtelijk voor toekomstige gebruikers en minder bekend bij de AQEM deelnemers.

Index selectie

De indices die uiteindelijk geschikt zijn bevonden voor beoordeling verschillen per land en zelfs per beektype. Deze resultaten indiceren dat indices verschillend reageren op beïnvloeding, afhankelijk van het beektype. Deze bevindingen komen overeen met de bevindingen van Resh *et al.* (2000). Resh *et al.* (2000) geeft een overzicht van verschillende studies, waarin de geschiktheid van indices voor de beoordeling van de ecologische toestand van wateren uit verschillende regio's is

onderzocht. Uit het overzicht blijkt dat de meeste indices slechts gebruikt kunnen worden voor beoordeling in één bepaalde regio.

Toetsing van de indices voor de Nederlandse situatie heeft duidelijk gemaakt dat geen van de metrics alle kwaliteitsklassen van elkaar kon onderscheiden. Tevens is geen combinatie van indices gevonden die alle kwaliteitsklassen van elkaar konden onderscheiden. Met moeite is per kwaliteitsklasse een combinatie van indices gevormd om zo de verschillende klassen van elkaar te onderscheiden. Deze slechte resultaten kunnen verschillende oorzaken hebben gehad. Ten eerste kunnen fouten in de post-classificatie als gevolg van typologische verschillen (verschillen niet gerelateerd aan menselijke beïnvloeding) in de dataset een belangrijke rol hebben gespeeld. Ten tweede is de autecologische informatie waarop veel indices zijn gebaseerd mogelijk van belang geweest. Deze autecologische informatie bestond onder andere uit indicatorwaarden voor stroomsnelheid, saprobie en zuurgraad. Doordat bij het vaststellen van deze indicatiewaarden gebruik is gemaakt van gegevens buiten Nederland, kunnen de indicatiewaarden afwijken van de Nederlandse optima. Ten derde is het misschien helemaal niet mogelijk om onderscheid te maken tussen vijf kwaliteitsklassen aan de hand van de biologische indices getoetst in deze studie.

Vaststellen van klassengrenzen

Het vaststellen van klassengrenzen voor individuele indices kan op twee manieren: 1) arbitrair, 2) gebaseerd op de onderliggende ecologische gegevens. Voorbeelden van de eerste mogelijkheid om klassengrenzen vast te stellen zijn:

- het delen door vier van de range onder het 95-percentiel van alle locaties (Ohio Environmental Protection Agency 1987; DeSohn 1995)
- het delen door twee van de range onder het 25-percentiel van de referentie locaties (Barbour *et al.* 1996)

Voor alle voorbeelden geldt, dat bij de selectie van geschikte indices, de locaties op basis van de bovenstaande klassengrenzen worden ingedeeld. De indices die de beste resultaten geven ten aanzien van de pre/post-classificatie worden vervolgens geselecteerd.

De tweede mogelijkheid voor het opstellen van klassengrenzen is in dit rapport beschreven in paragraaf 2.3. Hierbij zijn indices geselecteerd op basis van een vooraf vaststaand criterium (geen overlap van het 25- en 75-percentiel).

In de meeste AQEM landen, waaronder Nederland, is gebruik gemaakt van de tweede methode voor het vaststellen van klassengrenzen, omdat aan de eerste methode verschillende nadelen kleven. Ten eerste wordt er bij de eerste methode vanuit gegaan dat elke index op exact dezelfde wijze reageert op beïnvloeding, terwijl het "omslagpunt" voor elke index weer ergens anders kan liggen. Ten tweede kan de eerste methode alleen indices geschikt bevinden, die lineair zijn gecorreleerd aan de stressor c.q. pre/post-classificatie, terwijl de tweede methode een unimodale of bimodale respons niet uitsluit.

4.1.3 Calibratie en validatie van het beoordelingssysteem

Slechts weinig beoordelingssystemen gebaseerd op macrofauna zijn ook daadwerkelijk getest (Barbour *et al.* 1992). Het Nederlandse beoordelingssysteem is getest met de gegevens waarmee het ontworpen is en een externe dataset. In het eerste geval werd 73% van de locaties correct geïdentificeerd, in het tweede geval 47%. Het lage percentage van correct geïdentificeerde monsters bij toetsing met de externe dataset werd voor een belangrijk deel veroorzaakt door monsters uit klasse 2, 3 en 4 die slechter werden beoordeeld.

Het meest opvallend was dat 75% van de klasse 3 monsters slechter werden beoordeeld. Nader onderzoek wees uit dat het percentage EPT-Taxa, gebruikt om klasse 2 te onderscheiden, in de beektypologie dataset veel lager lag dan in de AQEM dataset. Het gevolg hiervan was dat veel klasse 3 monsters uit de beektypologie dataset uiteindelijk werden beoordeeld als klasse 2 monsters. Naar alle waarschijnlijkheid zijn de verschillen tussen de AQEM en beektypologie data te wijten aan de grote verschillen in bemonsteringsmethode, uitzoeken en determineren bij het verzamelen van de gegevens voor beide datasets. Deze aanwijzing wordt bevestigd door de bevinding dat het gemiddeld aantal taxa voor monsters uit de beektypologie dataset lag op 17 en de gemiddelde abundantie op 490. Het gemiddeld aantal taxa voor monsters uit de AQEM dataset lag op 53 en de gemiddelde abundantie op 3545. De gestandaardiseerde AQEM methode is vrij bewerkelijk hetgeen logischerwijs heeft geleid tot het vinden van meer taxa en hogere aantallen individuen in de monsters. Het directe effect van deze verschillen op de dataset en de toetsing van de indices is slechts met behulp van een modelberekening vast te stellen.

Het grote aantal fout geïdentificeerde monsters met de externe dataset kan naast verschillen in bemonsteringsmethode, uitzoeken en determineren ook een andere oorzaak hebben. In AQEM lag de nadruk op het bemonsteren van locaties van zeer goede en goede ecologische toestand, met als gevolg dat eigenlijk geen locaties van echt slechte ecologische toestand zijn bemonsterd. De beektypologie locaties waren reeds door waterbeheerders bemonsterde locaties. Gezien de toestand van de Nederlandse wateren zijn de locaties van zeer goede en goede ecologische toestand waarschijnlijk ondervertegenwoordigd. Het bovenstaande kan er toe hebben geleid dat de klassengrenzen die zijn vastgesteld aan de hand van de AQEM data relatief hoog liggen. Met als belangrijkste gevolg dat 30% van de beektypologie monsters van klasse 4 en 5 monsters een classificatie krijgt van matig ecologisch potentieel of lager. De vraag is nu of de grenzen met de AQEM dataset te hoog zijn gelegd, of dat de beektypologie monsters geen goede afspiegeling vormen van het totale kwaliteitsspectrum. Het antwoord op deze vraag ligt waarschijnlijk in het midden. Beide datasets omvatten niet het volledige kwaliteitsspectrum.

4.1.4 Praktische beperkingen van het beoordelingssysteem

Om incorrect gebruik van het beoordelingssysteem te voorkomen zijn de volgende praktische beperkingen van kracht:

- monsters uit snel stromende, droogvallende of zure beken kunnen niet worden beoordeeld;
- alleen voor- en najaarsmonsters kunnen worden beoordeeld;
- de berekening van de indexwaarden gaat uit van aantallen per 1.25 m²;
- alleen monsters die zijn genomen en verwerkt overeenkomstig de AQEM voorschriften (AQEM consortium 2002) kunnen worden beoordeeld.

4.2 Aanbevelingen

De aanbevelingen voor verbetering van het beoordelingssysteem volgen voor een belangrijk deel uit de in de voorgaande paragraaf beschreven punten. Het beoordelingssysteem voor de Nederlandse beken zoals uitgewerkt in dit rapport heeft een voorlopig karakter. Dit rapport moet daarom worden gezien als een aanzet tot een definitief beoordelingssysteem. Voor verdere optimalisering van het beoordelingssysteem kunnen de volgende aanbevelingen worden gedaan:

- Het beoordelingssysteem dient uitgebreider te worden getest alvorens het daadwerkelijk kan worden toegepast in de praktijk. Toetsing dient bij voorkeur te geschieden met monsters die zijn genomen volgens de AQEM voorschriften.
- Het vervangen van indices door indices met een groter onderscheidend vermogen. Dit kan op verschillende manieren worden gerealiseerd.
 - Ten eerste kunnen bestaande indices, die niet in dit onderzoek zijn meegenomen, alsnog aanvullend worden getest. Een voorbeeld hiervan zijn de similariteitsindices.
 - Ten tweede kunnen buitenlandse indices worden vertaald naar de Nederlandse situatie. De kans bestaat dat dit voor de betreffende indices betere resultaten zal opleveren.
 - Ten derde zouden compleet nieuwe indices kunnen worden opgesteld en getest.
- Het verfijnen van de typologie. Hiermee kan worden voorkomen dat typologische verschillen worden aangemerkt als kwaliteitsverschillen. Naast opsplitsing naar stroomsnelheid zou daarom opsplitsing naar dimensie (beekzones) en regio/gebied aan te bevelen zijn. Om dit te kunnen realiseren is wel een grotere dataset nodig. Voor analyse moeten immers voldoende monsters beschikbaar zijn per beektype en kwaliteitsklasse.
- Het bijstellen van de typologie, zodanig dat het hele kwaliteitsspectrum wordt vertegenwoordigd.
- Nader onderzoek of de in deze studie gebruikte buitenlandse referentielocaties en de Nederlandse referentiesituatie voldoende overeenkomen (gezien de vastgestelde klassengrenzen).

Literatuur

AQEM consortium (2001) *Reference biocoenoses and deviations: structure and tools for description*. 2nd deliverable.

AQEM consortium (2002) *Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive*. Version 1.0, February 2002.

Bailey, R.C., M.G. Kennedy, M.Z. Dervish & R.M. Taylor (1998) Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, **39**, 765-774.

Barbour, M.T., J.L. Plafkin, B.P. Bradley, C.G. Graves & R.W. Wisseman (1992) Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **11**, 437-449.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, G.E. Griffith, R. Frydenborg, E. McCarron, J.S. White & M.L. Bastian (1996) A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, **15**, 185-211.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling (1999) *Rapid bioassessment protocols for use in wadable streams and rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*. 2^{de} editie. EPA 841-B-99-002. USEPA, Office of Water, Washington, D.C.

Blocksom, K.A., J.P. Kurtenbach, D.J. Klemm, F.A. Fulk & S.M. Cormier (2000) Development and evaluation of the lake macroinvertebrate integrity index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*, **77**, 311-333.

EU (2000) Richtlijn 2000/60/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. *Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen*, **L 327**, 1-72.

Fore, L.S., J.R. Karr & R. W. Wisseman (1996) Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society*, **15**(2), 212-231.

Hellawell, J.M. (1978) *Biological surveillance of rivers: A biological monitoring handbook*. Water Research Centre, Stevenage, 331p.

Illies, J (1978) *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

- Intergovernmental Task Force on Monitoring Water Quality. 1993. *The Multimetric Approach for describing ecological condition*. EPA, Position Paper No. 2
- Jongman, R.H.G., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren (1987) *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc, Wageningen
- Karr, J.R. (1991) Biological Integrity: A long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, **1**, 66-84.
- Karr, J.R. (1999) Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*, **41**, 221-234.
- Karr, J.R. & E.W. Chu (1999). *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring* Island Press, Washington, DC.
- Karr, J.R. & E.W. Chu (2000). Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, **422/423**, 1-14.
- 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* Special Publication 5. Illinois Natural History Survey, Urbana, Illinois.
- Mason, W.T., P.A. Lewis & C.I. Weber. (1985) An evaluation of benthic macroinvertebrate biomass methodology. *Environmental Monitoring and Assessment*, **5**, 399-422.
- Milner, A.M. & M.W. Oswood (2000) Urbanization gradients in streams of Anchorage, Alaska: a comparison of multivariate and multimetric approaches to classification. *Hydrobiologia*, **422/423**, 209-223.
- Ohio Environmental Protection Agency. (1987) *Biological Criteria for the Protection of Aquatic Life: Volume I-III*. Ohio EPA, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus Ohio.
- Plafkin, J.L., M.T. Barbour, K.D. Porter, S.K. Gross & R.M. Hughes. (1989) *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. EPA/44/4-89-001. U.S. EPA, Office of Water, Washington, D.C.
- Resh, V.H. & G. Grodhaus. (1983) *Aquatic insects in urban environments*. In *Urban Entomology: Interdisciplinary Perspectives*, eds. G.W. Frankie & C.S. Koehler, 247-76. Praeger Pubs., New York
- Resh, V.H., D.M. Rosenberg & T.B. Reynoldson (2000) Selection of benthic macroinvertebrate metrics for monitoring water quality of the Fraser River, British Columbia: implications for both multimetric approaches and multivariate models. In *Wright, J.F., W. Sutcliffe & M. Furse (eds), Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Cumbria, United Kingdom.

Reynoldson, T.B., R.C. Bailey, K.E. Day & R.H. Norris (1995) Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Australian Journal of Ecology*, **20**, 198-219.

Reynoldson, T.B., R.H. Norris, V.H. Resh, K.E. Day & D.M. Rosenberg (1997) The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, **16**, 833-852.

Royer, T.V., C.T. Robinson & G.W. Minshall (2001) Development of Macroinvertebrate-Based Index for Bioassessment of Idaho Rivers. *Environmental Management*, **27**, 627-636.

Shackleford, B. (1988) *Rapid Bioassessments of Lotic Macroinvertebrate Communities: Biocriteria Development*. Biomonitoring Section, Arkansas Department of Pollution Control and Ecology, Little Rock, AR.

Smith, M.J., W.R. Kay, D.H.D. Edward, P.J. Papas, K.S.J. Richardson, J.C. Simpson, A.M. Pinder, D.J. Cale, P.H.J. Horwitz, J.A. Davis, F.H. Yung, R.H. Norris & S.A. Halse (1999) AuRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology*, **41**, 269-282.

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer. (1992) *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater: Beoordelingssysteem voor stromende wateren op basis van macrofauna*. STOWA, Utrecht, 58p.

Ter Braak, C.J.F. (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, **67**, 1167-1179.

Ter Braak, C.J.F. (1987) *CANOCO – A FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal component analysis and redundancy analysis (version 2.1)*. TNO Institute of Applied Computer Science, Wageningen, The Netherlands, 95p.

Ter Braak, C.J.F., P. Šmilauer. (1998) *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 352p.

Thorne, R.J. & W.P. Williams (1997) The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, **37**, 671-686.

Van Tongeren, O. (1986) FLEXCLUS, an interactive flexible cluster program. *Acta Botanica Neerlandica*, **35**, 137-142.

Van Tongeren, O. (2000) *Programma Associa: Gebruikershandleiding en voorwaarden*. Data-Analyse Ecologie, s.l.

Verdonschot P.F.M. (1990a) *Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Het netwerk van cenotypen als instrument voor ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren*. Provincie Overijssel, Zwolle, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum, 301p.

Verdonschot P.F.M. (1990b) *Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands)*. Proefschrift, Landbouwwuniversiteit Wageningen, Wageningen, 255p.

Verdonschot, P.F.M., P.W. Goedhardt, R.C. Nijboer, H.E. Vlek (2003) *Voorspelling van effecten van ingrepen in het waterbeheer op aquatische gemeenschappen: De ontwikkeling van cenotypenvoorspellingsmodellen voor beken en sloten in Nederland*. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 239 pp.

Verdonschot, P.F.M. & R.C. Nijboer (in prep) *Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse beken: Een aanzet tot de beoordeling van de ecologische toestand*. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen.

Weber, C.I. (1973) *Biological Field and Laboratory Methods for Measuring the Quality of Surface Waters and Effluents*. EPA-670/4-73-001. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

Williams, W.T. & M.B. Dale. (1965) Fundamental problems in numerical taxonomy. *Advance. in Botanical Research*, **2**, 35-68.

Wright, J.F., D. Moss, P.D. Armitage & M.T. Furse (1984) A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, **14**, 21-256.

Bijlage 1 Algemene informatie monsterlocaties

Monstercode	Clusternr.	Seizoen	Regio	Beek	Reeks	Type	Pre-classificatie	Monsternemer
N1300243	1	herfst	Limburg	Bosbeek	morfologie	bovenlopen	1	Alterra
N1300251	1	voorjaar	Limburg	Hemelbeek/Poortlossing	morfologie	bovenlopen	1	Alterra
N1300253	1	herfst	Limburg	Hemelbeek/Poortlossing	morfologie	bovenlopen	1	Alterra
N1300271	1	voorjaar	Limburg	Belleterbeek	morfologie	bovenlopen	1	Alterra
N1300273	1	herfst	Limburg	Belleterbeek	morfologie	bovenlopen	1	Alterra
N1300281	1	voorjaar	Limburg	Berversbergbeek	morfologie	bovenlopen	1	Alterra
N1300283	1	herfst	Limburg	Berversbergbeek	morfologie	bovenlopen	1	Alterra
N1300291	1	voorjaar	Limburg	Hermansbeek	morfologie	bovenlopen	2	Alterra
N1300293	1	herfst	Limburg	Hermansbeek	morfologie	bovenlopen	2	Alterra
N1300321	1	voorjaar	Limburg	Klitserbeek	morfologie	bovenlopen	2	Alterra
N1300323	1	herfst	Limburg	Klitserbeek	morfologie	bovenlopen	2	Alterra
N1300343	1	herfst	Limburg	Mechelderbeek	morfologie	bovenlopen	4	Alterra
N1400021	1	voorjaar	Veluwe	Seelbeek	nutriënten	bovenlopen	1	Vallei & Eem
N1400023	1	herfst	Veluwe	Seelbeek	nutriënten	bovenlopen	1	Vallei & Eem
N1300301	2	voorjaar	Limburg	Terzieterbeek	morfologie	bovenlopen	2	Alterra
N1300303	2	herfst	Limburg	Terzieterbeek	morfologie	bovenlopen	2	Alterra
N1300311	2	voorjaar	Limburg	Kingbeek	morfologie	bovenlopen	3	Alterra
N1300313	2	herfst	Limburg	Kingbeek	morfologie	bovenlopen	3	Alterra
N1300331	2	voorjaar	Limburg	Scheumerbeek	morfologie	bovenlopen	4	Alterra
N1300333	2	herfst	Limburg	Scheumerbeek	morfologie	bovenlopen	4	Alterra
N1300341	2	voorjaar	Limburg	Mechelderbeek	morfologie	bovenlopen	4	Alterra
N1400011	2	voorjaar	Veluwe	Duno	nutriënten	bovenlopen	1	Vallei & Eem
N1400013	2	herfst	Veluwe	Duno	nutriënten	bovenlopen	1	Vallei & Eem

Monstercode	Clusternr.	Seizoen	Regio	Beek	Reeks	Type	Pre-classificatie	Monsternemer
N1400031	2	voorjaar	Veluwe	Beek hemelse berg	nutriënten	bovenlopen	2	Vallei & Eem
N1400051	2	voorjaar	Veluwe	Koppelsprengen	nutriënten	bovenlopen	1	Alterra
N1400052	2	zomer	Veluwe	Koppelsprengen	nutriënten	bovenlopen	1	Alterra
N1400081	2	voorjaar	Veluwe	Beek hoge oorsprong	nutriënten	bovenlopen	2	Vallei & Eem
N1400091	2	voorjaar	Veluwe	Zweiersdal	nutriënten	bovenlopen	2	Vallei & Eem
N1400093	2	herfst	Veluwe	Zweiersdal	nutriënten	bovenlopen	2	Vallei & Eem
N1400261	3	voorjaar	Achterhoek	Buuserbeek Braambrug Buurse	morfologie	bovenlopen	2	Rijn & IJssel
N1400263	3	herfst	Achterhoek	Buuserbeek Braambrug Buurse	morfologie	bovenlopen	2	Rijn & IJssel
N1400271	3	voorjaar	Achterhoek	Rozendaalse Beek, Rozendaalse laan	morfologie	bovenlopen	1	Rijn & IJssel
N1400272	3	zomer	Achterhoek	Rozendaalse Beek, Rozendaalse laan	morfologie	bovenlopen	1	Rijn & IJssel
N1400281	3	voorjaar	Achterhoek	Ratumse Beek, Ravenhorstweg-Meddo	morfologie	bovenlopen	1	Rijn & IJssel
N1400283	3	herfst	Achterhoek	Ratumse Beek, Ravenhorstweg-Meddo	morfologie	bovenlopen	1	Rijn & IJssel
N1400291	3	voorjaar	Achterhoek	Willinkbeek, 't Wieskamp-Winterswi	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & IJssel
N1400292	3	zomer	Achterhoek	Willinkbeek, 't Wieskamp-Winterswi	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & IJssel
N1400301	3	voorjaar	Achterhoek	Boven Slinge, Grens-Kotten	morfologie	bovenlopen	1	Rijn & IJssel
N1400303	3	herfst	Achterhoek	Boven Slinge, Grens-Kotten	morfologie	bovenlopen	1	Rijn & IJssel
N1400411	3	voorjaar	Overijssel	Ruenbergerbeek	droogval	bovenlopen	2	Alterra
N1300031	4	voorjaar	Oost-Brabant	Campagnebeek	morfologie	bovenlopen	4	Maaskant
N1300032	4	zomer	Oost-Brabant	Campagnebeek	morfologie	bovenlopen	4	Maaskant
N1300111	5	voorjaar	Oost-Brabant	Goorloop	morfologie	middenlopen	3	Alterra
N1300112	5	zomer	Oost-Brabant	Goorloop	morfologie	middenlopen	3	Alterra
N1300261	5	voorjaar	Limburg	Rodebeek Brunssum	morfologie	bovenlopen	1	Alterra
N1300263	5	herfst	Limburg	Rodebeek Brunssum	morfologie	bovenlopen	1	Alterra
N1400423	5	herfst	Overijssel	Hambroekermatenbeek	droogval	bovenlopen	3	Alterra
N1400424	5	winter	Overijssel	Hambroekermatenbeek	droogval	bovenlopen	3	Alterra
N1300011	6	voorjaar	Oost-Brabant	Keersop	morfologie	middenlopen	3	Alterra
N1300013	6	herfst	Oost-Brabant	Keersop	morfologie	middenlopen	3	Alterra

Monstercode	Clusternr.	Seizoen	Regio	Beek	Reeks	Type	Pre-classificatie	Monsternemer
N1300043	6	herfst	Oost-Brabant	Sterkselse aa	morfologie	middenlopen	2	Alterra
N1300051	6	voorjaar	Oost-Brabant	Reusel	morfologie	middenlopen	1	Alterra
N1300052	6	zomer	Oost-Brabant	Reusel	morfologie	middenlopen	1	Alterra
N1300081	6	voorjaar	Oost-Brabant	Beekloop	morfologie	middenlopen	3	Alterra
N1300083	6	herfst	Oost-Brabant	Beekloop	morfologie	middenlopen	3	Alterra
N1300091	6	voorjaar	Oost-Brabant	Rovertse lei	morfologie	middenlopen	1	Alterra
N1300092	6	zomer	Oost-Brabant	Rovertse lei	morfologie	middenlopen	1	Alterra
N1300161	6	voorjaar	West-Brabant	Groote of Roode beek GRB2	morfologie	middenlopen	1	Aquasense
N1300162	6	zomer	West-Brabant	Groote of Roode beek GRB2	morfologie	middenlopen	1	Aquasense
N1300211	6	voorjaar	West-Brabant	Chaamse beek CHA3	morfologie	middenlopen	4	Aquasense
N1300241	6	voorjaar	Limburg	Bosbeek	morfologie	bovenlopen	1	Alterra
N1400032	6	zomer	Veluwe	Beek hemelse berg	nutriënten	bovenlopen	2	Vallei & Eem
N1400061	6	voorjaar	Veluwe	Horsthoekerbeek	nutriënten	bovenlopen	1	Veluwe
N1400062	6	zomer	Veluwe	Horsthoekerbeek	nutriënten	bovenlopen	1	Alterra
N1400071	6	voorjaar	Veluwe	Slijpbeek	nutriënten	bovenlopen	2	Vallei & Eem
N1400073	6	herfst	Veluwe	Slijpbeek	nutriënten	bovenlopen	2	Vallei & Eem
N1400083	6	herfst	Veluwe	Beek hoge oorsprong	nutriënten	bovenlopen	2	Vallei & Eem
N1400111	6	voorjaar	Veluwe	Verloren beek	nutriënten	bovenlopen	2	Veluwe
N1400113	6	herfst	Veluwe	Verloren beek	nutriënten	bovenlopen	2	Veluwe
N1400141	6	voorjaar	Veluwe	Papegaaibeek	nutriënten	bovenlopen	4	Veluwe
N1400143	6	herfst	Veluwe	Papegaaibeek	nutriënten	bovenlopen	4	Veluwe
N1400151	6	voorjaar	Noord-Nederland	Westerdiep	morfologie	middenlopen	2	Hunze & Aa's
N1400231	6	voorjaar	Noord-Nederland	reest - stenen pijp	morfologie	middenlopen	4	Alterra
N1400232	6	zomer	Noord-Nederland	reest - stenen pijp	morfologie	middenlopen	4	Alterra
N1400373	6	herfst	Overijssel	Polbeek	droogval	bovenlopen	1	Alterra
N1400374	6	winter	Overijssel	Polbeek	droogval	bovenlopen	1	Alterra
N1400381	6	voorjaar	Overijssel	Jufferbeek	droogval	bovenlopen	1	Alterra

Monstercode	Clusternr.	Seizoen	Regio	Beek	Reeks	Type	Pre-classificatie	Monsternemer
N1400383	6	herfst	Overijssel	Jufferbeek	droogval	bovenlopen	1	Alterra
N1400393	6	herfst	Overijssel	Rossumerbeek	droogval	bovenlopen	1	Alterra
N1400394	6	winter	Overijssel	Rossumerbeek	droogval	bovenlopen	1	Alterra
N1400403	6	herfst	Overijssel	Stakenbeek	droogval	bovenlopen	1	Alterra
N1400404	6	winter	Overijssel	Stakenbeek	droogval	bovenlopen	1	Alterra
N1400413	6	herfst	Overijssel	Ruenbergerbeek	droogval	bovenlopen	2	Alterra
N1400433	6	herfst	Overijssel	HogeVenterinkbeek	droogval	bovenlopen	3	Alterra
N1400434	6	winter	Overijssel	HogeVenterinkbeek	droogval	bovenlopen	3	Alterra
N1400443	6	herfst	Overijssel	Oude Elsenbeek	droogval	bovenlopen	4	Alterra
N1400444	6	winter	Overijssel	Oude Elsenbeek	droogval	bovenlopen	4	Alterra
N1400451	6	voorjaar	Overijssel	Strootmansbeek	droogval	bovenlopen	4	Alterra
N1400453	6	herfst	Overijssel	Strootmansbeek	droogval	bovenlopen	4	Alterra
N1300041	7	voorjaar	Oost-Brabant	Sterkselse aa	morfologie	middenlopen	2	Alterra
N1300072	7	zomer	Oost-Brabant	Hooge raam	morfologie	middenlopen	2	Maaskant
N1300131	7	voorjaar	West-Brabant	Het Merkske MER2	morfologie	middenlopen	2	Aquasense
N1300132	7	zomer	West-Brabant	Het Merkske MER2	morfologie	middenlopen	2	Aquasense
N1300141	7	voorjaar	West-Brabant	Het Merkske MER8	morfologie	middenlopen	2	Aquasense
N1300142	7	zomer	West-Brabant	Het Merkske MER8	morfologie	middenlopen	2	Aquasense
N1300151	7	voorjaar	West-Brabant	Noordermark NOO5	morfologie	middenlopen	1	Aquasense
N1300152	7	zomer	West-Brabant	Noordermark NOO5	morfologie	middenlopen	1	Aquasense
N1300181	7	voorjaar	West-Brabant	Strijbeekse beek STR5	morfologie	middenlopen	2	Aquasense
N1300182	7	zomer	West-Brabant	Strijbeekse beek STR5	morfologie	middenlopen	2	Aquasense
N1300191	7	voorjaar	West-Brabant	Strijbeekse beek STR3	morfologie	middenlopen	4	Aquasense
N1300192	7	zomer	West-Brabant	Strijbeekse beek STR3	morfologie	middenlopen	4	Aquasense
N1300212	7	zomer	West-Brabant	Chaamse beek CHA3	morfologie	middenlopen	4	Aquasense
N1400152	7	zomer	Noord-Nederland	Westerdiep	morfologie	middenlopen	2	Hunze & Aa's
N1400161	7	voorjaar	Noord-Nederland	Gasterense diep Noord	morfologie	middenlopen	2	Alterra

Monstercode	Clusternr.	Seizoen	Regio	Beek	Reeks	Type	Pre-classificatie	Monsternemer
N1400162	7	zomer	Noord-Nederland	Gasterense diep Noord	morfologie	middenlopen	2	Alterra
N1400172	7	zomer	Noord-Nederland	Loonediep	morfologie	middenlopen	1	Hunze & Aa's
N1400191	7	voorjaar	Noord-Nederland	Oudemolense diep	morfologie	middenlopen	4	Alterra
N1400192	7	zomer	Noord-Nederland	Oudemolense diep	morfologie	middenlopen	4	Alterra
N1400211	7	voorjaar	Noord-Nederland	Gasterense diep Zuid	morfologie	middenlopen	2	Hunze & Aa's
N1400212	7	zomer	Noord-Nederland	Gasterense diep Zuid	morfologie	middenlopen	2	Hunze & Aa's
N1300021	8	voorjaar	Oost-Brabant	Loobeek/afleidingskanaal smakt/vierlingse molenbeek	morfologie	middenlopen	2	Maaskant
N1300022	8	zomer	Oost-Brabant	Loobeek/afleidingskanaal smakt/vierlingse molenbeek	morfologie	middenlopen	2	Maaskant
N1300061	8	voorjaar	Oost-Brabant	Halsche beek	morfologie	middenlopen	3	Maaskant
N1300062	8	zomer	Oost-Brabant	Halsche beek	morfologie	middenlopen	3	Maaskant
N1300122	8	zomer	Oost-Brabant	Peelkanaal	morfologie	middenlopen	4	Maaskant
N1300232	8	zomer	West-Brabant	Gilzewouwerbeek	morfologie	middenlopen	4	Aquasense
N1400123	8	herfst	Veluwe	Halveradsbeek	nutriënten	bovenlopen	4	Vallei & Eem
N1400201	8	voorjaar	Noord-Nederland	Amerdiep	morfologie	middenlopen	4	Hunze & Aa's
N1400203	8	herfst	Noord-Nederland	Amerdiep	morfologie	middenlopen	4	Hunze & Aa's
N1400221	8	voorjaar	Noord-Nederland	Reest - ijhorst/de wijk	morfologie	middenlopen	2	Reest & Wieden
N1400222	8	zomer	Noord-Nederland	Reest - ijhorst/de wijk	morfologie	middenlopen	2	Reest & Wieden
N1400241	8	voorjaar	Noord-Nederland	Vledder aa	morfologie	middenlopen	4	Reest & Wieden
N1400242	8	zomer	Noord-Nederland	Vledder aa	morfologie	middenlopen	4	Reest & Wieden
N1400251	8	voorjaar	Noord-Nederland	Beilerstroom	morfologie	middenlopen	4	Reest & Wieden
N1400252	8	zomer	Noord-Nederland	Beilerstroom	morfologie	middenlopen	4	Reest & Wieden
N1400311	8	voorjaar	Achterhoek	Groenlose Slinge, Moskerdriehuisweg-Meddo	morfologie	bovenlopen	3	Rijn & Ijssel
N1400313	8	herfst	Achterhoek	Groenlose Slinge, Moskerdriehuisweg-Meddo	morfologie	bovenlopen	3	Rijn & Ijssel
N1400321	8	voorjaar	Achterhoek	Veengoot, bov. str. Ramsbeek grenskantoor	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & Ijssel
N1400322	8	zomer	Achterhoek	Veengoot, bov. str. Ramsbeek grenskantoor	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & Ijssel

Monstercode	Clusternr.	Seizoen	Regio	Beek	Reeks	Type	Pre-classificatie	Monsternemer
N1400331	8	voorjaar	Achterhoek	Vlaskersgoot, Slemphutterweg Z v Rekken	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & Ijssel
N1400332	8	zomer	Achterhoek	Vlaskersgoot, Slemphutterweg Z v Rekken	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & Ijssel
N1400341	8	voorjaar	Achterhoek	Ramsbeek, Instroming Berkel-Eibergen	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & Ijssel
N1400342	8	zomer	Achterhoek	Ramsbeek, Instroming Berkel-Eibergen	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & Ijssel
N1400352	8	zomer	Achterhoek	Grenskanaal, Grens-Linthorst	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & Ijssel
N1400353	8	herfst	Achterhoek	Grenskanaal, Grens-Linthorst	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & Ijssel
N1400361	8	voorjaar	Achterhoek	Wehlse Beek, Breedestraat-Wehl	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & Ijssel
N1400363	8	herfst	Achterhoek	Wehlse Beek, Breedestraat-Wehl	morfologie	bovenlopen	4	Rijn & Ijssel
N1400463	8	herfst	Overijssel	WG Broek	droogval	bovenlopen	2	Salland
N1400471	8	voorjaar	Overijssel	Moespotsleide	droogval	bovenlopen	2	Salland
N1400473	8	herfst	Overijssel	Moespotsleide	droogval	bovenlopen	2	Salland
N1400101	9	voorjaar	Veluwe	Heelsumse beek	nutriënten	bovenlopen	2	Vallei & Eem
N1400103	9	herfst	Veluwe	Heelsumse beek	nutriënten	bovenlopen	2	Vallei & Eem
N1300101	10	voorjaar	Oost-Brabant	Tovense beek	morfologie	middenlopen	4	Maaskant
N1300102	10	zomer	Oost-Brabant	Tovense beek	morfologie	middenlopen	4	Maaskant
N1300121	geen	voorjaar	Oost-Brabant	Peelkanaal	morfologie	middenlopen	4	Maaskant
N1300171	geen	voorjaar	West-Brabant	Retsche loop RET4	morfologie	middenlopen	3	Aquasense
N1300201	geen	voorjaar	West-Brabant	Molenbeek MOB8	morfologie	middenlopen	4	Aquasense
N1300221	geen	voorjaar	West-Brabant	Leijloop	morfologie	middenlopen	3	Aquasense
N1400041	geen	voorjaar	Veluwe	Loenense beek	nutriënten	bovenlopen	4	Veluwe
N1400121	geen	voorjaar	Veluwe	Halveradsbeek	nutriënten	bovenlopen	4	Vallei & Eem
N1400131	geen	voorjaar	Veluwe	Koude beek	nutriënten	bovenlopen	3	Veluwe
N1400133	geen	herfst	Veluwe	Koude beek	nutriënten	bovenlopen	3	Veluwe
N1400171	geen	voorjaar	Noord-Nederland	Loonerdiep	morfologie	middenlopen	1	Hunze & Aa's
N1400181	geen	voorjaar	Noord-Nederland	Lieversche diep	morfologie	middenlopen	2	Noorderzijlvest
N1400182	geen	zomer	Noord-Nederland	Lieversche diep	morfologie	middenlopen	2	Noorderzijlvest
N1400461	geen	voorjaar	Overijssel	WG Broek	droogval	bovenlopen	2	Salland

Bijlage 2 Milieuvariabelen bepaald op de AQEM monsterpunten

BEEKTRAJECT AFHANKELIJKE INFORMATIE		beektraject is 50 m lang (25 m boven- en 25 m benedenstrooms locatie)
BEEKTRAJECT BESCHRIJVING		
nr	parameter	toelichting
a1	kopie stafkaart	kopie stafkaart gedeelte met plaats aangegeven met pijl
a2	land	
a3	provincie	
a4	nummer van de stafkaart	
a5	naam van de beek	
a6	beektype	klassifikatie kaderrichtlijn en verfijning (paragraaf 2.1.1)
a7	beek orde	Strahler systematiek
a8	afstand tot de bron (km)	geef aan of de informatie van 1:25000 of 1: 50000 kaart is gehaald
a9	lengtegraad	in graden, minuten, seconden
a10	breedtegraad	in graden, minuten, seconden
a11	hoogte van monsterpunt	meter boven NAP van kaart of GIS
a12	ecoregio en nummer	ten noorden van de Rijn ecoregio nummer 14, ten zuiden van de Rijn ecoregio nr 13
a13	subregio	hydrobiologische districten of nog fijner (zie Mol 1984)
a14	stroomgebied	Rijn, Maas, Schelde of Eems (zie kaderrichtlijn NL)
a15	oppervlak van het stroomgebied (km ²)	van waterbeheerder of van kaart waterhuishouding
a16	dimensie aanduiding	klassifikatie kaderrichtlijn en verfijning NL
a17	beek dichtheid (km/km ²)	in minstens 20 km ² van het stroomgebied
a18	geologie van het stroomgebied (%)	op 10 % nauwkeurig voor het hele stroomgebied
a18_1	zuur silicaatgesteente	n.v.t in Nederland
a18_2	(mafic) silicaatgesteente	n.v.t in Nederland
a18_3		n.v.t in Nederland
a18_4	fluviaatiele afzetting	
a18_5	flysch & molasse	n.v.t in Nederland
a18_6	lacustriene afzetting	n.v.t in Nederland

nr	parameter	toelichting
a18_7	gletsjerpuin	n.v.t in Nederland
a18_8	zand afzetting	n.v.t in Nederland
a18_9	mariene afzetting	n.v.t in Nederland
a18_10	organische formaties	n.v.t in Nederland
a18_11	löss	n.v.t in Nederland
a19	landgebruik in stroomgebied (%)	op 10% nauwkeurig, geen overig invullen
a19_1	loofbos	
a19_2	naaldbos	
a19_3	gemengd bos	
a19_4	moeras	
a19_5	grasland	
a19_6	rietland	
a19_7	van nature niet begroeid	
a19_8	alpine heide	n.v.t in Nederland
a19_9	stilstaande wateren	
a19_10	niet inheems bos	n.v.t in Nederland
a19_11	maquis	n.v.t in Nederland
a19_12	akkerland	
a19_13	weiland	
a19_14	kapvlakte	
a19_15	bewoond	
a19_16	industrieel	
a19_17	overig	
BEEK HYDROLOGIE EN MORFOLOGIE		
a20	gemiddelde jaarlijkse afvoer (l/s)	
a21	gemiddelde basisafvoer (l/s)	
a22	gemiddelde hoogwaterafvoer (l/s)	
a23	gemiddelde maandafvoer/gemiddelde jaarafvoer	per maand bepalen
a24	droogvalling van de beek (ja/nee)	
a24_1	permanent	
a24_2	periodiek droogvallend in zomer	

nr	parameter	toelichting
a24_3	periodiek droogvallend in winter	
a24_4	onregelmatig droogvallend	
a25	waterbassins (vijvers, zandvangen, retentiebekkens) in de beek (ja/nee)	bovenstrooms van het monsterpunt (in Nederland vrijwel nergens van toepassing)
a26	breedte van de beekdalbodem (m)	
a27	gemiddeld verval beekdalbodem (%)	afstand hoogtelijnen op stafkaart (= m / 100 m)
a28	verval beekbodem (%)	info waterkwantiteitsbeheerder (legger) (= m / 100 m)
a29	vorm van het beekdal	U-vorm of vlak (in Nederland overige vormen n.v.t.)
a30	landgebruik in beekdal (%)	op 10% nauwkeurig, geen others invullen, zie a19
MENSELIJKE INVLOED OP MORFOLOGIE BEEKTRAJECT		
a31	aantal stuwen, bodemvallen en andere structuren in het dwarsprofiel	bovenstrooms van monsterpunt
a32	normalisatie en stroomdraad beïnvloedende structuren (kribben e.d) (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a33	vaargeul aanwezig (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a34	rechtgetrokken (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a35	verwijderen van bomen, takken (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a36	afgesloten meanders aanwezig (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a37	insnijding van de beek (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a37_1	insnijding van de beek (m onder maaiveld)	bovenstrooms van monsterpunt
a38	duiker aanwezig (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a39	aantal stuwen, bodemvallen en andere structuren in het dwarsprofiel	benedenstrooms van monsterpunt
a40	normalisatie en stroomdraad beïnvloedende structuren (kribben e.d) (ja/nee)	benedenstrooms van monsterpunt
a41	vaargeul aanwezig (ja/nee)	benedenstrooms van monsterpunt
a42	kanalisatie, rechtgetrokken (ja/nee)	benedenstrooms van monsterpunt
a43	verwijderen van bomen, takken (ja/nee)	benedenstrooms van monsterpunt
a44	afgesloten meanders aanwezig (ja/nee)	benedenstrooms van monsterpunt
a45	insnijding van de beek (ja/nee)	benedenstrooms van monsterpunt
a45_1	insnijding van de beek (m onder maaiveld)	benedenstrooms van monsterpunt
a46	duiker aanwezig (ja/nee)	benedenstrooms van monsterpunt
a47	aantal zandvangen, sediment vangende dammen	bovenstrooms
a48	cumulatieve hoogte van sediment vangende dammen/stuwen (m)	bovenstrooms
a49	aantal dammen die migratie verhinderen	benedenstrooms van monsterpunt

nr	parameter	toelichting
a50	cumulatieve hoogte van dammen die migratie verhinderen (m)	benedenstrooms
MENSELIJKE INVLOED OP HYDROLOGIE BEEKTRAJECT		
a51	lengte van traject met rest-/beperkte afvoer (m)	(indien water wordt onttrokken) bovenstrooms
a52	doel van wateronttrekking	irrigatie of electriciteitsopwekking bovenstrooms
a52_1		overig, n.v.t. in Nederland
a53	kunstmatige piekafvoeren a.g.v. lozingen (ja/nee)	(als gevolg van tijdelijke wateronttrekking) bovenstrooms
a54	lengte van traject met rest-/beperkte afvoer (m)	(indien water wordt onttrokken) benedenstrooms
a55	doel van wateronttrekking	irrigatie of electriciteitsopwekking benedenstrooms
a55_1		overig, n.v.t. in Nederland
MENSELIJKE INVLOED OP BEEKDALBODEM BEEKTRAJECT		
a56	retentiebekkens of dammen (%)	% (in tientallen) van traject dat onder invloed staat van stuwing bovenstrooms
56a	geen natuurlijke vegetatie aanwezig (ja/nee)	bovenstrooms
56b	niet oorspronkelijke vegetatie aanwezig (ja/nee)	bovenstrooms
a57	geen natuurlijke vegetatie aanwezig (ja/nee)	benedenstrooms
a58	niet oorspronkelijke vegetatie aanwezig (ja/nee)	benedenstrooms
a59	retentiebekkens of dammen (%)	% (in tientallen) van traject dat onder invloed staat van stuwing benedenstrooms
STOFFEN- BELASTING BOVENSTROOMS BEEKTRAJECT		
a60	vervuiling puntbron (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a61	vervuiling diffuus (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a62	rioolwateroverstort (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a63	eutrofiëring (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a64	verzuring (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a65	bekalking (ja/nee)	n.v.t in Nederland
a66	mijnbouw, invloed mijnbergen (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
a67	toxische stoffen (ja/nee)	bovenstrooms van monsterpunt
MONSTERLOCATIE AFHANKELIJKE INFORMATIE		
BEEK HYDROLOGIE EN MORFOLOGIE MONSTERLOCATIE		
a68	gemiddelde diepte bij max afvoer (cm)	op 10 posities in het dwarsprofiel diepte meten

nr	parameter	toelichting
a69	beschaduwing	op 20% nauwkeurige het oppervlak van de beek beschaduwd om 12 uur 's middags (seizoenonafhankelijk geschat)
a70_r	gemiddelde breedte natuurlijke vegetatie op de rechteroever (m)	
a70_l	gemiddelde breedte natuurlijke vegetatie op de linkeroever (m)	
a71	vorm van de stroomgeul	
a71_1	meanderend	
a71_2	vlechtend	
a71_3	hoofdstroom met nevengeulen	
a71_4	hoofdstroom met flauwe bochten	
a71_5	recht (natuurlijk)	
a71_6	recht (kunstmatig)	
a72	relatie stroomribbels/poelen (m/m)	n.v.t. in Nederland, 100% pool
a73	aantal stilstaande wateren in de overstromingsvlakte	op traject van 10 keer de breedte van de beek
a74	aantal organische dammen	(dammen > 0.3m3) over een traject van 100 m
a75	aantal bomen	(boomdiameter > 10 cm) over een traject van 100 m
a76_l	linkeroeverlengte bedekt met houtwal of bomenrij (%)	over een traject van 100 m
a76_r	rechteroeverlengte bedekt met houtwal of bomenrij (%)	over een traject van 100 m
MENSELIJKE INVLOED OP MORFOLOGIE MONSTERLOCATIE		
a77	stuwen, bodemvallen, e.d.	
a77_1		aantal
a77_2		cumulatieve hoogte (m)
a78	andere structuren in dwarsprofiel	
a78_1		aantal
a78_2		cumulatieve hoogte (m)
a79	linkeroever met beschoeiing (%)	in klassen van 10 %
a7911	glad beton	
a7912	beton met uitsteeksels	
a7913	stenen	
a7914	hout	
a7915	bomen	

nr	parameter	toelichting
a79l6	pleisterwerk met stenen met openingen	
a79l7	pleisterwerk met stenen zonder openingen	
a79l8	andere materialen	
a79l9	geen beschoeiing	
a79	linkeroever met beschoeiing (%)	in klassen van 10 %
a79r1	glad beton	
a79r2	beton met uitsteeksels	
a79r3	stenen	
a79r4	hout	
a79r5	bomen	
a79r6	pleisterwerk met stenen met openingen	
a79r7	pleisterwerk met stenen zonder openingen	
a79r8	andere materialen	
a79r9	geen beschoeiing	
a80	bodem met beschoeiing (%)	in klassen van 10 %
a80_1	glad beton	
a80_2	beton met uitsteeksels	
a80_3	stenen	
a80_4	hout	
a80_5	bomen	
a80_6	pleisterwerk met stenen met openingen	
a80_7	pleisterwerk met stenen zonder openingen	
a80_8	andere materialen	
a80_9	geen beschoeiing	
a81	stuwing	
a82	normalisatie en stroomdraad wijzigingen (ja/nee)	
a83	vaargeul aanwezig (ja/nee)	
a84	rechtgetrokken (ja/nee)	
a85	verwijderen bomen/takken (ja/nee)	
a86	afgesloten meanders aanwezig (ja/nee)	

nr	parameter	toelichting
a87	insnijding van de beek (m onder maaiveld)	
a88	duiker aanwezig (ja/nee)	
MENSELIJKE INVLOED OP HYDROLOGIE MONSTERLOCATIE		
a89	kunstmatige piekafvoeren a.g.v. lozingen (ja/nee)	
a90	% restafvoeren a.g.v. onttrekking in vergelijking met de natuurlijke toestand	slechtste toestand van het jaar
a91	doel van wateronttrekking	irrigatie of electriciteitsopwekking
a91_1		overig. n.v.t. in Nederland
MENSELIJKE INVLOED OP BEEKDALBODEM MONSTERLOCATIE		
a92	retentiebekken op monsterlocatie (ja/nee)	
a93	ontbreken natuurlijke beekdalbodembegroeiing (ja/nee)	
a94	niet natuurlijke beekdalbodembegroeiing aanwezig (ja/nee)	
STOFFEN- BELASTING OP MONSTERLOCATIE		
a95	vervuiling puntbron (ja/nee)	
a96	vervuiling diffuus (ja/nee)	
a97	rioolwateroverstort (ja/nee)	
a98	eutrofiëring (ja/nee)	
a99	verzuring (ja/nee)	
a100	bekalking (ja/nee)	n.v.t in Nederland
a101	mijnbouw, invloed mijnbergen (ja/nee)	
a102	toxische stoffen (ja/nee)	
MONSTERINFORMATIE PER BEMONSTERING		
a103	minerale substraten (%)	
a103_1	hygropetisch	dunne waterlaag op minerale substraten
a103_2	megalithal	oppervlak van stenen en rotsen (> 40 cm)
a103_3	macrolithal	grote keien (>20 cm tot 40 cm)
a103_4	mesolithal	kleine keien (> 6 cm tot 20 cm)
a103_5	microlithal	grof grind (> 2 cm tot 6 cm)
a103_6	akal	fijn grind (> 0.6 cm tot 2 cm)
a103_7	psammal/psammopelal	zand (0.06 mm tot 6 mm)

nr	parameter	toelichting
a103_8	argyllal	silt, klei, leem (organisch, <2 um)
a104	organische substraten (%)	
a104_1	phytal	drijvende macrofyten
a104_2	algen	draadalgen
a104_3	ondergedoken macrofyten	
a104_4	emergente macrofyten	
a104_5	overhangende oeervegetatie	
a104_6	xylal	dood hout
a104_7	CPOM	grof organisch materiaal
a104_8	FPOM	fijn organisch materiaal
a104_9	bacteriën, schimmels	
a104_10	organische modder	
a104_11	aanspoelsel	
a105	gemiddelde beekbreedte (m)	
a106	afvoer (l/s)	
a107	kleur	blauw, grijs, rood, groen, bruin, geen
a108	geur (ja/nee)	
a109	schuimvorming (ja/nee)	
a110	zuurgraad	
a111	geleidendheid (µS/cm)	
a112	reductieprocessen (bv ijzeraanslag onder stenen) (ja/nee)	
a113	vast afval (ja/nee)	
a114	zuurstofgehalte (mg/l)	
a115	zuurstofverzadigingspercentage (mg/l)	
DEELMONSTERS		
a117	gemiddelde diepte (cm)	
a118	maximum diepte (cm)	
a119	gemiddelde stroomsnelheid (m/s)	
a120	maximum stroomsnelheid (m/s)	

WATERCHEMIE		
nr	parameter	toelichting
a121	alkaliniteit (mmol/l)	
a122	totale hardheid (mmol/l)	
a123	Cl (mg/l)	
a124	BOD5 (mg/l)	
a125	NH4 (mg/l)	
a126	NO2 (mg/l)	
a127	NO3 (mg/l)	
a128	o-P (µg/l)	
a129	t-P (µg/l)	
a130	chlorofyl (µg/l)	

Bijlage 3 Milieuv variabelen verwijderd tijdens voorbereiding data

verwijderde milieuvariabele	toelichting
a17 beek dichtheid (km/km ²)	correlatie met lager schaalniveau
a18_10 organische formaties	correlatie met lager schaalniveau
a18_11 loss	correlatie met lager schaalniveau
a18_3	correlatie met lager schaalniveau
a18_4 fluviatiele afzetting	correlatie met lager schaalniveau
a19_10 niet inheems bos	correlatie met lager schaalniveau
a19_12 akkerland	correlatie met lager schaalniveau
a19_13 weiland	correlatie met lager schaalniveau
a19_15 bewoond	correlatie met lager schaalniveau
a19_4 moeras	correlatie met lager schaalniveau
a19_5 grasland	correlatie met lager schaalniveau
a19_9 stilstaande wateren	correlatie met lager schaalniveau
a31 aantal stuwen, bodemvallen en andere structuren in het dwarsprofiel	correlatie met lager schaalniveau
a33 vaargeul aanwezig (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a34 rechtgetrokken (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a35 verwijderen van bomen, takken (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a36 afgesloten meanders aanwezig (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a37_1 insnijding van de beek bovenstrooms (m onder maaiveld)	correlatie met lager schaalniveau
a38 duiker aanwezig (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a39 aantal stuwen, bodemvallen en andere structuren in het dwarsprofiel	correlatie met lager schaalniveau
a41 vaargeul aanwezig (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a42 kanalisatie, rechtgetrokken (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a43 verwijderen van bomen, takken (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a44 afgesloten meanders aanwezig (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a45_1 insnijding van de beek benedenstrooms (m onder maaiveld)	correlatie met lager schaalniveau
a46 duiker aanwezig (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a47 aantal zandvangen, sediment vangende dammen	correlatie met lager schaalniveau
a49 aantal dammen die migratie verhinderen	correlatie met lager schaalniveau
a53 kunstmatige piekafvoeren a.g.v. lozingen (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a56 dammen, zandvangen, retentiebekkens bovenstrooms? (%)	correlatie met lager schaalniveau
a56a geen natuurlijke vegetatie aanwezig bovenstrooms (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a56b niet oorspronkelijke vegetatie aanwezig bovenstrooms (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a57 geen natuurlijke vegetatie aanwezig benedenstrooms (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a58 niet oorspronkelijke vegetatie aanwezig benedenstrooms (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a59 bekkens of dammen benedenstrooms? (%)	correlatie met lager schaalniveau
a60 vervuiling puntbron (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a61 vervuiling diffuus (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a62 rioolwateroverstort (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a63 eutrofiëring (ja/nee)	correlatie met lager schaalniveau
a68 gemiddelde diepte bij max afvoer (cm)	correlatie met lager schaalniveau
a77_1 aantal stuwen, bodemvallen, e.d.	correlatie met lager schaalniveau
a78_1 aantal andere structuren in het dwarsprofiel	correlatie met lager schaalniveau
a79l1 glad beton	correlatie met lager schaalniveau
a79l3 stenen	correlatie met lager schaalniveau
a79l4 hout	correlatie met lager schaalniveau
a79l5 bomen	correlatie met lager schaalniveau
a79l9 geen beschoeiing	correlatie met lager schaalniveau

verwijderde milieuvvariabele	toelichting
a80_1 glad beton	correlatie met lager schaalniveau
a80_3 stenen	correlatie met lager schaalniveau
a80_9 geen beschoeiing	correlatie met lager schaalniveau
a106 afvoer (l/s)	correlatie verondersteld
a114 zuurstofgehalte (mg/l)	correlatie verondersteld
a117 gemiddelde diepte (cm)	correlatie verondersteld
a118 maximum diepte (cm)	correlatie verondersteld
a120 maximum stroomsnelheid (m/s)	correlatie verondersteld
a122 totale hardheid (mmol/l)	correlatie verondersteld
a15 oppervlak van het stroomgebied (km ²)	correlatie verondersteld
a27 gemiddeld verval beekdalbodem (%)	correlatie verondersteld
a30_4 moeras	correlatie verondersteld
a71_6 rechte stroomgeul (kunstmatig)	correlatie verondersteld
a76_l linkeroeverlengte bedekt met houtwal of bomenrij (%)	correlatie verondersteld
a76_r rechteroeverlengte bedekt met houtwal of bomenrij (%)	correlatie verondersteld
a8 afstand tot de bron (km)	correlatie verondersteld
a94 niet natuurlijke beekdalbodembegroeiing aanwezig (ja/nee)	correlatie verondersteld
a10 breedtegraad	geringe invloed
a108 geur (ja/nee)	geringe invloed
a109 schuimvorming (ja/nee)	geringe invloed
a11 hoogte van monsterpunt	geringe invloed
a112 reductieprocessen (bv ijzeraanlag onder stenen) (ja/nee)	geringe invloed
a113 vast afval (ja/nee)	geringe invloed
a12 ecoregio en nummer	geringe invloed
a13 subregio	geringe invloed
a14 stroomgebied	geringe invloed
a16 dimensie aanduiding	geringe invloed
a2 land	geringe invloed
a26 breedte van de beekdalbodem (m)	geringe invloed
a3 provincie	geringe invloed
a4 nummer van de stafkaart	geringe invloed
a5 naam van de beek	geringe invloed
a6 beektype	geringe invloed
a7 beek orde	geringe invloed
a70_l gemiddelde breedte van de natuurlijke vegetatie op de linkeroever (m)	geringe invloed
a70_r gemiddelde breedte van de natuurlijke vegetatie op de rechteroever (m)	geringe invloed
a73 aantal stilstaande wateren in de overstromingsvlakte	geringe invloed
a8 afstand tot de bron (km)	geringe invloed
a9 lengtegraad	geringe invloed
a104_1 phytal	nominale variabele met waarde 0
a104_11 aanspoelsel	nominale variabele met waarde 0
a18_1 zuur silicaatgesteente	nominale variabele met waarde 0
a18_2 (mafic) silicaatgesteente	nominale variabele met waarde 0
a18_5 flysch & molasse	nominale variabele met waarde 0
a18_6 lacustriene afzetting	nominale variabele met waarde 0
a18_7 gletsjerpuin	nominale variabele met waarde 0
a18_8 zand afzetting	nominale variabele met waarde 0
a18_9 mariene afzetting	nominale variabele met waarde 0
a100 bekalking (ja/nee)	nominale variabele met waarde 0
a101 mijnbouw, invloed mijnbergen (ja/nee)	nominale variabele met waarde 0

verwijderde milieuvariabele	toelichting
a102 toxische stoffen (ja/nee)	nominale variabele met waarde 0
a107 kleur	nominale variabele met waarde 0
a19_1 loofbos	nominale variabele met waarde 0
a19_11 maquis	nominale variabele met waarde 0
a19_14 kapvlakte	nominale variabele met waarde 0
a19_16 bewoond	nominale variabele met waarde 0
a19_2 naaldbos	nominale variabele met waarde 0
a19_3 gemengd bos	nominale variabele met waarde 0
a19_6 rietland	nominale variabele met waarde 0
a19_7 van nature niet begroeid	nominale variabele met waarde 0
a19_8 alpine heide	nominale variabele met waarde 0
a24_3 periodiek droogvallend in winter	nominale variabele met waarde 0
a29 vorm van het beekdal	nominale variabele met waarde 0
a30_1 loofbos	nominale variabele met waarde 0
a30_11 maquis	nominale variabele met waarde 0
a30_14 kapvlakte	nominale variabele met waarde 0
a30_2 naaldbos	nominale variabele met waarde 0
a30_3 gemengd bos	nominale variabele met waarde 0
a30_5 grasland	nominale variabele met waarde 0
a30_6 rietland	nominale variabele met waarde 0
a30_8 alpine heide	nominale variabele met waarde 0
a 51 lengte van traject met rest-/beperkte afvoer (m) bovenstreams	nominale variabele met waarde 0
a52 doel van wateronttrekking (irrigatie of electriciteitsopwekking bovenstreams)	nominale variabele met waarde 0
a52_1 overig	nominale variabele met waarde 0
a54 lengte van traject met rest-/beperkte afvoer (m) benedenstreams	nominale variabele met waarde 0
a55_1 overig	nominale variabele met waarde 0
a64 verzuring (ja/nee)	nominale variabele met waarde 0
a65 bekalking (ja/nee)	nominale variabele met waarde 0
a66 mijnbouw, invloed mijnbergen (ja/nee)	nominale variabele met waarde 0
a67 toxische stoffen (ja/nee)	nominale variabele met waarde 0
a71 vorm van de stroomgeul	nominale variabele met waarde 0
a71_2 vlechtend	nominale variabele met waarde 0
a71_3 hoofdstroom met nevengeul	nominale variabele met waarde 0
a79l2 beton met uitsteeksels	nominale variabele met waarde 0
a79l6 pleisterwerk met stenen met openingen	nominale variabele met waarde 0
a79l7 pleisterwerk met stenen zonder openingen	nominale variabele met waarde 0
a79l8 andere materialen	nominale variabele met waarde 0
a79r2 beton met uitsteeksels	nominale variabele met waarde 0
a79r6 pleisterwerk met stenen met openingen	nominale variabele met waarde 0
a79r7 pleisterwerk met stenen zonder openingen	nominale variabele met waarde 0
a79r8 andere materialen	nominale variabele met waarde 0
a80_2 beton met uitsteeksels	nominale variabele met waarde 0
a80_4 hout	nominale variabele met waarde 0
a80_5 bomen	nominale variabele met waarde 0
a80_6 pleisterwerk met stenen met openingen	nominale variabele met waarde 0
a80_7 pleisterwerk met stenen zonder openingen	nominale variabele met waarde 0
a80_8 andere materialen	nominale variabele met waarde 0
a83 vaargeul aanwezig (ja/nee)	nominale variabele met waarde 0
a89 kunstmatige piekafvoeren a.g.v. lozingen (ja/nee)	nominale variabele met waarde 0

verwijderde milieuvariabele	toelichting
a90 % restafvoeren a.g.v. onttrekking in vergelijking met de natuurlijke toestand	nominale variabele met waarde 0
a91 doel van wateronttrekking (irrigatie of electriciteitsopwekking)	nominale variabele met waarde 0
a91_1 overig	nominale variabele met waarde 0
a99 verzuring (ja/nee)	nominale variabele met waarde 0

Bijlage 4 Definitieve taxonlijst

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Ablabesmyia longistyla	Ablalong	179	18
Ablabesmyia monilis/phatta	Ablaphmo	36	12
Acricotopus lucens	Acriluce	4	1
Acroloxus lacustris	Acrolacu	18	6
Adicella reducta	Adicredu	36	5
Aeshna cyanea	Aeshcyan	28	8
Aeshna grandis	Aeshgran	3	3
Agabus biguttatus Lv.	Agabbigu	1	1
Agabus bipustulatus Lv.	Agabbipu	4	1
Agabus bipustulatus Ad.	AgabbpAd	19	7
Agabus chalconotus Ad.	AgabchAd	1	1
Agabus congener Lv.	Agabcong	2	1
Agabus didymus Ad.	AgabdiAd	20	7
Agabus melanarius Ad.	AgabmeAd	1	1
Agabus paludosus Ad.	AgabpaAd	10	4
Agabus undulatus Lv.	Agabundu	2	1
Agapetus fuscipes	Agapfusc	5684	6
Agabus sturmii Ad.	AgastuAd	23	6
Agraylea multipunctata	Agramult	325	3
Agraylea sexmaculata	Agrasexm	1	1
Agrypnia varia	Agryvari	2	1
Alboglossiphonia heteroclita	Albohete	63	22
Amphinemura sp.	amphinsp	81	5
Anacaena bipustulata Ad.	AnabipAd	3	1
Anabolia nervosa	Anabnerv	328	34
Anacaena globulus Ad.	anacalad	45	18
Anacaena limbata Ad.	anacliad	74	23
Anacaena lutescens Ad.	anacluad	12	8
Anacaena sp. Lv.	Anacsp.	3	2
Anax imperator	Anaximpe	2	2
Ancyclus fluviatilis	Ancyfluv	253	20
Anisus spirorbis	Anisspir	13	3
Anisus vortex	anisvoex	706	44
Annitella obscurata	Anniobsc	1	1
Antocha vitripennis	Antovitr	156	3
Apsectrotanytus trifascipennis	Apsetrif	698	26
Aquarius najas	Aquanaja	27	5
Argyroneta aquatica	Argyaqua	12	2
Asellus aquaticus	Aselaqua	5635	87
Atherix ibis	Atheibis	1	1
Athripsodes aterrimus	Athrater	119	16
Athripsodes cinereus	Athrcine	55	11
Aulodrilus japonicus	Aulojapo	6018	31
Aulodrilus limnobius	Aulolimn	4	1
Aulodrilus pluriseta	Auoplur	846	31
Austrolimnophila sp.	Austsp	2	1
Baetis fuscatus	Baetfusc	3	1

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Baetis rhodani	Baetrhod	593	12
Baetis tracheatus	Baetrac	5	2
Baetis vernus	Baetvern	942	45
Bathyomphalus contortus	Bathcont	1415	29
Bdellocephala punctata	Bdelpunc	3	2
Beraeodes minutus	Beraminu	751	8
Beraea pullata	Berapull	39	9
Beris sp.	Berisp.	15	4
Berosus signaticollis Ad.	berosiad	1	1
Bithynia leachii	Bithleac	369	12
Bithynia tentaculata	Bithtent	2149	41
Brachycentrus subnubilus	Bracsubn	93	1
Brillia flavifrons	Brilflav	156	18
Brillia bifida	Brilmode	770	32
Caenis horaria	Caenhora	881	38
Caenis luctuosa	Caenluct	35	8
Caenis pseudorivulorum	Caenpseu	25	3
Caenis robusta	Caenrobu	180	3
Calopteryx splendens	Calosple	116	22
Calopteryx virgo	Calovirg	22	3
Pisidium sp.	Casesp.	65480	133
Cataclysta lemnata	Catalemn	52	11
Centroptilum luteolum	Centlute	307	9
Ceratopogonidae	CeraGen.	3968	118
Ceraclea senilis	Ceraseni	7	1
Cercyon marinus Ad.	Cercmaad	1	1
Cercyon convexiusculus Ad.	CerconAd	1	1
Chaetopteryx major	Chaemajo	13	2
Chaetarthria seminulum Ad.	ChaeseAd	3	3
Chaetopteryx villosa	Chaevill	429	15
Chalcolestes viridis	Chalviri	47	6
Chaoboridae	ChaoGen.	19	7
Chaetocladius sp.	chdiussp	341	32
Chironomus sp.	chirsp	2786	69
Chloromyia formosa	Chloform	6	2
Cladopelma laccophila-Gr.	cladlagr	69	5
Cladopelma lateralis-Gr.	cladtgr	11	3
Cladotanytarsus sp.	cladotsp	2050	28
Clinotanypus nervosus	Clinnerv	441	33
Cloeon dipterum	Cloedipt	1383	41
Cloeon simile	Cloesimi	56	6
Cloeon sp.	Cloesp.	35	3
Coelostoma hispanicum Ad.	CoelhiAd	1	1
Coelostoma orbiculare Ad.	CoelorAd	3	3
Coenagrion sp.	Coensp.	31	9
Colymbetes fuscus Ad.	ColyfuAd	1	1
Conchapelopia sp.	conchsp	3271	90
Corixidae	CordaeGe	157	25
Cordulegaster boltonii	Cordbolt	8	2
Corixa panzeri	Coripanz	1	1
Corixa punctata	Coripunc	5	4
Corynoneura antennalis	Coryante	8	3

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Corynoneura coronata-Agg.	corycoag	6	3
Corynoneura lobata-Agg.	Coryloag	245	21
Corynoneura scutellata-Gr.	Coryscgr	218	15
Crangonyx pseudogracilis	Cranpseu	5	3
Cricotopus cylindraceus/festivellus-Gr.	crcyfegr	10	4
Crenobia alpina	Crenalpi	16	1
Cricotopus bicinctus	Cricbici	646	28
Cricotopus brevipalpis	Cricbrev	3	1
Cricotopus fuscus-Agg.	Cricfuag	15	2
Cricotopus sylvestris-Gr.	cricsygr	670	37
Cricotopus triannulatus-Agg.	crictagr	1171	10
Cryptotendipes sp.	cripessp	12	6
Cryptochironomus sp.	cromussp	855	48
Crunoecia irrorata	Crunirro	29	2
Ctenophora elegans	Cteneleg	2	1
Culicidae	CuliGen.	16	8
Curculionidae Ad.	CurcGeAd	1	1
Curculionidae Lv.	CurcGen.	1	1
Cylindrotomidae	CyliGen.	2	1
Cymatia coleoprata	Cymacole	1	1
Cymbiodyta marginella Ad.	CymbmaAd	1	1
Cyphon sp. Ad.	cyphonAd	25	2
Cyphon sp. Lv.	cyphonsp	10	1
Cyrnus flavidus	Cyrnflav	4	3
Cyrnus trimaculatus	Cyrntrim	9	4
Demicryptochironomus sp.	Demisp.	4	2
Dendrocoelum lacteum	Dendlact	109	15
Dero digitata	Derodigi	9	5
Dero obtusa	Deroobtu	7	3
Diamesa insignipes	Diaminsi	704	4
Dicranota sp.	dicransp	1477	71
Dicotendipes lobiger-Gr.	diclogr	1	1
Dicotendipes nervosus-Gr.	dicrnegr	63	14
Dicotendipes notatus-Gr.	dicrnogr	96	11
Dicotendipes tritomus-Gr.	dictrgr	11	4
Dicranomyia sp.	dimyiasp	1	1
Dina lineata	Dinaline	4	2
Diplocladius cultriger	Diplcult	311	10
Dixa sp.	Dixasp.	61	10
Dixella sp.	Dixesp.	7	3
Drusus annulatus	Drusannu	5	1
Dryops sp. Lv.	dryopssp	30	7
Dryops sp. Ad.	dryospad	30	21
Dugesia gonocephala	Dugegono	2409	18
Dugesia lugubris/polychroa	dugelupo	52	9
Dugesia tigrina	Dugetigr	11	3
Dytiscus marginalis Ad.	DytimaAd	6	6
Dytiscus marginalis Lv.	Dytimarg	6	2
Echinogammarus berilloni	Echiberi	599	2
Einfeldia pagana	Einfpaga	2	1
Eiseniella tetraedra	Eisetetr	92	7
Electrogena sp.	Elecsp.	85	5

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Eloeophila sp.	Eleosp.	759	37
Elmis sp. Lv.	Elmisp.	885	22
Elmis sp. Ad.	ElmispAd	848	33
Elophila nymphaeata	Elopnymp	40	11
Empididae	empidiGe	87	6
Enchytraeidae	enchyGen	617	29
Endochironomus albipennis	Endoalbi	220	6
Endochironomus dispar-Gr.	endodigr	34	8
Endochironomus tendens	Endotend	443	12
Enochrus affinis Ad.	enocaffa	1	1
Enoicyla pusilla	Enoipusi	3	3
Ephemera danica	Ephedani	49	8
Serratella ignita	Epheigni	38	4
Ephemera vulgata	Ephevulg	14	2
Ephydridae	EphyGen.	27	14
Epoicocladus flavens	Epoiflav	4	3
Erioptera sp.	Erioptsp	1	1
Erpobdella nigricollis	Erponigr	35	3
Erpobdella octoculata	Erpoocto	1355	90
Erpobdella testacea	Erpotest	197	29
Erpobdella vilnensis	Erpoviln	12	3
Erythromma najas	Erytnaja	24	6
Eukiefferiella brevicealcar-Agg.	eukibrag	628	19
Eukiefferiella claripennis-Agg.	eukiclag	682	24
Eukiefferiella gracei	Eukigrac	1	1
Eukiefferiella ilkleyensis	Eukiikkl	903	2
Ferrissia wautieri	Ferrwaut	7	2
Galba truncatula	Galbtrun	117	1
Gammarus fossarum	Gammfoss	32594	29
Gammarus pulex	Gammpule	46859	107
Gammarus roeselii	Gammroes	1662	18
Gammarus tigrinus	Gammtigr	9	2
Gerris argentatus	Gerrarge	9	4
Gerris gibbifer	Gerrgibb	1	1
Gerris lacustris	Gerrlacu	80	27
Gerris lateralis	Gerrlate	4	1
Gerris odontogaster	Gerrodon	2	1
Gerris thoracicus	Gerrthor	3	3
Glossiphonia complanata	Gloscomp	1191	89
Glyphotaelius pellucidus	Glyppell	64	8
Glyptotendipes sp.	glyptosp	76	10
Goera pilosa	Goerpilo	324	7
Graphoderus cinereus Ad.	GrapciAd	1	1
Graptodytes pictus Ad.	GrappiAd	284	30
Graptodytes pictus Lv.	Grappict	22	2
Guttipeloplia guttipennis	Guttgutt	2	1
Gyraulus albus	Gyraalbu	427	44
Gyraulus crista	Gyracris	2	2
Gyrinus sp. Lv.	Gyrisp.	11	8
Gyrinus sp. Ad.	GyrispAd	220	24
Habrophlebia sp.	habrosp	929	8
Haemopsis sanguisuga	Haemsang	19	11

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Halesus radiatus/digitatus-Gr.	HaleraGr	243	20
Halipus flavicollis Ad.	halfaad	23	8
Halipus fluviatilis Ad.	HalfluAd	51	17
Halipus heydeni Ad.	halihead	75	19
Halipus immaculatus Ad.	haliimad	50	10
Halipus laminatus Ad.	halilaad	75	11
Halipus lineatocollis Ad.	HaliliAd	164	30
Halipus ruficollis Ad.	haliruad	5	2
Halipus sp. Lv.	Halisp.	275	12
Halipus wehnckei Ad.	haliwead	143	6
Halipus lineolatus Ad.	HallinAd	5	1
Harnischia sp.	Harnsp.	24	7
Hebrus pusillus	Hebrpusi	1	1
Helochares sp. Ad.	hechspad	4	4
Helophorus brevipalpis Ad.	helbrpAd	101	18
Helophorus grandis Ad.	helgrdAd	13	5
Helius sp.	Helisp.	8	4
Helophorus aequalis Ad.	HeloaeAd	35	9
Helophorus aquaticus Ad.	HeloaqAd	2	2
Helophorus arvernicus Ad.	HeloarAd	2	1
Helophorus obscurus Ad.	helobrAd	14	8
Elodes sp. Ad.	helodeAd	1	1
Elodes sp. Lv.	helodesp	3478	39
Helophorus minutus Ad.	helomnAd	1	1
Helobdella stagnalis	Helostag	476	49
Hemiclepsis marginata	Hemimarg	10	6
Helophorus sp. Lv.	heorussp	1	1
Heptagenia sp.	Heptsp.	7	3
Hesperocorixa linnaei	Hesplinn	1	1
Hesperocorixa sahlbergi	Hespsahl	36	14
Heterotanytarsus apicalis	Heteapic	309	6
Heterotrissocladius marcidus	Hetemarc	213	7
Hexatoma sp.	Hexasp.	4	2
Hippeutis complanatus	Hippcomp	109	5
Holocentropus sp.	Holosp.	6	4
Hydrobius fuscipes Ad.	hybifuad	13	5
Hydatophylax infumatus	Hydainfu	1	1
Hydrobius arcticus Lv.	HydarcLv	2	1
Hydaticus seminiger Ad.	HydaseAd	3	1
Hydraena palustris Ad.	hydpalad	1	1
Hydropsyche angustipennis	Hydrangu	1610	38
Hydrovatus cuspidatus Ad.	HydrcuAd	1	1
Hydroporus discretus Ad.	HydrdiAd	8	3
Hydrobius fuscipes Lv.	hydrfues	4	3
Hydroporus fuscipennis Lv.	hydrfuis	1	1
Hydropsyche fulvipes	Hydrfulv	12	2
Hydroporus gyllenhali Ad.	HydrgyAd	1	1
Hydroporus incognitus Ad.	hydrinAd	1	1
Hydropsyche instabilis	Hydrinst	121	3
Hydroporus pubescens Ad.	HydrpbAd	2	2
Hydropsyche pellucidula	Hydrpell	155	9
Hydrophilus piceus Ad.	hydrpiad	1	1

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Hydroporus planus Ad.	HydrplAd	11	6
Hydropsyche saxonica	Hydrsaxo	262	4
Hydropsyche siltalai	Hydrsilt	28	3
Hydrometra stagnorum	Hydrstag	39	17
Hydroporus umbrosus Ad.	HydrumAd	1	1
Hydroporus palustris Ad.	hyduspAd	81	22
Hygrotus decoratus Ad.	HygrdeAd	1	1
Hygrobia hermanni Lv.	Hygrherm	1	1
Hygrotus impressopunctatus Ad.	HygrimAd	1	1
Hygrotus inaequalis Ad.	HygrinAd	33	10
Hygrotus inaequalis Lv.	Hygrinae	2	1
Hygrotus versicolor Ad.	HygrveAd	13	6
Hydraena sp. Ad.	hynaspad	26	8
Hydroporus angustatus Ad.	hyorusAd	3	1
Hyphydrus ovatus Ad.	HyphovAd	34	15
Hyphydrus ovatus Lv.	Hyphovat	4	3
Hydroporus fuscipennis Ad.	hypofuAd	5	1
Hydroptila sp.	hytilasp	472	29
Ilisia sp.	Ilissp.	1	1
Ilybius fenestratus Ad.	IlybfeAd	7	2
Ilybius fuliginosus Ad.	IlybfuAd	17	8
Ilybius fuliginosus Lv.	Ilybfuli	1	1
Ilybius subaenaeus Ad.	IlybsuAd	11	1
Ilyocoris cimicoides	Ilyocimi	56	8
Ilyodrilus templetoni	Ilyotemp	663	12
Ironoquia dubia	Irondubi	2	2
Ischnura elegans	Ischeleg	69	21
Kiefferulus tendipediformis	Kieftend	1	1
Krenopelopia sp.	kropiasp	11	1
Laccobius minutus Ad.	labimiad	7	6
Laccobius bipunctatus Ad.	lacbipad	25	13
Laccophilus hyalinus Ad.	LacchyAd	55	17
Laccophilus minutus Ad.	LaphmiAd	7	4
Lasiocephala basalis	Lasibasa	1	1
Leptophlebia marginata	Leptmarg	1	1
Leptophlebia vespertina	Leptvesp	1182	2
Leuctra nigra	Leucnigr	27	2
Libellula sp.	Libesp.	77	3
Limnophila sp.	lihilasp	15	3
Limnophyes sp.	lihyessp	55	20
Limnodrilus claparedeanus	Limnclap	621	20
Limnebius crinifer Ad.	LimncrAd	4	3
Limnephilus extricatus	Limnextr	21	3
Limnephilus flavicornis	Limnflav	2	2
Limnephilus fuscicornis	limnfuis	3	1
Limnodrilus hoffmeisteri	Limnhoff	7886	82
Limnebius nitiduloides Ad.	LimnitAd	1	1
Limnius sp. Lv.	limniusp	32	5
Limnephilus lunatus	Limnluna	721	45
Limnodrilus profundicola	Limnprof	223	11
Limnephilus rhombicus	Limnrhom	77	9
Limnebius truncatellus Ad.	LimntrAd	3	1

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Limnodrilus udekemianus	Limnudek	88	14
Limnius volckmari Ad.	LimnvoAd	16	4
Lumbriculus variegatus	Lumbvari	1449	30
Lumbricidae	lumcidGe	186	21
Lumbriculidae	lumculGe	3687	64
Lymnaea stagnalis	Lymnstag	140	21
Lype phaeopa	Lypephae	5	3
Lype reducta	Lyperedu	88	13
Macropelopia sp.	macrosp	1444	52
Mesovelia furcata	Mesofurc	4	3
Metriocnemus sp.	metriosp	6	2
Microtendipes chloris-Gr.	micrchgr	2225	62
Micropterna lateralis	Micrlate	189	13
Micronecta sp.	micronsp	538	13
Microvelia reticulata	Micretri	86	8
Micropterna sequax	Micrsequ	399	16
Micropsectra sp.	mictrasp	13176	92
Microchrysa sp.	mirysasp	1	1
Molanna angustata	Molaangu	56	12
Molophilus sp.	Molophsp	5	2
Muscidae	MuscGen.	15	2
Musculium lacustre	Musclacu	20	3
Mystacides azurea	Mystazur	72	12
Mystacides longicornis	Mystlong	27	7
Mystacides longicornis/nigra	Mystloni	2	1
Mystacides nigra	Mystnigr	95	14
Myxas glutinosa	myxaglut	2	2
Nais alpina	Naisalpi	2	1
Nais barbata	Naisbarb	1	1
Nais behningi	Naisbehn	19	2
Nais bretscheri	Naisbret	38	4
Nais communis	Naiscomm	393	13
Nais elinguis	Naiselin	360	23
Nais pardalis	Naispard	50	6
Nais pseudobtusa	Naispseu	3	1
Nais simplex	Naissimp	8	3
Nais variabilis	Naisvari	82	4
Nanocladius sp.	Nanosp.	143	24
Natarsia sp.	Natasp.	122	9
Nemoura avicularis	Nemoavic	39	1
Nemoura cinerea	Nemocine	4106	31
Nemoura marginata	Nemomarg	93	3
Nemurella pictetii	Nemupict	34	3
Neolimnomyia filata-Gr.	Neolfigr	23	6
Nepa cinerea cinerea	Nepacine	56	25
Neureclipsis bimaculata	Neurbima	9	2
Noterus clavicornis Ad.	NotoclAd	24	4
Noterus crassicornis Ad.	NotecrAd	46	10
Noterus sp. Lv.	NotesLv	12	4
Notidobia ciliaris	Noticili	57	2
Notonecta glauca glauca	Notoglau	69	25
Notonecta maculata	Notomacu	10	7

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Notonecta obliqua	Notoobli	6	4
Notonecta viridis	Notoviri	2	1
Nymphula stagnata	Nympstag	2	1
Odontomesa fulva	Odonfulv	374	26
Oecetis furva	Oecefurv	8	3
Oecetis lacustris	Oecelacu	42	2
Oligotricha striata	Oligstri	2	1
Omphiscola glabra	omphglab	3	2
Ophidonais serpentina	Ophiserp	974	23
Orectochilus sp. Ad.	OrecspAd	19	5
Orectochilus sp. Lv.	OrecspLv	118	7
Orthetrum coeruleescens	Orthcaer	18	1
Orthetrum cancellatum	Orthcanc	46	2
Orthocladius sp.	orthocsp	5745	38
Osmylus fulvicephalus	Osmyfulv	19	5
Oulimnius sp. Lv.	Oulisp.	825	9
Oulimnius sp. Ad.	OulispAd	637	35
Oxycera sp.	Oxycsp.	20	3
Oxyethira sp.	Oxyesp.	12	1
Paratendipes albimanus-Gr.	paraalgr	5739	60
Parachironomus arcuatus-Gr.	paraagr	18	10
Paracladopelma camptolabis-Agg.	paracaag	25	3
Paramerina sp.	Paracing	206	6
Paracladius conversus-Agg.	paracoag	94	4
Paracorixa concinna concinna	Paraconc	1	1
Parachironomus frequens	Parafreq	8	1
Parakiefferiella sp.	parakisp	221	2
Paracladopelma laminata-Agg.	paralaag	205	26
Paracladopelma nigrifulva-Agg.	Paraniag	85	14
Paracricotopus niger	Paranige	72	1
Paraphaenocladius pseudirritus-Agg.	parapsag	6	1
Paratrachocladius rufiventris	Pararufi	159	8
Paraponyx stratiotata	Parastra	4	2
Parametriocneme stylatus	Parastyl	233	16
Paraleptophlebia submarginata	Parasubm	60	4
Paratanytarsus sp.	paratasp	1955	58
Parachironomus vitiosus-Gr.	paravigr	6	3
Pedicia sp.	Pedisp.	30	6
Peltodytes caesus Ad.	peltcaad	11	6
Phaenopsectra sp.	Phaepssp	955	70
Phryganea bipunctata	Phrybipu	8	3
Phryganea grandis	Phrygran	6	2
Phylidorea sp.	Phylsp.	12	2
Physella acuta	Physacut	147	11
Physa fontinalis	Physfont	270	22
Pilaria sp.	Pilasp.	554	17
Piscicola geometra	Piscgeom	44	14
Planaria sp.	planarsp	2	1
Planorbis carinatus	Plancari	51	15
Planorbis corneus	Plancorn	164	24
Planorbis planorbis	Planplan	115	24
Platambus maculatus Ad.	PlatmaAd	64	10

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Platambus maculatus Lv.	Platmacu	14	2
Platycnemis pennipes	Platpenn	18	3
Plea minutissima	Pleaminu	6	6
Plectrocnemia sp.	Plectsp.	1600	32
Nebrioporus sp. Ad.	poctspAd	62	14
Polypedilum bicrenatum-Gr.	polybigr	789	11
Polycelis felina	polyfeli	380	6
Polycentropus irroratus	Polyirro	1	1
Polypedilum laetum-Gr.	polylagr	1448	35
Polycelis nigra/tenuis	polynite	400	31
Polypedilum nubeculosum-Gr.	polynugr	1771	70
Polypedilum sp.	polypesp	63	16
Polypedilum scalaenum	Polyscal	19479	58
Polypedilum sordens-Gr.	polysogr	117	5
Porhydrus lineatus Ad.	PorhliAd	1	1
Potamopyrgus antipodarum	Potaanti	1946	26
Potamophylax cingulatus	Potacing	9	2
Ilydrilus hammoniensis	Potahamm	441	9
Ilydrilus moldaviensis	Potamold	58	5
Potamophylax nigricornis	Potanigr	7	2
Potamophylax rotundipennis	Potarotu	36	9
Potthastia longimana	Pottlong	40	19
Prionocera sp.	Priocsp.	1	1
Pristina amphibiotica	Prisamph	103	5
Proasellus sp.	Proasp.	1802	62
Procloeon bifidum	Procbifi	42	5
Procladius sp.	proclasp	4651	77
Prodiamesa olivacea	Prodoliv	3067	80
Prodiamesa rufovittata	Prodrufu	21	1
Protonemura nitida	Protniti	2	1
Psammoryctides barbatus	Psambarb	205	8
Psectrocladius obvius-Agg.	Psecobag	2	1
Psectrocladius limbatellus/sordidellus	Psecsoli	364	12
Psectrotanypus varius	Psecvari	316	17
Pseudolimnophila sp.	pshilasp	4	1
Psychomyia pusilla	Psycpusi	4	1
Psychodidae	psydidGe	94	22
Ptychopteridae	PtycGen.	595	21
Pyrrhosoma nymphula	Pyrrnymp	359	21
Quistodrilus multisetosus	Quismult	6	2
Radix auricularia	Radiauri	5	3
Radix ovata/peregra	radigrup	9351	51
Ranatra linearis	Ranaline	2	1
Rhagionidae	RhagGen.	5	3
Rhantus exsoletus Ad.	RhanexAd	9	4
Rhantus grapii Ad.	RhangrAd	1	1
Rhantus suturalis Ad.	rhansuAd	2	1
Rheocricotopus chalybeatus	Rheochal	3	2
Rheocricotopus fuscipes-Gr.	rheofugr	1885	33
Rheosmittia sp.	rheosmsp	3	1
Rheotanytarsus sp.	rheotasp	4547	38
Rhithrogena sp.	rhithrsp	530	11

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Rhyacodrilus coccineus	Rhyacocc	660	22
Rhyacodrilus falciformis	Rhyafalc	4	3
Rhyacophilidae	RhyaGen.	238	15
Rhyacodrilus subterraneus	Rhyasubt	3	1
Rhynchelmis limosella	Rhynlimo	3	1
Rhypholophus sp.	Rhyppsp.	42	4
Schoenobius gigantella	Schogiga	1	1
Scirtes sp. Lv.	ScispLv	1	1
Scleroprocta sp.	Sclesp.	10	3
Segmentina nitida	Segmni	3	2
Sericostoma personatum	Seripers	859	27
Sialis fuliginosa	Sialfuli	53	3
Sialis lutaria	Sialluta	736	52
Sigara distincta	Sigadist	10	6
Sigara falleni/longipalis/iactans-Gr.	Sigafalo	99	22
Sigara fossarum	Sigafoss	69	8
Sigara nigrolineata nigrolineata	Siganigr	7	4
Sigara semistriata	Sigasemi	5	2
Sigara striata	Sigastri	86	26
Silo nigricornis	Silonigr	302	14
Silo pallipes	Silopall	230	10
Simuliidae	SimuGen.	22087	74
Slavina appendiculata	Slavappe	153	12
Somatochlora metallica	Somameta	1	1
Spercheus emarginatus Ad.	speremad	3	1
Sphaerium sp.	sphiumsp	3711	44
Stagnicola sp.	Stagsp.	67	15
Stenochironomus sp.	stenocsp	19	1
Stictotarsus duodecimpustulatus Ad.	SticduAd	14	8
Stictotarsus duodecimpustulatus Lv.	Sticduod	1	1
Stictochironomus sp.	stimussp	4899	20
Stempellina sp.	stlinasp	145	12
Stylodrilus heringianus	Stylheri	2606	34
Stylaria lacustris	Styllacu	623	27
Sympetrum sp.	sympetsp	4	1
Synorthocladius semivirens	Synosemi	5	3
Tabanidae	TabaGen.	171	30
Tanytarsus sp.	tanytasp	3563	74
Tetanocera ferruginea	Tetaferr	1	1
Thaumalea testacea	Thautest	1	1
Theromyzon tessulatum	Thertess	69	14
Thienemanniella clavicornis-Agg.	thieclag	44	9
Thienemanniella flaviforceps-Agg.	Thieflag	141	9
Thienemanna sp.	thnniasp	1	1
Tinodes unicolor	Tinounic	13	2
Tinodes waeneri	Tinowaen	5	3
Tipulidae	tipdaeGe	201	31
Triaenodes bicolor	Triabico	478	14
Tribelos intextus	Tribinte	3	1
Trissopelopia longimana	Trislong	14	1
Trocheta bykowskii	Trobyko	10	2
Tubifex ignotus	Tubiigno	1	1

taxonnaam	taxoncode	som abundanties	aantal monsters
Tubificidae juv without setae	Tubijose	14988	93
Tubificidae juv with setae	Tubijwse	15159	87
Tubifex tubifex	Tubitubi	2832	43
Tvetenia calvescens-Agg.	Tvencaag	106	8
Tvetenia discoloripes-Agg.	Tvetdiag	5661	35
Tvetenia verralli	Tvetverr	1	1
Uncinaiis uncinata	Unciunci	20	1
Unionidae	UnioGen.	1	1
Valvata cristata	Valvcris	114	5
Valvata piscinalis	valvpisc	1914	31
Velia caprai	Velicapr	80	30
Viviparus viviparus	vipavipa	13	3
Viviparus contectus	Vivicont	15	4
Xenopelopia sp.	xenopesp	38	10
Xenochironomus xenolabis	Xenoxeno	1	1
Zavrelia sp.	zavliasp	31	6
Zavreliomyia sp.	zavyiasp	182	17

Bijlage 5 Indices geselecteerd voor toetsing

(1) *Maten voor soortenrijkdom (aantal taxa):*

- aantal taxa
- Porifera
- Coelenterata
- Cestoda
- Trematoda
- Turbellaria
- Nematoda
- Nematomorpha
- Gastropoda
- Bivalvia
- Polychaeta
- Oligochaeta (OL)
- Hirudinea
- Crustacea
- Araneae
- Ephemeroptera
- Odonata
- Plecoptera
- Heteroptera
- Planipennia
- Megaloptera
- Trichoptera
- Lepidoptera
- Coleoptera
- Diptera
- Bryozoa
- EPT-taxa (Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera)
- Diptera + Oligochaeta^{*}
- ratio Diptera:Oligochaeta^{*}
- ratio EPT-taxa:Oligochaeta^{*}
- ratio EPT-taxa:Diptera^{*}
- ratio EPT-taxa:Diptera + Oligochaeta^{*}
- ratio EPT-taxa:totaal aantal taxa
- ratio Diptera + Oligochaeta:totaal aantal taxa
- aantal families^{*}

(2) *Maten op basis van abundantie (percentage individuen van de totale levensgemeenschap):*

- Porifera
- Coelenterata
- Cestoda
- Trematoda

- Turbellaria
- Nematoda
- Nematomorpha
- Gastropoda
- Bivalvia
- Polychaeta
- Oligochaeta
- Hirudinea
- Crustacea
- Araneae
- Ephemeroptera
- Odonata
- Plecoptera
- Heteroptera
- Planipennia
- Megaloptera
- Trichoptera
- Lepidoptera
- Coleoptera
- Diptera
- Bryozoa
- EPT-taxa
- Diptera + Oligochaeta *
- totaal aantal individuen
- ratio Diptera individuen:Oligochaeta individuen *
- ratio EPT-taxa individuen:Oligochaeta individuen *
- ratio EPT-taxa individuen:Diptera individuen *
- ratio EPT-taxa individuen:Diptera + Oligochaeta individuen *

(3) *Diversiteitsindices*

- Simpson-index
- Shannon-Wiener-index
- evenness-index

(4) *Biotische indices*

- Saprobie-index van Zelinka en Marvan
- percentage xeno-saprobe soorten
- percentage oligo-saprobe soorten
- percentage beta-meso-saprobe soorten
- percentage alpha-meso-saprobe soorten
- percentage poly-saprobe soorten
- Duitse Saprobie-index
- Nederlandse Saprobie-index
- BMWP Score (Biological Monitoring Working Party)
- ASPT (Average Score per Taxon)
- Spaanse BMWP Score
- Danish Stream Fauna Index

- Belgian Biotic Index
- IBE (Indice Biotico Estesio)
- MAS (Mayfly Average Score)
- MAS (grote rivier)

(5) *Maten op basis van proceskenmerken*

a. *functionele voedingsgroepen* (percentage individuen van de totale levensgemeenschap)**:

- schrapers
- mineerders
- xylophagen
- knippers
- vergaarders
- actieve filtreerders
- passieve filtreerders
- predatoren
- parasieten

- ratio aantal individuen (grazers + schrapers):aantal individuen (vergaarders + filtreerders)*
- Rhithron Feeding Type Index

b. *bewegingsgedrag* (percentage individuen van de totale levensgemeenschap)**:

- zwemmers/schaatsers
- zwemmers/duikers
- gravers/boorders
- spartelaars/wandelaars
- (semi)sessiel

c. *zonatie* (percentage individuen van de totale levensgemeenschap die een bepaald beek- of riviertraject prefereren)**:

- crenal (bron)
- hypocrenal (bron-beek)
- epirhithral (bovenste zone van de beekforel)
- metarhithral (onderste zone van de beekforel)
- hypohithral (vlagzalmzone)
- epipotamal (barbeelzone)
- metapotamal (brasemzone)
- hypopotamal (brakwaterzone)
- litoraal
- profundaal

d. *stroming* (percentage individuen van de totale levensgemeenschap, dat een bepaalde stroming prefereert)*:

- limnobiont (alleen in stilstaand water)
- limnofiel (bij voorkeur in stilstaand water, zelden gevonden in langzaam stromende beken)

- limno- tot rheofiel (bij voorkeur in stromend water, regelmatig gevonden in langzaam stromende beken)
- rheo- tot limnofiel (bij voorkeur langzaam stromende beken met lentische zones, maar wordt ook gevonden in stilstaand water)
- rheofiel (in beken, bij voorkeur met gemiddelde tot hoge stroomsnelheid)
- rheobiont (gebonden aan beken met hoge stroomsnelheden)
- indifferent (geen voorkeur voor een bepaalde stroomsnelheid)

e. microhabitat (percentage individuen van de totale levensgemeenschap die een bepaald microhabitat prefereren) **:

- pelal (modder; korrelgrootte < 0.063mm)
- argyllal (silt,leem, klei; korrelgrootte < 0.063 mm)
- psammal (zand; korrelgrootte 0.063-2 mm)
- akal (fijn tot middelgroot grind; korrelgrootte 0.2-2 cm)
- lithal (grof grind, stenen, keien; korrelgrootte > 2 cm)
- phytal (algen, mos en macrofyten inclusief levende delen van terrestrische planten)
- particulier organisch materiaal (zoals hout, CPOM, FPOM)

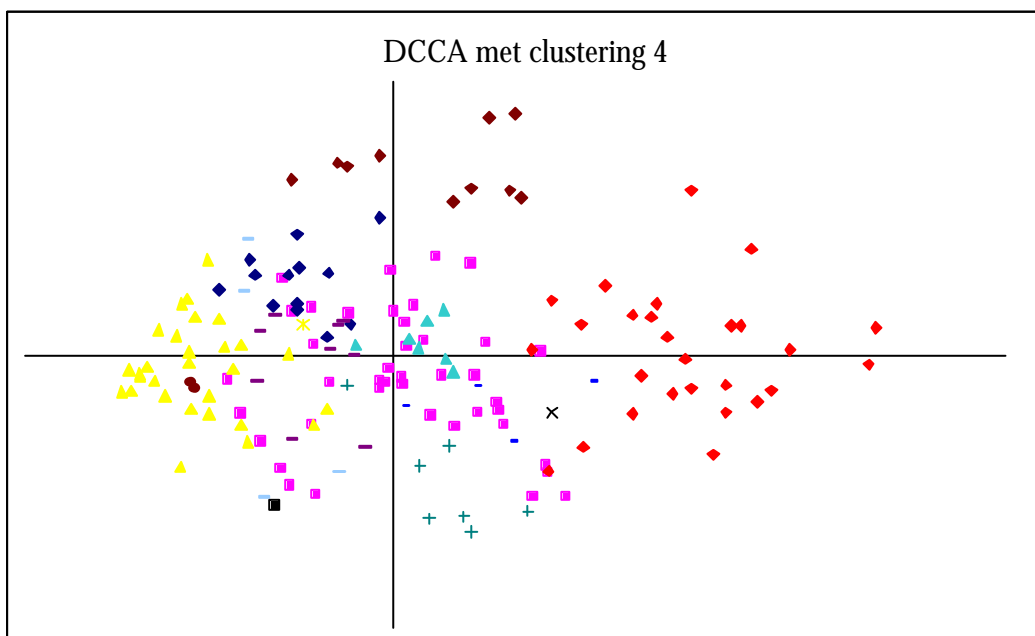
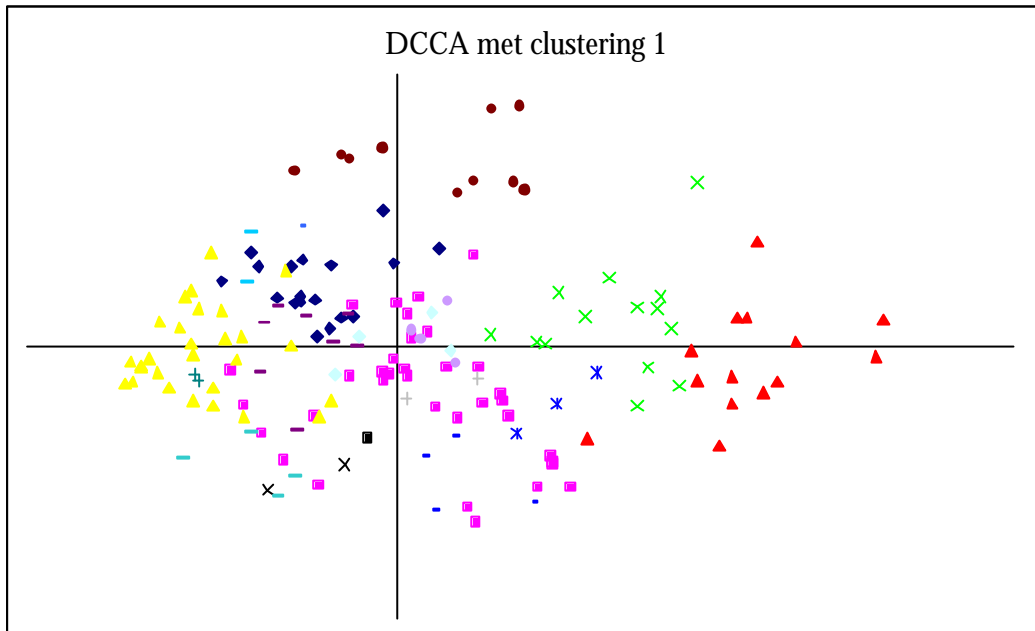
* indices die alleen in Nederland zijn getoetst

** met de totale levensgemeenschap wordt bedoeld alle soorten die een indicatie hebben gekregen voor een bepaalde preferentie

Bijlage 6 Milieuv variabelen verwijderd na DCA

verwijderde milieuv variabele	toelichting
a24_1 permanent	correlatie > 0.7
a30_10 niet inheems bos	correlatie > 0.7
a79r1 glad beton	correlatie > 0.7
a 79r9 geen beschoeing	correlatie > 0.7
a96 vervuiling door diffuse bronnen	correlatie > 0.7
a137_1 droogval	hoge inflatiefactor
a137_2 nutriënten	correlatie > 0.7
a137_3 morfologie	complete multi-colineariteit
a138_1 Alterra	hoge inflatiefactor
a138_2 Maaskant	hoge inflatiefactor
a138_3 Aquasense	hoge inflatiefactor
a138_4 Vallei & Eem	hoge inflatiefactor
a138_5 Veluwe	hoge inflatiefactor
a138_6 Hunze & Aa's	hoge inflatiefactor
a138_7 Noorderzijlvest	hoge inflatiefactor
a138_8 Reest & Wieden	hoge inflatiefactor
a138_9 Rijn & IJssel	hoge inflatiefactor
a138_10 Salland	correlatie > 0.7
a139_1 middelgrootte beek	hoge inflatiefactor
a139_2 kleine beek	complete multi-colineariteit
a140_1 Oost-Brabant	hoge inflatiefactor
a140_2 West-Brabant	complete multi-colineariteit
a140_3 Limburg	hoge inflatiefactor
a140_4 Veluwe	complete multi-colineariteit
a140_5 Noord-Nederland	complete multi-colineariteit
a140_6 Achterhoek	complete multi-colineariteit
a140_7 Overijssel	complete multi-colineariteit
a141_1 ecoregio 13	complete multi-colineariteit
a141_2 ecoregio 14	complete multi-colineariteit

Bijlage 7 Weergave clustering 1 en 4 in een DCCA-ordinatiediagram



Bijlage 8 Medianen, 10- en 90-percentielen van de milieuvariabelen per gemeenschapstype

milieuvariabelen		cluster 1	cluster 2	cluster 3	cluster 5	cluster 6	cluster 7	cluster 8
a11	mediaan	135	33	37	32	20	9	11
	10-perc.	21	15	25	25	9	5	2
	90perc.	168	126	43	80	37	22	30
a28	mediaan	7.1	1.8	0.2	0.6	0.2	0.1	0.1
	10-perc.	2.2	1.4	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0
	90perc.	17.0	9.3	1.4	0.7	1.7	0.1	0.2
a30_7	mediaan	0	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	0	0	0	10	0	0	0
a30_9	mediaan	0	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	0	0	0	0	0	0	0
a30_12	mediaan	0	0	0	0	0	10	10
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	21	56	40	0	10	20	60
a30_13	mediaan	35	30	50	20	60	90	75
	10-perc.	3	4	10	0	0	80	20
	90perc.	91	84	100	50	100	100	100
a30_15	mediaan	0	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	0	20	30	0	0	0	0
a30_16	mediaan	0	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	0	0	0	0	0	0	0
a48	mediaan	0	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	0	0	6	0	0.3	0.8	3.1
a50	mediaan	0	0	0.8	0.3	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	0	0	6	0.3	0	0.4	2
a69	mediaan	80	60	60	60	40	0	0
	10-perc.	0	0	0	40	0	0	0
	90-perc.	94	80	60	80	100	20	40
a74	mediaan	0	0	0	1	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	1	0	0	0
	90-perc.	1	1.8	1	5	2	0	0
a75	mediaan	0	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	2	0	0	0	1	0	0

milieuvariabelen		cluster 1	cluster 2	cluster 3	cluster 5	cluster 6	cluster 7	cluster 8
a78_2	mediaan	0	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	0	0	1	0	0	0	0
a79r4	mediaan	0	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	0	0	50	0	0	20	1
a79r5	mediaan	0	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	0	0	0	0	0	0	0
a87_1	mediaan	0	0	1.8	0.7	0.8	1.5	1.6
	10-perc.	0	0	0	0	0.1	1	0.9
	90-perc.	0.3	0.4	2.2	1.5	1.6	2	3
103_3	mediaan	0	0	5	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90-perc.	11	0	15	0	0	0	0
a103_4	mediaan	15	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90-perc.	72	75	10	0	0	0	5
a103_5	mediaan	0	1	1	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90-perc.	37	44	5	0	10	0	0
a103_6	mediaan	8	5	0	0	1	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90-perc.	36	26	5	3	15	10	1
a103_7	mediaan	5	20	50	5	55	45	40
	10-perc.	0	2	50	0	15	20	1
	90-perc.	52	60	65	53	85	85	95
a103_8	mediaan	1	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90-perc.	53	0	0	0	0	0	1
a104_3	mediaan	0	0	5	0	0	15	20
	10-perc.	0	0	0	0	0	5	1
	90-perc.	0	5	15	20	10	50	41
a104_7	mediaan	5	5	5	45	5	0	0
	10-perc.	0	0	5	25	0	0	0
	90-perc.	14	29	10	58	15	5	16
a104_10	mediaan	0	0	0	0	0	0	0
	10-perc.	0	0	0	0	0	0	0
	90perc.	4	10	5	0	10	0	36
a105	mediaan	0.70	1.50	5.00	1.40	2.00	3.30	6.00
	10-perc.	0.44	0.35	1.80	1.05	1.00	2.05	1.09
	90perc.	1.41	2.00	5.00	2.10	4.10	7.50	11.00
a110	mediaan	8.0	7.4	7.7	5.6	7.0	7.1	7.2
	10-perc.	7.6	6.9	7.5	4.7	6.5	6.6	6.8
	90perc.	8.3	8.3	7.9	6.6	7.6	7.6	7.6

milieuvariabelen		cluster 1	cluster 2	cluster 3	cluster 5	cluster 6	cluster 7	cluster 8
a111	mediaan	400	551	612	304	388	408	515
	10-perc.	339	184	204	144	136	311	294
	90perc.	784	781	720	410	520	481	733
a119	mediaan	0.23	0.21	0.20	0.12	0.17	0.14	0.06
	10-perc.	0.17	0.12	0.08	0.08	0.07	0.07	0.02
	90perc.	0.48	0.44	0.27	0.15	0.26	0.25	0.13
a121	mediaan	3.2	3.6	2.8	0.1	1.5	1.4	1.6
	10-perc.	0.8	0.8	1.0	0.1	0.2	0.7	0.7
	90perc.	5.4	5.2	3.6	0.6	2.5	2.0	4.3
a123	mediaan	9.5	24.0	32.0	25.0	33.1	27.1	32.5
	10-perc.	6.0	10.6	16.0	11.5	16.0	19.0	17.4
	90perc.	34.2	56.4	40.0	39.7	47.0	42.0	47.1
a126	mediaan	0.050	0.050	0.060	0.037	0.034	0.040	0.040
	10-perc.	0.043	0.040	0.020	0.002	0.020	0.010	0.014
	90perc.	0.050	0.058	0.100	0.050	0.060	0.150	0.133
a24_2	%	7	0	0	33	22	0	7
a24_4	%	0	0	0	0	0	0	7
a71_1	%	36	13	18	33	34	67	13
a71_4	%	57	40	45	33	27	24	7
a71_5	%	0	13	0	33	0	0	0
a84	%	7	53	55	67	44	14	73
a85	%	57	100	82	0	71	100	100
a86	%	7	13	0	0	2	0	0
a88	%	0	33	18	33	49	5	23
a92	%	0	0	0	0	2	24	0
a95	%	0	0	0	0	0	0	7
a97	%	0	7	0	0	7	10	3
a98	%	43	53	82	0	73	81	100
a134_1	%	43	60	55	33	37	43	40
a135_1	%	64	33	73	33	49	62	7
a135_3	%	0	13	0	33	10	0	27
a135_4	%	7	7	0	0	5	0	40
a136_3	%	0	13	0	67	15	0	13
a136_4	%	7	20	18	0	22	24	63
a7	gem klasse	1.1	1.0	2.6	1.7	2.0	2.7	2.1