

Naar een landelijk aquatisch ingreep-effectmodel (vooronderzoek PAW*AQUAREGI)

W.F. van der Hoek & P.F.M. Verdonschot



Naar een landelijk aquatisch ingreep-effectmodel (vooronderzoek PAW*AQUAREGI)

**Toetsing van de bruikbaarheid van een aquatische ecotooptypen-
methode en een ecologische waterbeoordelingsmethode**

**W.F. van der Hoek¹ & P.F.M. Verdonschot¹
m.m.v. J. Runhaar², J.J.P. Gardeniers³, E.T.H.M. Peeters³ & F.A.M. Claessen⁴**

- 1 Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen**
- 2 Centrum voor Milieukunde, Leiden**
- 3 Landbouwniversiteit Wageningen**
- 4 Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling,
Lelystad**

IBN-rapport 117

**Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO)
Wageningen**

**ISSN: 0928-6888
1994**

INHOUD

SAMENVATTING	7
1 INLEIDING EN DOEL	9
1.1 Inleiding	9
1.2 Doel	10
1.3 Vraagstelling	10
2 WERKWIJZE	11
2.1 Gehanteerde onderzoeksmethoden	11
2.2 Leeswijzer	14
3 ANALYSE VAN OVEREENKOMSTEN EN VERSCHILLEN TUSSEN AET-METHODE EN STOWA-METHODE	16
3.1 Achterliggend conceptueel denkkader en uitgangspunten	16
3.2 Beschrijving van aquatische ecosysteemtypen in STOWA- en AET-methode	19
3.2.1 Inleiding	19
3.2.2 Vergelijking tussen hoofdtypen (STOWA-methode) en ecoserietypen (AET-methode)	20
3.2.3 Vergelijking tussen beïnvloedingsreeksen (STOWA- methode) en aquatische ecotooptypen (AET-methode)	21
3.3 Vergelijking van de beoordelings- en voorspellingsstappen in beide studies	26
3.3.1 Toepassingen en schaalniveau	26
3.3.2 Referentie	27
3.3.3 Methoden van beoordeling en voorspelling	27
3.3.4 Opbouw en werking van het toedelings/(beoordelings)- systeem	28
4 WENSEN EN MOGELIJKHEDEN T.A.V. EEN AQUATISCH INGREEP-EFFECT MODEL	30
4.1 Doelstellingen van het aquatische ingreep-effect model	30
4.2 Opbouw van het aquatische ingreep-effect model	30
4.2.1 Geografische schematisatie in het aquatische ingreep- effectmodel	30
4.2.1.1 Geografische ligging van oppervlaktewateren	31

4.2.1.2	Koppeling geografische ligging met het voorkomen van aquatische ecosysteemtypen (actuele toestand, potentiële toestand (referentie))	32
4.2.1.3	Geografische verspreiding van soorten	33
4.2.1.4	Geografische verspreiding van actuele ingrepen	33
4.2.2	Ingreep-effect-procedures in het aquatische ingreep-effect model	34
4.2.3	Natuurwaardering in het aquatische ingreep-effect model	36
5	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	38
5.1	Inleiding	38
5.2	Beschrijving van ecosysteemtypen en beïnvloedingsstadia	38
5.2.1	Beschrijving van de potentiële toestand van aquatische ecosystemen: overeenkomsten en verschillen tussen ecoserietypen (AET) en hoofdtypen (STOWA)	39
5.2.2	Beschrijving van de actuele toestand van aquatische ecosystemen: overeenkomsten en verschillen tussen ecotooptypen (AET) en beïnvloedingsreeksen (STOWA)	40
5.3	Geografische verspreiding van ecosysteemtypen en beïnvloedingsstadia	41
5.4	Optimalisatie en toedeling	41
5.5	Eindconclusies	42
	LITERATUUR	45
	BIJLAGEN	49
Bijlage 1.	Globale beschrijving van een ingreep-effect model (DEMNAT(-2))	51
1.1	Inleiding: Algemene opzet van het model DEMNAT(-2)	51
1.2	Geografische schematisatie in DEMNAT(-2)	52
1.3	Dosis-effect-procedures in DEMNAT(-2)	54
1.4	Natuurwaardering binnen DEMNAT(-2)	55
Bijlage 2.	Beschrijving indeling in aquatische ecotooptypen (AET-methode: Verdonschot et al., 1992)	56
A.	Analyse van het algemene kader:	56
A. 1:	Beschrijving van het achterliggend conceptueel denkkader en uitgangspunten	56
A. 2:	Identificatie en expliciteren van doelstellingen	56

A. 3:	Vaststellen van een trefwoorden/begrippenlijst als handvat bij nadere analyse	57
B.	Analyse van de wijze van beschrijven van het aquatisch systeem	58
B. 1:	Gehanteerde indelingscriteria	59
B. 2:	Definitie van typologie/type	60
B. 3:	Welke beïnvloedingsreeksen worden benoemd/uitgewerkt?	66
B. 4:	Welke referenties/optima worden benoemd	67
C.	Analyse van de toedelingsschappen	68
C. 1:	Voor welk schaalniveau is het systeem bedoeld?	68
C. 2:	Welke (beïnvloedings)factoren en relaties zijn bij de toedeling betrokken?	68
C. 3:	Welk specifiek doel heeft het toedelingssysteem?	68
C. 4:	Hoe is de opbouw van het toedelingssysteem?	68
C. 5:	Hoe werkt de toedeling en wat zijn de intenties?	72
C. 6:	Hoe werkt de voorspellende stap en wat zijn daarvan de intenties?	74
Bijlage 3.	Beschrijving ecologische beoordelingsmethoden van oppervlaktewateren (STOWA-methode: STOWA, 1992a/b, 1993a/b, 1993c/d, 1994a/b)	75
A.	Analyse van het algemene kader	75
A. 1:	Beschrijving van het achterliggend conceptueel denkkader en uitgangspunten	75
A. 2:	Identificatie en expliciteren van doelstellingen	77
A. 3:	Vaststellen van een trefwoorden/begrippenlijst als handvat bij nadere analyse	77
B.	Analyse van de wijze van beschrijven van het aquatisch systeem	78
B. 1:	Gehanteerde indelingscriteria	78
B. 2:	Definitie van typologie/type	78
B. 3:	Welke beïnvloedingsreeksen worden benoemd/uitgewerkt?	83
B. 4:	Welke referenties/optima worden benoemd	84
C.	Analyse van de beoordeling- en voorspellingsstappen	85
C. 1:	Voor welk schaalniveau is het systeem bedoeld?	85

C. 2:	Welke (beïnvloedings)factoren en relaties zijn bij de beoordeling betrokken?	85
C. 3:	Welk specifiek doel heeft het beoordelingssysteem?	86
C. 4:	Hoe is de opbouw van het beoordelingssysteem?	86
C. 5:	Hoe werkt de waardering/beoordeling en wat zijn de intenties?	98
C. 6:	Hoe werkt de voorspellende stap en wat zijn daarvan de intenties?	100
Bijlage 4.	Overzicht van gebruikte termen en begrippen	101
Bijlage 4.1	Trefwoordenlijst	101
Bijlage 4.2	Vergelijking tussen "methode-eigen" terminologieën	104
Bijlage 5.	Voorbeeld van de toepassing van het STOWA beoordelingssysteem voor stromende wateren (EBEOSWA; STOWA 1992a): het Smalbroekerloopje	106
Bijlage 6.	Voorbeeld van de toedeling van een watermonster aan de aquatische ecotootypen: het Smalbroekerloopje	110

SAMENVATTING

RIZA beoogt een ingreep-effect model voor het waterhuishoudkundig beleid op nationale schaal te ontwikkelen. Hierbij wordt gebruik gemaakt van het door CML/IBN ontwikkelde aquatische ecotootypensysteem (AET). Gelijktijdig is in opdracht van STOWA door de LUW gewerkt aan de ontwikkeling van ecologische beoordelingssystemen. Om dubbel werk te voorkomen en te profiteren van reeds gedane inspanningen is een vergelijking uitgevoerd tussen de door STOWA/LUW en CML/IBN ontwikkelde methoden (in het vervolg aangeduidt als respectievelijk STOWA- en AET-methode).

Het doel van deze studie is het beschrijven van overeenkomsten en verschillen tussen de beide bovengenoemde methoden, het aangeven van eisen ten aanzien van het te ontwikkelen ingreep-effect model en het aangeven van bruikbare onderdelen uit bovengenoemde methoden ten behoeve van de ontwikkeling van het model.

Daartoe zijn STOWA- en AET-methoden geanalyseerd op achterliggende concepten, specifieke toepassingsgebieden en doelstellingen, methodisch ontstaan en opbouw, en specifieke toepassingen. Hierbij zijn een aantal concrete vragen voor beide methoden alsook voor het te ontwikkelen model beantwoord aan de hand van bestaande rapporten en interviews met deskundigen.

In enkele bijlagen zijn de resultaten van de analyse van het ingreep-effect model op basis van het model DEMNAT(-2), de AET-methode en de STOWA-methode uitvoerig uiteen gezet. Tevens is een kort overzicht van gebruikte termen en begrippen toegevoegd. Voor de STOWA- en de AET-methode is aan de hand van gegevens van het Smalbroekerloopje de werking geïllustreerd.

Beide methoden vertonen grote overeenkomsten met name ten aanzien van indelingscriteria. In beide methoden is een koppeling gemaakt tussen omgevingsfactoren en soortengroepen. De verschillen tussen beide methoden zijn voor een belangrijk deel een gevolg van verschillen in doelstellingen, dat wil zeggen tussen voorspelling (AET) en beoordeling (STOWA).

Het te ontwikkelen ingreep-effect model dient te bestaan uit een beschrijving van aquatische ecosysteemttypen en beïnvloedingsstadia, hun geografische verspreiding, een beschrijving van ingreep-effect relaties en een kader voor natuurwaardering. Het rapport geeft aan hoe deze onderdelen eruit kunnen gaan zien en welke bruikbare gegevens en onderdelen reeds beschikbaar zijn vanuit de processen die de AET- en STOWA-methoden reeds hebben doorlopen.

De belangrijkste conclusies zijn dat AET- en STOWA-methoden voldoende onderdelen bevatten om de ontwikkeling van het ingreep-effect model te bespoedigen. De overeenkomsten in opbouw geven vertrouwen in de

gehanteerde ecologische indelingen. De verschillen in doelstellingen en toepassingen rechtvaardigen beide methoden en tonen hun beider noodzaak aan. Gezien de overeenkomsten tussen beide methoden is samenwerking in het vervolgtraject aan te bevelen.

1 INLEIDING EN DOEL

1.1 Inleiding

Voor de tweede fase van het project "Ontwikkeling van een instrument voor de beleidsanalyse van aquatische ecosystemen in de regionale wateren (PAW*AQUAREGI)" dat onderdeel is van het hoofdproject "Beleidsanalyse van de waterhuishouding van Nederland (PAWN)" beoogt RIZA een ingreep-effect model voor het waterhuishoudkundig beleid op nationale schaal te ontwikkelen. Daarin wordt beoogd gebruik te maken van een eerder, in opdracht van RIVM en RIZA, door het CML/IBN ontwikkelde indeling van aquatische ecosystemen, het aquatische ecotopensysteem (verder aan te duiden als de AET-methode).

Parallel aan de ontwikkeling van een beleidsinstrumentarium door RIZA is in de afgelopen jaren in opdracht van STOWA door de Landbouwniversiteit in Wageningen gewerkt aan de ontwikkeling van, door waterbeheerders te gebruiken, ecologische beoordelingssystemen voor oppervlaktewateren (verder aan te duiden als de STOWA-methode).

Voor het RIZA vormde dit aanleiding om te laten onderzoeken in hoeverre het in ontwikkeling zijnde beleidsinstrumentarium overlap vertoont met de door STOWA ontwikkelde beoordelingssystemen en in hoeverre beide systemen op elkaar afgestemd kunnen worden. De redenen voor een dergelijk onderzoek komen voort uit de wens te voorkomen dat dubbel werk verricht wordt en dat waterbeheerders in de toekomst worden geconfronteerd met verschillende benaderingen die hetzelfde beogen en niet in de laatste plaats ervoor te willen zorgen dat door waterbeheerders geconstateerde veranderingen in oppervlaktewatersystemen kunnen worden vergeleken met door het Rijk geformuleerde doelstellingen.

Om bovenstaande vraag te beantwoorden is een vergelijking uitgevoerd tussen de door STOWA/LUW ontwikkelde beoordelingsmethode en de door CML/IBN ontwikkelde ecologische indeling van oppervlaktewateren.

Om na te gaan in hoeverre (onderdelen uit) beide methoden inpasbaar zijn in door RIZA te ontwikkelen ingreep-effect model, is tevens nagegaan welke eisen kunnen worden gesteld aan een dergelijk aquatisch ingreep-effect model. Daarbij is het landelijke voorspellingsmodel voor terrestrische ecosystemen DEMNAT(-2) als voorbeeld gebruikt. Doelstellingen, randvoorwaarden en specifieke eisen/vragen van het gewenste ingreep-effect model zijn in dit rapport zoveel mogelijk geconcretiseerd.

De verkenning beschreven in dit rapport is gericht op een eerste analyse van begrippen, uitgangspunten en uitwerkingen zoals gehanteerd in de STOWA-methode en de AET-methode en de concretisering van de eisen vanuit het te ontwikkelen ingreep-effect model.

1.2 Doel

Het doel van deze studie is te komen tot een beschrijving van overeenkomsten en verschillen tussen de ecologische benaderingswijzen die in opdracht van STOWA en RIZA zijn ontwikkeld t.b.v. de beoordeling en het beheer van oppervlaktewateren. Daarnaast dienen eisen t.a.v. het te ontwikkelen ingreep-effect model nader te worden geconcretiseerd.

Uit een vergelijking tussen de inhoud van beide methoden en de eisen t.a.v. het te ontwikkelen ingreep-effect model kan worden vastgesteld welke onderdelen van de beide methoden te gebruiken zijn voor de opbouw van het model. Tevens wordt hiermee aangegeven tussen welke onderdelen van de beide methoden naar onderlinge afstemming moet worden gezocht en hoe die onderlinge afstemming tot stand zou kunnen worden gebracht.

1.3 Vraagstelling

Om overeenkomsten en verschillen tussen STOWA- en AET-methode herkenbaar te maken zijn de volgende vragen uitgewerkt:

- 1) Vanuit welke principes/ideeën is het betreffende systeem ontwikkeld, m.a.w. wat is het achterliggende **CONCEPT**?
- 2) Voor welke toepassingen is het betreffende systeem ontwikkeld, m.a.w. wat zijn de specifieke **DOELSTELLINGEN** waarbinnen het betreffende systeem is ontwikkeld?
- 3) Hoe is het betreffende systeem tot stand gekomen en hoe is de **OPBOUW** van het systeem?
- 4) Welke typen van vragen kunnen met het betreffende systeem worden beantwoord (en welke niet) en wat voor antwoorden worden gegenereerd, m.a.w. wat zijn de specifieke **TOEPASSINGEN** van het systeem?

Beantwoording van deze vragen voor zowel de STOWA-methode en de AET-methode als voor het nog te ontwikkelen ingreep-effect model moet inzicht geven in de bruikbaarheid van onderdelen uit de beschikbare methoden en moet ideeën genereren voor de ontwikkeling van het ingreep-effect model. Omdat een ingreep-effect model voor aquatische ecosystemen zal moeten aansluiten bij het bestaande modelinstrumentarium van RIZA zal ook worden ingegaan op DEMNAT(-2), het voorspellingsmodel voor terrestrische ecosystemen, dat deel uitmaakt van het PAWN-instrumentarium. Aangegeven zal worden in hoeverre de daarin gehanteerde modelconcepten ook bruikbaar zijn bij de voorspelling van effecten op aquatische ecosystemen, en in hoeverre onderdelen van STOWA- en AET-methode zijn in te passen in een analoog model voor aquatische ecosystemen.

2 WERKWIJZE

2.1 Gehanteerde onderzoeksmethoden

De analyse richt zich in eerste instantie op het herkenbaar maken van die onderdelen in STOWA- en AET-methode die bruikbaar zijn voor het te ontwikkelen ingreep-effect model. Onderdelen van de analyse zijn daarbij: gehanteerde principes, begrippen, doelen, methoden en schaalniveau's. Door deze onderdelen in het licht van het te ontwikkelen model te houden kan de bruikbaarheid van de afzonderlijke onderdelen worden aangegeven. De werkwijze is gericht op een analyse van de beide studies (rubrieken A t/m C) en t.a.v. van onderstaande rubriek A ook t.a.v. het te ontwikkelen model. Hierbij worden als leidraad onderstaande vragen beantwoord.

- A. Analyse van het **algemene kader** van beide studies en van het te ontwikkelen model:
 - A. 1: Beschrijving van het achterliggend conceptueel denkkader en uitgangspunten:
 - Betreft het een ecosysteem- of een procesmodel?
 - Wat is het concept?
 - Welke termen en begrippen verdienen voor verdere analyse nadere toelichting?
 - A. 2: Identificatie en expliciteren van doelstellingen:
 - Wat is het kader waarin het systeem werd ontwikkeld?
 - Waarvoor is het systeem bedoeld?
 - A. 3: Vaststellen van een trefwoorden/begrippenlijst als handvat voor nadere analyse.
 - B. Analyse van de wijze van beschrijven van het aquatisch systeem in beide studies:
 - B. 1: Gehanteerde indelingscriteria:
 - Welke factoren zijn als indelingscriteria gebruikt (biotisch/abiotisch)?
 - Hoe is de keuze van indelingscriteria tot stand gekomen (vooraf gekozen/ontwikkeld op basis van bewerkingen aan basisgegevens)?
 - B. 2: Definitie van typologie/type:
 - Hoe zijn de gegenereerde aquatische ecosysteemttypen, varianten en/of beïnvloedingsstadia gedefinieerd?
 - B. 3: Welke beïnvloedingsreeksen worden benoemd/uitgewerkt?
 - Zijn beïnvloedingsreeksen uitgewerkt in termen van abiotische en/of biotische factoren?
 - Wat voor een benadering (b.v. netwerkbenadering) is bij de uitwerking van beïnvloedingsreeksen toegepast?
 - B. 4: Welke referenties/optima worden benoemd:
 - Is in het systeem een ecologisch optimale toestand van ecosystemen omschreven?
 - Zoja, hoe is die omschrijving tot stand gekomen (historische gegevens, geografische referentie)?
-

- C. Analyse van de **beoordeling-, toedelings- en voorspellingsstappen** in verschillende studies:
- C. 1: Voor welk **schaalniveau** is het systeem bedoeld?
Welke personen moeten het systeem gebruiken (rijk, provincie, waterbeheerders)?
Hoe gedetailleerd zijn resultaten van toedeling/beoordeling?
 - C. 2: Welke (beïnvloedings)factoren en relaties zijn bij de beoordeling betrokken?
Op welke factoren is de toedeling/beoordeling/voorspelling gebaseerd (masterfactoren, 'alle' factoren, organismengroepen)?
Zijn a.h.v. beïnvloedingen ingreep-effect relaties uitgewerkt?
Zoja, zijn deze kwalitatief/kwantitatief?
 - C. 3: Welk specifiek doel heeft het beoordelings-/toedelings/voorspellingssysteem?
Welke mogelijkheden bestaan er voor gebruik van toedelings-/beoordelingssystemen (jaarlijkse rapportage, voorbereiding beheersmaatregelen, landelijke/regionale rapportage, beleidsanalyse/-voorbereiding)?
 - C. 4: Hoe is de opbouw van het toedeling-/voorspellings-/beoordelingssysteem?
Wat is de volgorde van te nemen stappen?
Zijn toedelings-/beoordelingsresultaten 'herkenbaar'?
Wordt met het systeem een beoordeling/waardering uitgesproken?
Wordt een oorzakenanalyse aan het toedelings-beoordelingsresultaat gekoppeld?
Wordt met het systeem een voorspelling gedaan?
 - C. 5: Hoe werkt de toedeling/beoordeling en wat zijn de intenties?
 - C. 6: Hoe werkt de voorspellende stap en wat zijn daarvan de intenties?
- D. Aanbevelingen t.a.v. bruikbaarheid van beide studies voor het te ontwikkelen ingreep-effect model.

Voor de beantwoording van de genoemde vragen worden twee sporen gevolgd:

- 1: Kennis van de beide methoden wordt opgedaan met het doorwerken van relevante rapporten. T.b.v. het te ontwikkelen ingreep-effect model wordt een ander landelijk ingreep-effect model van het RIZA (DEMNAT(-2)) bekeken. Hierdoor ontstaat een globaal inzicht in de essentie van beide methoden, de gehanteerde principes, de bruikbaarheid van onderdelen van beide methoden en ontstaan ideeën voor de mogelijke structuur van een landelijk ingreep-effect model.

In ogenschouw genomen rapporten zijn:

- a) t.a.v. het te ontwikkelen ingreep-effect model;
 - Witte, J.Ph.M., 1990. DEMNAT: Aanzet tot een landelijk ecohydrologisch voorspellingsmodel. Nota nr. 90.057, Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren/RIZA, Arnhem.
 - Witte, J.P.M., C.L.G. Groen & J.G. Nienhuis, 1992. Het ecohydrologisch voorspellingsmodel DEMNAT-2; conceptuele modelbeschrijving. Onderzoek effecten grondwaterwinning 1. RIVM-rapport nr. 714305007,

Landbouwwuniversiteit Wageningen, Centrum voor Milieukunde Rijksuniversiteit Leiden, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven.

Linden, M. van der, J. Runhaar & M. van 't Zelfde, 1992. Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetaties van natte en vochtige standplaatsen. Onderzoek effecten grondwaterwinning 7. CML-rapport nr. 86, Centrum voor Milieukunde Rijksuniversiteit Leiden, Leiden.

b) t.a.v. de indeling in aquatische ecotooptypen (AET-methode):

Verdonschot, P.F.M., J. Runhaar, W.F. van der Hoek, C.F.M. de Bok & B.P.M. Specken, 1992. Aanzet tot een ecologische indeling van oppervlaktewateren in Nederland. RIN-rapport 92/1/CML report 78, Rijksinstituut voor Natuurbeheer/Centrum voor Milieukunde Leiden, Leersum/Leiden. Runhaar, J. & F. Klijn, 1993. Aanzet tot een aquatische ecoserie-indeling. CML report 98. Centrum voor Milieukunde Rijksuniversiteit Leiden.

Hoek, W.F. van der & P.F.M. Verdonschot, 1994. Functionele karakterisering van aquatische ecotooptypen. IBN-rapport 072, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Leersum/Wageningen.

c) t.a.v. de ecologische beoordeling van oppervlaktewateren (STOWA-methode):

STOWA, 1992a. Ecologische beoordeling van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor stromende wateren op basis van macrofauna. Rapport 92-07, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

STOWA 1992b. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor stromende wateren. Rapport 92-08, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

STOWA 1993a. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor sloten op basis van macrofyten, macrofauna en epifytische diatomeeën. Rapport 93-14, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

STOWA 1993b. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor sloten. Rapport 93-15, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

STOWA 1994a. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor kanalen op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton. Rapport 94-1, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

STOWA 1994b. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor kanalen. Rapport 94-2, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

Het ecologische beoordelingssysteem voor meren en plassen (STOWA, 1993c/d) is om verschillende redenen grotendeels buiten beschouwing gelaten:

- De gevolgde methodiek bij deze beoordelingsmethode wijkt af van die gevolgd in de beoordelingssystemen voor stromende wateren, sloten en

kanalen. Beschrijving ervan maakt de materie onnodig complex en komt niet ten goede aan de leesbaarheid.

- De ontwikkeling van het ingreep-effect model richt zich met name op effectvoorspelling in kleine wateren. Voor effectvoorspelling in grotere wateren (i.e. meren en plassen) zijn bij het RIZA andere instrumenten ontwikkeld.

- 2: Na lezing van rapporten zijn overblijvende vragen en onduidelijkheden door het afnemen van interviews met direct betrokkenen (o.a. auteurs van diverse rapporten) beantwoord. Tevens is met de interviews gepoogd te inventariseren welke ideeën er bij de bedenkers van voorspellings-, indelings- en beoordelingsmethoden bestaan m.b.t. de ontwikkeling van een aquatisch ingreep-effect model.

Ten aanzien van de wensen en eisen m.b.t. het te ontwikkelen model is gesproken met dhr. F.A.M. Claessen (RIZA). Hierbij is als voorbeeld van een landelijk ingreep-effect model DEMNAT(-2) gebruikt. Voor het verkrijgen van inzicht in (DEMNAT(-2)) is tevens gesproken met dhr. J. Runhaar (CML).

Met betrekking tot de indeling in aquatische ecotootypen is gesproken met dhr. J. Runhaar (CML) en dhr. P.F.M. Verdonschot (IBN-DLO).

Met betrekking tot de ecologische beoordelingsmethoden voor oppervlaktewateren is gesproken met dhr. J.J.P. Gardeniers (LUW) en dhr. E.T.H.M. Peeters (LUW).

Bij het afnemen van interviews is gebruik gemaakt van opnameapparatuur. Dit bespoedigt de voortgang van het interview en maakt het uitwerken van de gesprekken minder tijdrovend. Bovendien kunnen citaten van gesprekken in de tekst worden opgenomen.

Ter illustratie van de werking en de resultaten ("output") van de STOWA-methode is het in het EBEOSWA-rapport (Ecologische BEOordeling Stromende WAteren: STOWA, 1992a) opgenomen voorbeeld van het Smalbroekerloopje in dit rapport overgenomen. De gegevens van het Smalbroekerloopje zijn tevens met de toedelingssleutels behorend bij de AET-methode bewerkt. Resultaten hiervan zijn eveneens in dit rapport opgenomen.

2.2 Leeswijzer

In Hoofdstuk 3 vindt een vergelijking van AET- en STOWA- methode plaats. Met name de wijze waarop de 'typen' zijn gegenereerd en de mate waarin 'typen' voortgekomen uit de verschillende methoden met elkaar te vergelijken zijn, krijgen speciale aandacht.

Informatie omtrent de wensen en eisen t.a.v. het te ontwikkelen ingreep-effect model, verkregen van Dhr. Claessen (RIZA) is te vinden in Hoofdstuk 4.

In Hoofdstuk 5 wordt geanalyseerd hoe beide methoden kunnen worden geïntegreerd om een bruikbaar kader te scheppen voor het ingreep-effect model. Ook wordt onderzocht welke andere voorbereidende inspanningen nodig zijn om, voor het model bruikbare, bronnen van informatie (b.v. een landsdekkend overzicht van de verspreiding van soorten) aan te leveren. Beschrijvingen van de aan de voorliggende analyse ten grondslag liggende voorspellings-/indelings-/beoordelingsmethoden zijn opgenomen in bijlagen.

In Bijlage 1 zijn gegevens opgenomen betreffende de algemene principes van het model DEMNAT(-2), dat in grote lijnen het kader voor het te ontwikkelen ingreep-effect model biedt.

Gegevens betreffende de algemene principes en doelstellingen van de AET-methode en de STOWA-methode zijn te vinden in resp. Bijlagen 2 en 3.

Bijlage 4 omvat een lijst met termen en begrippen die bij de drie beschreven methoden worden gebruikt. Van elk van de termen wordt een definitie gegeven. Tevens wordt geanalyseerd welke begrippen uit verschillende "jargons" een overeenkomstige betekenis hebben en aan welke juist in verschillende "jargons" een andere betekenis is toegekend.

Bijlagen 5 en 6 bevatten achtereenvolgens de resultaten van beoordeling van een monster uit het Smalbroekerloopje met de STOWA beoordelingsmethode voor stromende wateren en toedeling van hetzelfde monster aan de aquatische ecotooptypen met AQUATYP en FAUNATYP (toedelingssleutels van de AET-methode).

3 ANALYSE VAN OVEREENKOMSTEN EN VERSCHILLEN TUSSEN AET-METHODE EN STOWA-METHODE.

(N.B.: voor een goed begrip wordt uitdrukkelijk verwezen naar de Bijlagen 2 en/of 3)

3.1 Achterliggend conceptueel denkkader en uitgangspunten

Het achterliggende conceptuele kader van beide methoden is gelijk, d.w.z. dat gestreefd wordt naar een ordening van ecosystemen in termen van levensgemeenschappen/soorten en ecologisch relevante omgevingsfactoren, om op die manier een relatie te kunnen leggen tussen veranderingen in het abiotisch milieu als gevolg van menselijk ingrijpen en de soortensamenstelling van de levensgemeenschap. In de uitwerking bestaan echter (met verschillen in doelstelling samenhangende) belangrijke verschillen tussen beide methoden.

In de STOWA-methode wordt slechts in beperkte mate gewerkt met classificatie (alleen de hoofdingeling op basis van weinig veranderlijke (conditionerende) omgevingsfactoren) en wordt vooral gewerkt via ordening van eenheden (VTE's, TBE's: beïnvloedingsreeksen waarbij ecosystemen worden geordend naar relatief goed door de mens te beïnvloeden, meer veranderlijke (operationele) omgevingsfactoren).

In de AET-methode wordt juist vooral gewerkt met classificatie/typificatie; daarbij worden typen onderscheiden op basis van meer veranderlijke factoren als voedselrijkdom, zuurgraad en stroming. Aanvullend is er een indeling in ecoserietypen waarbij gebruik wordt gemaakt van minder veranderlijke factoren als bodem, verhang, mate van isolatie oppervlaktewater, kwel e.d. (Runhaar & Klijn, 1993)

Het verschil in de manier waarop levensgemeenschappen/ecosystemen worden geordend naar omgevingsfactoren in beide benaderingen kan als volgt worden weergegeven (Figuur 3.1).

De verschillen tussen beide methoden zijn voor een belangrijk deel af te leiden uit de verschillen in doelstellingen, dat wil zeggen het verschil tussen voorspelling (AET) en beoordeling (STOWA) als einddoel. In beide systemen is het nodig om een koppeling te kunnen leggen tussen omgevingsfactoren en de aard van de levensgemeenschap.

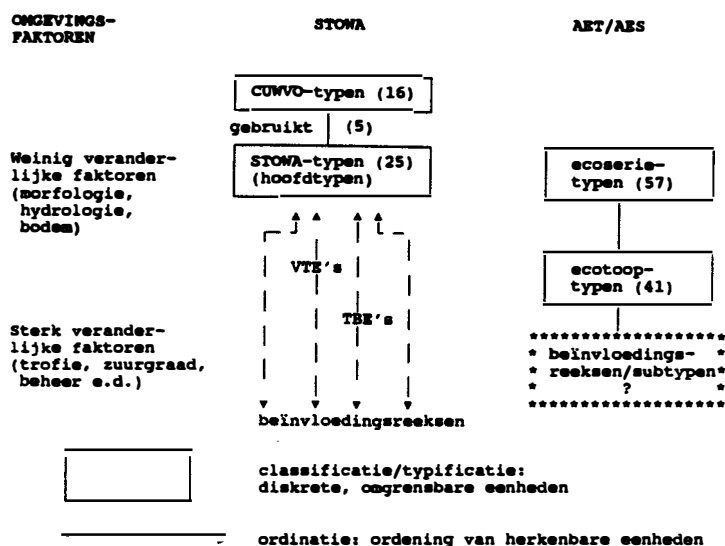
Bij de **voorspelling** is het hoofdoel veranderingen in aquatische ecosystemen te kunnen voorspellen en te waarderen, zodanig dat verschillende beleidsscenario's tegen elkaar kunnen worden afgewogen. Omdat een voorspelling en waardering, althans op landelijk niveau, op soortsniveau onhaalbaar is, wordt gewerkt met ecosysteemtypen. Daarbij is de waardering van effecten gebaseerd op de zeldzaamheid, de kenmerkendheid, de soortenrijkdom van ecotooptypen en de oppervlakte die de verschillende ecotooptypen innemen. Belangrijke voorwaarde is dat de indeling in ecosysteemtypen ecologisch relevant is, d.w.z. dat er een duidelijke relatie

bestaat met de soortensamenstelling (factoren die gebruikt worden bij indeling in typen moeten voldoende differentiërend zijn voor de soortensamenstelling). Om een voorspelling te kunnen doen moeten relaties tussen ingrepen (waterhuishoudkundige maatregelen) en effecten (op indelingskenmerken en op de soortensamenstelling) worden opgehelderd (in eerste instantie in kwalitatieve, later in kwantitatieve termen). Hiervoor is in de AET-methode een eerste aanzet gegeven.

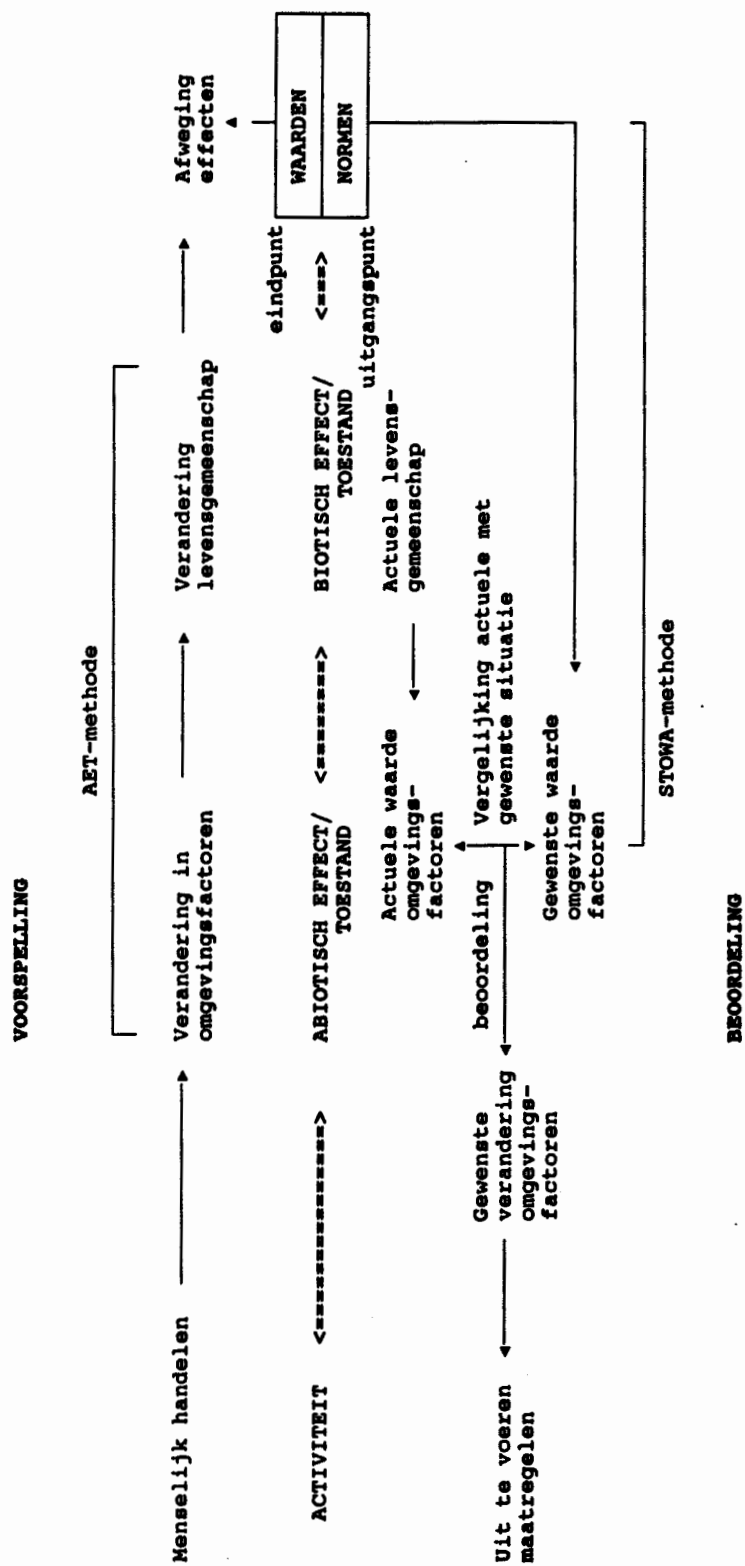
Bij de beoordeling van aquatische ecosystemen wordt uitgegaan van de factoren die bepalend zijn voor de mate waarin de levensgemeenschap de gewenste (zo natuurlijk mogelijke) situatie benadert dan wel daarvan afwijkt; in stromende wateren zijn dat bijvoorbeeld de factoren stroming en saprobie. Omdat bekend is welke factoren het meest bepalend zijn kan worden volstaan met een ordening van de ecosystemen naar de betreffende factoren, om op grond daarvan te kunnen bepalen in hoeverre de actuele situatie afwijkt van de gewenste. Een waardering van de ecosystemen is niet nodig omdat er geen afweging tussen verschillende situaties/opties nodig is. De normering heeft al vooraf plaatsgevonden, bij de vaststelling welke situatie per type water wenselijk wordt geacht (b.v. beken moeten stromend water bevatten, met weinig slib en weinig organische belasting).

Bij de ontwikkeling van beoordelingssystemen wordt de indeling in CUWVO-watertypen als uitgangspunt gebruikt. Hiermee wordt op voorhand onderkend dat er tussen CUWVO-watertypen grote verschillen bestaan. Met de ontwikkeling van een typologisch raamwerk bij elk van de beoordelingsmethoden wordt tevens aangegeven dat er binnen elk van de CUWVO-watertypen verschillen tussen aquatische ecosystemen kunnen bestaan. Het typologisch raamwerk vormt een hulpmiddel om de verschillende typen systemen beter herkenbaar te maken op grond van eenvoudig te bepalen kenmerken.

In figuur 3.2 worden, uitgaande van het verschil in doelstelling (voorspellen versus beoordelen, schematisch de verschillen in benadering tussen AET-methode en STOWA-methode uitgewerkt. De overeenkomst tussen beide methoden zit in de hoofdindeling die in grote lijnen gebaseerd is op dezelfde conditionerende (weinig veranderlijke) factoren.



Figuur 3.1 Schematische weergave van het verschil in de manier waarop levensgemeenschappen/ecosystemen worden geordend naar omgevingsfactoren in beide benaderingen (tussen haakjes zijn aantallen onderscheiden typen vermeld)



Figuur 3.2 Schematisch overzicht van de verschillen in benadering in AET-methode en STOWA-methode, uitgaande van het verschil in doelstelling (voorspellen <-> beoordelen)

3.2 Beschrijving van aquatische ecosysteemtypen in STOWA- en AET-methode

3.2.1 Inleiding

Verschillen in de door beide systemen ontwikkelde aquatische ecosysteemtypen zijn, behalve door een verschil in doelstellingen ook een gevolg van verschillen in de onderzoeksopzet.

Bij de STOWA-methode is steeds uitgegaan van een reeks bestaande gegevens van wateren, waarin op basis van aanwezige biota een aantal typen is onderscheiden (bottom-up-benadering). De verschillen in levensgemeenschappen zijn met verschillen in de waarde van abiotische factoren onderbouwd. Hierbij is de omgrenzing van de beschreven typen mede afhankelijk van de aard van de basisgegevens.

De bij de AET-methode gehanteerde werkwijze lijkt meer op een z.g. iteratieve-benadering, in sommige opzichten vergelijkbaar als de methode bij de STOWA-methode gehanteerd.

Van tevoren is een reeks van typen samengesteld op grond van uit de literatuur bekende indelingen van wateren (op basis van zowel abiotische als biotische kenmerken van wateren). Hieruit is een beperkt aantal abiotische indelingscriteria geselecteerd waarmee typen wateren abiotisch kunnen worden gekarakteriseerd. Hiertoe zijn in de waarden van de abiotische factoren ecologisch relevante ranges aangegeven. De relevantie van de zo ontwikkelde 'typen' voor de Nederlandse situatie is getoetst (b.v. diepe, stromende wateren komen in Nederland niet voor). Vervolgens zijn bij de typen (combinaties van abiotische randvoorwaarden) in de literatuur biotische gegevens gezocht (ecologische soortengroepen).

Deze handelwijze is een iteratieve redenering. Immers:

- 1) het differentiërende karakter van abiotische factor wordt ingegeven door de biota;
- 2) het aangeven van 'ecologisch relevante' ranges is onmogelijk zonder kennis van de hoedanigheid van levensgemeenschappen onder verschillende abiotische condities.

In de STOWA-methode wordt op een vergelijkbare wijze gebruik gemaakt van een iteratieve benadering. Zonder voorkennis van de relaties tussen soorten en abiotische omgevingsfactoren is het immers onmogelijk uit de veelheid van werkzame factoren juist die factoren te kiezen die verantwoordelijk zijn voor het bestaan van verschillen in levensgemeenschappen.

Zowel in de AET-methode als in de STOWA-methode zijn verschillende hiërarchische niveau's aan te wijzen waarop aquatische ecosystemen zijn beschreven. Deze hiërarchie wordt ingegeven door de veranderlijkheid (o.i.v. ingrepen, menselijke beïnvloedingen) van de (indelings)criteria waarmee het ecosysteem wordt beschreven (zie Figuur 3.1).

In de AET-methode is sprake van 3 hiërarchische niveau's: ecoseries (hoofdgroepen), aquatische ecotooptypen en beïnvloedingsreeksen/stadia. In de STOWA-methode worden eveneens 3 niveau's onderscheiden: CUWVO-typen, STOWA-typen (hoofdtypen of varianten) en beïnvloedingsreeksen. Om een vergelijking van aquatische ecosysteemtypen beschreven met AET- en STOWA-methode te maken moet er naar gestreefd worden eenheden te

vergelijken die behoren tot dezelfde hiërarchische niveau's (i.e. beschreven worden met vergelijkbare factoren).

Figuur 3.1 laat zien dat een dergelijke vergelijking moet plaatsvinden tussen hoofdtypen (STOWA-methode) en ecoseries (hoofdgroepen) (AET-methode) of tussen beïnvloedingsreeksen (STOWA-methode) en aquatische ecotooptypen (AET-methode).

Immers:

- 1) zowel ecoserietypen als hoofdtypen zijn bedoeld als weinig veranderlijke eenheden waaraan een belangrijke ecologische betekenis kan worden toegekend omdat hiermee de potentie van systemen wordt weergegeven (referentie, optimale toestand),
- 2) zowel beïnvloedingsreeksen als ecotooptypen zijn bedoeld om de relatie tussen door de mens te beïnvloeden factoren (indelingscriteria of masterfactoren (AET), beïnvloedingsfactoren/karakteristieken (STOWA)) en de soortensamenstelling weergeven, en om een beoordeling op basis van de actuele of voorspelde toestand mogelijk te maken.

3.2.2 Vergelijking tussen hoofdtypen (STOWA-methode) en ecoserietypen (AET-methode)

Een vergelijking tussen hoofdtypen en ecoseries is uitgevoerd door Runhaar & Klijn (1993). De resultaten hiervan zijn weergegeven in Tabel 3.1.

Tabel 3.1 Vergelijking tussen STOWA-hoofdtypen en aquatische ecoserietypen (Runhaar & Klijn, 1993). (N.B.: een vergelijking bij de kanalen is niet uitgevoerd omdat de STOWA-hoofdtypenindeling voor dit watertype nog niet was afgerond ten tijde van het verschijnen van het ecoserierapport)

CLAVO-WATERTYPE	STOWA-hoofdtype	Ecoserietype
STROMENDE WATEREN	bovenloop heuvellandserie	Bh bovenloop stromend water met matig verhang
	middenloop heuvellandserie	Mh middenloop stromend water met matig verhang
	benedenloop heuvellandserie	Kh benedenloop stromend water met matig verhang
	bovenloop laaglandserie	Bl bovenloop stromend water met gering verhang
	middenloop laaglandserie	Ml middenloop stromend water met gering verhang
	benedenloop laaglandserie	Kl benedenloop stromend water met gering verhang
SLOTEN	zure sloten	- meerdere ecoserietypen
	brakke sloten	S(-)br ontwatering o.i.v. brakke kuel S(-)zo ontwatering o.i.v. zoute kuel
	zandsloten	S(z) ontwatering op kalkloos/kalkarm zand S(c) ontwatering op kalkrijk zand
	veen sloten	S(m) ontwatering op mesotroof/eutroof veen
	klei sloten	S(k) ontwatering of klei, leem of zavel
MEREN EN Plassen	zachte wateren	- meerdere ecoserietypen
	duinplassen	Vmo(c) middelgroot ondiep geïsoleerd water op kalkrijk zand Vmo(z) middelgroot ondiep geïsoleerd water op kalkloos tot kalkarm zand
	laagveerplassen	Pgo(m) groot ondiep boezemwater op mesotroof /eutroof veen
	brakke wateren	- meerdere ecoserietypen
	overige meren en plassen	- meerdere ecoserietypen
KANALEN	sterk brakke kanalen	
	brakke kanalen	
	kleikanalen	
	veenkanalen	
	zandkanalen	

Bij deze vergelijking blijken de indelingen in hoofdtypen en ecoserietypen voor stromende wateren goed op elkaar aan te sluiten. Deze overeenkomst komt voort uit overeenkomst in de indelingscriteria op basis waarvan 'typen' werden onderscheiden. Beide methoden gebruiken de factoren *verhang en dimensies* als belangrijkste indelingscriteria. In de AET-methode wordt i.p.v. de factor *dimensies* (die ook als indelingscriterium vertegenwoordigd is: grootte en diepte) echter gesproken van *mate van isolatie/orde van het systeem*. Beide factoren vertonen een grote mate van onderlinge afhankelijkheid.

In de STOWA-methode worden, i.t.t. in de AET-methode, bronnen (brongebieden: ecoserietype BR) en grote rivieren (ecoserietypen Gh en Gl) niet onderscheiden. Beide vallen buiten het kader van de STOWA-methode voor stromende wateren (aparte CUWVO-typen: bronnen, kleine rivieren, rivieren). Bronnen zijn wel vertegenwoordigd in de STOWA-gegevens maar bleken zich op grond van biotische criteria t.b.v. de beoordeling niet te onderscheiden van bovenlopen.

Bij stagnante wateren (sloten en meren en plassen) zijn eveneens duidelijke overeenkomsten te zien, doch dikwijls blijkt dat één hoofdtype (STOWA) wordt beschreven met meer dan één ecoserietype (AET). Voor een deel wordt dit veroorzaakt doordat binnen de STOWA-methode bij de indeling in hoofdtypen meer veranderlijke factoren, zoals chloriniteit, zuurgraad, worden gebruikt, die in de AET-methode niet op het niveau van ecoseries maar op het niveau van ecotooptypen worden gebruikt als indelingscriterium. Overeenkomstige indelingscriteria in beide methoden zijn: *aard van de geologische ondergrond, mate van isolatie en dimensies* (de laatste 2 factoren spelen binnen de STOWA-methode bij de indeling van CUWVO-typen een rol).

3.2.3 Vergelijking tussen beïnvloedingsreeksen (STOWA-methode) en aquatische ecotooptypen (AET-methode)

Een tweede vergelijking tussen de met beide methoden onderscheiden aquatische ecosysteemtypen kan geschieden tussen aquatische ecotooptypen (AET) en beïnvloedingsreeksen (STOWA) (zie Figuur 3.1). Of een vergelijking tussen beide 'eenheden' mogelijk is hangt sterk af van de manier waarop de eenheden zijn beschreven.

Aquatische ecotooptypen zijn beschreven in termen van abiotische masterfactoren (ranges) en ecologische soortengroepen.

De beïnvloedingsreeksen uit de STOWA-methode zijn (per beïnvloedingsfactor) beschreven a.h.v. de positie van z.g. Typologische BeïnvloedingsEenheden (TBE's) t.o.v. van een beïnvloedings-as. TBE's worden gevormd door groepen monsters ingedeeld naar hoofdtype, die een verschillende mate van beïnvloeding door een bepaalde beïnvloedingsfactor weerspiegelen. Uit de positie van TBE's is de beïnvloedings-as geëxtrapoleerd. De TBE's zijn gebruikt om in elke beïnvloedingsreeks 3 kwaliteitsklassen (of 5 kwaliteitsniveau's; stromende wateren) aan te geven.

De vergelijking tussen ecotooptypen en beïnvloedingsreeksen kan in dit rapport alleen worden uitgevoerd door de gehanteerde indelingskenmerken (beïnvloedingsfactoren versus masterfactoren) te vergelijken (trofie, stroming, zuurgraad e.d.). Om een goede vergelijking tussen ecotooptypen en TBE's mogelijk te maken moeten niet alleen de indelingskenmerken, maar ook de

gebruikte kenmerkklassen worden vergeleken. Hiervoor moeten de TBE's op een vergelijkbare wijze als de ecotooptypen, in termen van ranges van abiotische factoren en een groep van soorten, worden beschreven. Het laatste blijkt mogelijk, maar het vergt enige tijd om de gegevens in de gewenste vorm uit de STOWA-bestanden te genereren. Deze stap is in dit rapport achterwege gebleven.

Een vergelijking tussen in de AET-methode gebruikte indelingscriteria (masterfactoren) en in de STOWA-methode gehanteerde beïnvloedingsfactoren is schematisch weergegeven in Tabel 3.2.

Tabel 3.2 *Vergelijking tussen ecotooptypen (AET-methode) en beïnvloedingsreeksen (STOWA-methode) op basis van onderscheidende factoren*

AET-methode	STOWA-methode			
	CUWVO-typen			
	stromende wateren	sloten	kanalen	meren en plassen
masterfactoren	beïnvloedingsfactoren			
chloriniteit	n.v.t.	hoofdtype/variant verzilting/verzoeting	hoofdtype/variant verzilting/verzoeting	
stroming	stroming	- (n.v.t. ?)	- (n.v.t. ?)	
dimensies (breedte/diepte)	hoofdtype/variant	CUWVO-type inrichtingsaspecten	CUWVO-type inrichtingsaspecten	CUWVO-type
mate van permanentie	-	deels waterkwantiteit	n.v.t.	n.v.t.
zuurgraad	-	hoofdtype/variant verzuring/alkalisering	- (n.v.t. ?)	
voedselrijkdom	mineralen rijkdom	eutrofiëring	eutrofiëring	
-	organische belasting	saprobiëring	saprobiëring	
-	substraat			
-		bestrijdingsmiddelen		
-		waterkwantiteit	waterkwantiteitsbeheer	

De beïnvloedingsfactoren *functionele opbouw van de levensgemeenschap* (stromende wateren) en *typologisch aspect/variant-eigen karakter* (sloten en kanalen) zijn niet in de tabel opgenomen omdat deze factoren geen omgevingsfactoren, maar kenmerken van de levensgemeenschap zelf zijn. Deze factoren ontbreken in de AET-methode. Deze aspecten zijn nader uitgewerkt bij de functionele karakterisering van aquatische ecotooptypen (Van der Hoek & Verdonschot, 1994).

Met name de factor *dimensies* wordt in de STOWA-methode, meer dan in de AET-methode, als een minder veranderlijke omgevingsfactor beschouwd. Dit blijkt o.a. uit het feit dat het onderscheid tussen sloten en kanalen al bij de indeling in CUWVO-typen plaatsvindt.

Binnen de indeling van **stromende wateren** zijn alleen de beïnvloedingsfactoren *stroming* en *mineralenrijkdom (voedselrijkdom)* in de AET-methode vertegenwoordigd. Het ontbreken van de factor *organische belasting (saprobie)*, die binnen de STOWA-methode als één van de twee belangrijkste factoren wordt aangemerkt, is een belangrijk hiaat in de AET-methode.

De factor *dimensies (breedte/diepte)* speelt in de STOWA-methode bij de indeling in hoofdtypen al een rol (onderscheid boven-midden-benedenloop). De factoren *mate van permanentie* (beïnvloedingsfactor verdroging) en *zuurgraad* (beïnvloedingsfactor verzuring) zijn in de STOWA-methode niet vertegenwoordigd. Uit navraag bij de auteurs van het STOWA beoordelingssysteem voor stromende wateren bleken zowel temporaire als zure stromende wateren vertegenwoordigd in de STOWA-gegevens. Deze bleken zich echter t.b.v. de beoordeling biotisch niet te onderscheiden van permanente resp. niet-zure wateren. De factor *substraat* ontbreekt eveneens in de AET-methode. Hiervoor wordt verwezen naar Van der Hoek & Verdonschot (1994).

Binnen de indeling van **sloten** vormen de factoren *eutrofiëring (STOWA)* en *voedselrijkdom (AET)*, *verzilt/verzoeting (STOWA)* en *chloriniteit (AET)*, *verzuring/alkalisering (STOWA)* en *zuurgraad (AET)* en *waterkwantiteit (STOWA)* en *mate van permanentie (AET)* overeenkomstige factoren. De factor *waterkwantiteit* wordt in de STOWA-methode merendeels gebruikt om de effecten van aan- en afvoer van (gebiedsvreemd) water te beschrijven. Invloed op mate van permanentie vormt daarvan slechts een deelaspect. De factor *dimensies (breedte/diepte)* wordt deels bepaald door de CUWVO-indeling (sloten worden niet breder dan 10 meter verondersteld), deels door de factor *inrichting* (b.v. karakteristiek vorm slootprofiel). Ook hier ontbreekt in de AET-methode de factor *organische belasting (saprobiëring)*. Ook ontbreekt in de AET-methode de factor bestrijdingsmiddelen (toxiciteit).

Bij de indeling van **kanalen** zijn tussen beïnvloedingsfactoren en masterfactoren grotendeels dezelfde overeenkomsten en verschillen te zien als bij de indeling van sloten. De factoren *verzuring* en *verdroging (waterkwantiteitsbeheer: mate van permanentie)* spelen in dit type wateren een ondergeschikte rol.

Het rapport over meren en plassen is hier niet nader uitgewerkt.

De vergelijkbaarheid tussen ecotooptypen en beïnvloedingsreeksen is niet alleen afhankelijk van de factoren waarmee beïnvloedingen worden beschreven. Hierbij speelt ook de wijze waarop in beide methoden met de effecten van beïnvloeding wordt omgegaan een rol.

In de AET-methode zijn beïnvloedingsreeksen geformuleerd a.h.v. een lijst van waterhuishoudkundige ingrepen. Van deze ingrepen is de invloed op het stelsel van, voor alle aquatische ecotooptypen en beïnvloede vormen daarvan gelijke, masterfactoren ingeschat. Op basis van de veranderingen in de waarde(n) van de masterfactoren is vervolgens een inschatting gemaakt van de **richting** waarin het systeem zich, ook biotisch, a.g.v. van een ingreep zou kunnen ontwikkelen. Stadia van beïnvloeding worden in kwalitatieve zin geformuleerd als weinig, matig en sterk beïnvloed. Stadia zijn alleen in abiotische zin kwantitatief gekarakteriseerd. Voor de beïnvloedingsstadia zijn

nog geen aparte ecologische soortengroepen samengesteld. Wel zijn ecologische soortengroepen beschikbaar wanneer een beïnvloeding gepaard gaat met een ontwikkeling van één aquatisch ecotooptype naar een ander aquatisch ecotooptype (b.v. overgang van stromend naar stagnant door stuwing F67 - > M67).

Het laatste is een belangrijk kenmerk van de gekozen benadering:

De aquatische ecotooptypen (en nog niet volledig beschreven beïnvloedingsstadia) bevinden zich in een netwerk-structuur waarin discrete eenheden in elkaar kunnen overgaan a.g.v. veranderingen in de indelingscriteria (masterfactoren). Doordat een waterhuishoudkundige ingreep effect kan hebben op meerdere indelingscriteria tegelijk is de benadering **multifactorieel**.

Door waterhuishoudkundige ingrepen (in eerste instantie kwalitatief, later ook kwantitief) te koppelen aan de masterfactoren, die op hun beurt aan soortengroepen zijn gekoppeld, ontstaat een kader voor de ontwikkeling van ingreep-effect relaties met een voorspellende waarde. Dergelijke relaties zijn voor de praktijk van het waterbeheer (beheer van individuele wateren of watersystemen op regionaal niveau) van wezenlijk belang. Met een ingreep-effect- of dosis-effect relatie ontstaat de mogelijkheid de ontwikkeling van aquatische ecosystemen 'gedoseerd' te sturen.

Voor de beleidsontwikkeling op het terrein van het waterbeheer (beheer van wateren op het niveau van (PAWN-)districten, landelijk: het kader van dit rapport) kan de voorspellende waarde van ingreep-effect relaties mogelijkheden scheppen om de evaluatie van beleidsscenario's en het maken van beleidsmatige keuzen te vereenvoudigen.

De formulering van beïnvloedingsreeksen in de STOWA-methode is anders: In de STOWA-benadering zijn stadia van beïnvloeding per hoofdtype 'opgehangen' aan beïnvloedingsfactoren (b.v. verzuring, saprobiëring). Voor elke beïnvloedingsfactor wordt een beïnvloedingsreeks vertegenwoordigd door een continue gradiënt (beïnvloedings-as) tussen 'de ideale lijn' en 'dood water' voor een (aantal) karakteristiek(en) en (een) maatsta(f)(ven). Aan de basis van de constructie van beïnvloedings-assen ligt steeds (de positie van) een aantal TBE's. Binnen de continua zijn stadia van beïnvloeding afgegrensd in de vorm van kwaliteitsniveau's/kwaliteitsklassen met ranges in de scores op de maatstaven. Hiermee worden de continue reeksen gediscrèteerd. Iedere beïnvloedingsreeks beschrijft de verandering van één beïnvloedingsfactor. Deze benadering is per factor **monofactorieel**. De uiteindelijke beoordeling berust echter op een combinatie van beïnvloedingsfactoren. Hier is dus sprake van een **multi-monofactoriële benadering** m.a.w. de ontleding in meerdere vectoren.

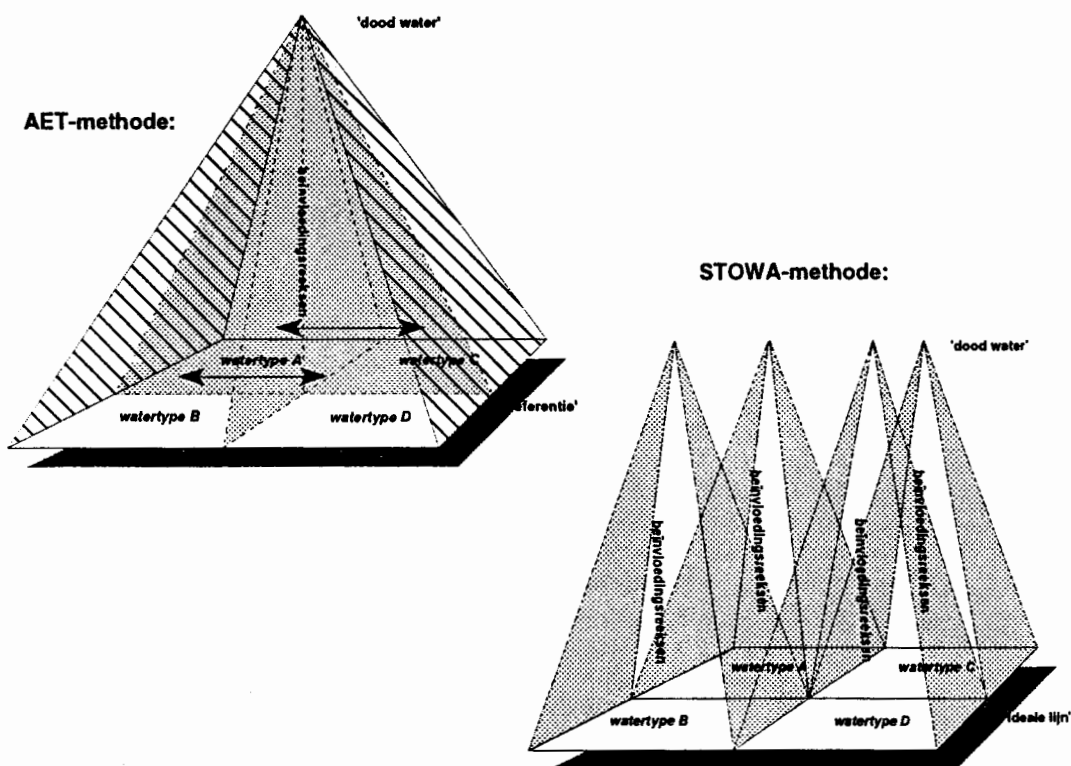
In de uitwerking staan de beïnvloedingsreeksen per hoofdtype naast elkaar (zuilvormige structuur), m.a.w. er lijkt geen uitwisseling tussen de verschillende reeksen mogelijk. Omdat de TBE's echter voor de constructie van meerdere beïnvloedings-assen zijn gebruikt, is in de onderliggende gegevens waarschijnlijk wel een netwerk-achtige structuur te herkennen. Deze structuur is echter steeds beperkt tot één hoofdtype. Wel wordt geconstateerd (b.v. bij het beoordelingssysteem voor stromende wateren) dat naarmate de invloed van beïnvloedingsfactoren sterker wordt, aquatische ecosystemen uit verschillende hoofdtypen (ook typologisch) sterk op elkaar gaan lijken (nivellering). Sterk beïnvloede storings-VTE's bleken zowel wateren te bevatten uit de heuvelland- en laaglandserie en uit boven-, midden-

en benedenlopen.

Hier staat echter tegenover dat het wél mogelijk is een door beïnvloeding stilstaande beek met het beoordelingssysteem voor sloten (b.v. zandsloten) te beoordelen. Mits daarvoor de juiste maatstaven en karakteristieken worden gemeten kan het ecologische kwaliteitsniveau van een stilstaande beek als slootecosysteem worden bepaald. De zuilvormige structuur in de beschrijving van beïnvloedingsreeksen in de STOWA-methode is niet geheel als gesloten te beschouwen. In beperkte mate is een netwerachtige benadering toepasbaar.

De systematiek t.a.v het hanteren van de mate van beïnvloeding in de STOWA-methode is ten dele vergelijkbaar met de systematiek gevolgd (en voorgestaan) in de AET-methode. De in de STOWA-methode gehanteerde kwaliteitsklassen in 3 niveau's is vergelijkbaar met de in de AET-methode gehanteerde driedeling in weinig, matig en sterk beïnvloed.

Het verschil tussen beide benaderingen is geschetst in figuur 3.3.



Figuur 3.3 Schematische weergave van het verschil in benaderingswijze tussen AET- en STOWA-methode, bij het beschrijven van aquatische ecosysteemttypen (watertypen)

De netwerk-benadering in de AET-methode is weer te geven door een pyramide-structuur (het linker deel van figuur 3.3 naar Verdonschot, 1983). Op het grondvlak bevinden zich alle 'weinig of niet beïnvloede' watertypen, de huidige ecotooptypen. Boven het grondvlak bevinden zich beïnvloede vormen, waarbij de ruimte zo is gedefinieerd dat b.v. watertype A door beïnvloeding kan overgaan in een beïnvloede vorm van watertype B, C of D. Extreme beïnvloeding leidt in alle gevallen tot 'dood water'.

In de benadering zoals gehanteerd in de STOWA-methode is eveneens sprake van pyramide-vormige structuren. Elke pyramide beperkt zich echter tot één CUWVO-type (het watertype in figuur 3.3, rechts), b.v. sloten, stromende wateren en kanalen. Het grondvlak van elk van de pyramides wordt hier gedefinieerd door de 'ideale lijn' van de voor elk CUWVO-type onderscheiden hoofdtypen of varianten. De ruimte boven het grondvlak bevat de beïnvloedingsreeksen, in elk van de 'zuilen' steeds gedefinieerd door de beïnvloedingsfactoren die zijn gebruikt aan de respectievelijke beoordelingsmethodes. Tussen de afzonderlijke 'zuilen' is geen uitwisseling mogelijk.

3.3 Vergelijking van de beoordelings- en voorspellingsstappen in beide studies

3.3.1 Toepassingen en schaalniveau

De STOWA-methode is primair bedoeld voor gebruik in de praktijk van het (integrale) waterbeheer als hulpmiddel bij het **beoordelen van wateren op lokaal en regionaal niveau** (individuele wateren of wateren in een watersysteem b.v. een stroomgebied). De ontwikkeling van een overzicht van aquatische ecosysteemttypen (het typologisch raamwerk) vormt hierbij een hulpmiddel.

Ook kan de STOWA-methode zeer goed worden ingezet om ontwikkelingen in aquatische ecosystemen te volgen in de tijd (jaarlijkse rapportage, evaluatie van maatregelen, monitoring).

De AET-methode is primair ontwikkeld als **hulpmiddel bij beleidsanalytische vraagstukken op landelijk en/of regionaal (PAWN-districten) niveau**. Het doel van de ontwikkeling van de AET-methode komt neer op het scheppen van een overzicht van alle typen wateren in Nederland en van relaties tussen typen, en zo het scheppen van een overzichtelijk kader dat op landelijk niveau kan worden gebruikt voor de voorbereiding van beleid op het gebied van waterbeheer (voorspelling).

Doel van de ontwikkeling van een bijbehorend toedelingssysteem is om bestaande wateren aan het stelsel van aquatische ecotooptypen te kunnen toedelen en zo een landelijk beeld te kunnen scheppen van de geografische verspreiding van aquatische ecotooptypen. Dat met het systeem individuele wateren worden toegedeeld en in hun ontwikkeling worden gevolgd maakt het ook bruikbaar op lokaal niveau voor meer beheersmatige doeleinden.

STOWA- en AET-methoden 'ontmoeten' elkaar, vooralsnog, ondanks dat beide vanuit heel andere invalshoeken zijn ontwikkeld, op het niveau van integraal waterbeheer in de praktijk (lokaal, regionaal). Doordat de STOWA-

methoden ook op landelijk niveau worden gebruikt (landelijke waterrapportage: Watersysteemverkenningen) is de mate van overlap groter.

3.3.2 Referentie

In de STOWA-methode geldt de 'ideale lijn', vergelijkbaar met het hoogste ecologische kwaliteitsniveau, als ecologisch optimale toestand of referentie. De 'ideale lijn' wordt uit gegevens van andere wateren behorend tot het hoofdtype geëxtrapoleerd en hoeft dus niet noodzakelijkerwijs in het gegevensbestand te zijn gedocumenteerd. De geëxtrapoleerde toestand hoeft ook niet in werkelijkheid (in Nederland) te (hebben) bestaan. In feite wordt een theoretische toestand beschreven. Wanneer men de 'ideale lijn' van alle hoofdtypen zou uitzetten tegen de mate van beïnvloeding dan zouden alle punten op één lijn terecht komen (beïnvloeding = 0).

De AET-methode is in beginsel zuiver beschrijvend. Toch werden in zoverre referenties gebruikt omdat bij de beschrijving van de ecotooptypen gebruik is gemaakt van gegevens van 'weinig of niet beïnvloede' wateren. De vraag of de wateren die voor de ecotooptypen model stonden aan die kwalificatie voldeden is beantwoord a.h.v. de beschrijvingen van monsterpunten of in overleg met auteurs van betreffende publikaties.

Bij een aantal ecotooptypen is het evident dat een beïnvloede toestand wordt beschreven (b.v. grote rivieren). Hier geldt de kwalificatie 'zo weinig mogelijk beïnvloed' of 'ecologisch zo optimaal mogelijk'.

Wanneer men de aquatische ecotooptypen zou uitzetten tegen de mate van beïnvloeding dan komen de 'punten' niet op één lijn terecht. Sommige liggen op die nullijn (geen beïnvloeding) en sommige liggen er een flink stuk boven. Deze vorm van referentie is pragmatisch, de beschreven toestanden geven aan welke toestanden van wateren binnen Nederland realistisch en haalbaar zijn.

3.3.3 Methoden van beoordeling en voorspelling

Verschillen tussen beide benaderingen zijn als volgt weer te geven:

A) t.a.v. voorspelling;

- in de STOWA-methode wordt a.h.v. biotische factoren een voorspelling t.a.v. de abiotische omgevingsfactoren gedaan;
- in de AET-methode wordt a.h.v. abiotische omgevingsfactoren een voorspelling gedaan t.a.v. biotische factoren.

B) t.a.v. beoordeling;

- in de STOWA-methode vindt a.h.v. een ordening naar beïnvloedingsfactoren een impliciete beoordeling plaats op basis van het criterium ongestoordheid.
- bij de AET-methode streeft men ernaar te komen tot een natuurwaardering op basis van expliciete criteria zoals zeldzaamheid.

De STOWA-methode maakt gebruik van een bottom-up-benadering: de toestand zegt iets over het bovenliggende proces. De AET-methode is te vergelijken met een top-down-benadering: a.h.v. de verwachte verandering van een proces kan iets worden gezegd over (verandering van) de onderliggende

toestand. Aan dit verschil ligt een verschil van doelstellingen tussen beide methoden ten grondslag (STOWA: beoordeling; AET: voorspelling).

Een probleem dat zich bij de ontwikkeling van de STOWA beoordelingsmethoden heeft gemanifesteerd is dat effecten van verschillende beïnvloedingen op hetzelfde systeem moeilijk, zometeen onmogelijk, van elkaar te onderscheiden zijn naar hun effect. Dit komt tot uiting in b.v. het bij grote mate van beïnvloeding niet meer te onderscheiden zijn van wateren behorend tot verschillende hoofdtypen (nivellering) en blijkt uit het feit dat het in diverse systemen niet mogelijk bleek een toestandsvariabele (karakteristiek, maatstaf) te vinden die het effect van een bepaalde beïnvloedingsfactor kon beschrijven.

Bij de ontwikkeling van een voorspellingssysteem gaat men er in eerste instantie vanuit dat een verandering in stuurvariabelen (ingrepen) een meetbaar effect genereert op een aantal procesvariabelen (via ingreep-effect relaties) en tevens dat effecten veroorzaakt door verschillende ingrepen optelbaar en van elkaar te onderscheiden zijn. Uit de ervaring die is opgedaan met de ontwikkeling van beoordelingsmethoden door de STOWA blijkt de realiteit anders.

Beide manieren van beschrijven van beïnvloedingen zijn te vergelijken door voor iedere ingreep (beïnvloedingsfactor) beïnvloedingsstadia (AET) uit de voorspellende benadering waarin veronderstelde effecten zijn geformuleerd, te vergelijken met werkelijk voorkomende typologische eenheden (b.v. TBE's) uit de beoordelende benadering (STOWA).

3.3.4 Opbouw en werking van het toedelings/(beoordelings)-systeem

Het toedelingssysteem bij de AET-methode bestaat uit een tweetal computerprogramma's waarmee een opname van aquatische macrofauna en macrofyten aan een aquatisch ecotooptype kan worden toegedeeld. Als invoervariabelen zijn alleen soortnamen, soortcodes (IAWM voor macrofauna, BBR voor macrofyten) en abundanties nodig. De programma's zijn in staat om meerdere opnamen achter elkaar toe te delen. De programma's werken alleen met 'echte' taxa, volgens de IAWM-lijst en het Botanisch Basis Register.

Ook bij de STOWA-methode zijn (per CUWVO-type aparte) computerprogramma's beschikbaar. De aard van de voor een beoordeling benodigde invoergegevens verschilt per beoordelingsmethode. Stromende wateren kunnen met alleen gegevens van de macrofauna worden beoordeeld. De beoordeling van sloten geschiedt a.h.v. gegevens van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en een aantal abiotische variabelen. Voor de beoordeling van meren en plassen zijn gegevens nodig van vegetatie, fytoplankton en een aantal abiotische variabelen. Kanalen kunnen a.h.v. gegevens van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën, fytoplankton en een aantal abiotische variabelen worden beoordeeld. Een voordeel is dat niet persé alle gegevens aanwezig hoeven te zijn. Wanneer b.v. gegevens van diatomeeën ontbreken kan toch een beoordeling worden uitgevoerd. Deze wordt verondersteld minder nauwkeurig te zijn dan wanneer de beoordeling wordt uitgevoerd met alle gegevens (alle karakteristieken). Voor de beoordeling moet het determinatieniveau worden gestandaardiseerd, waarbij sommige 'echte' taxa moeten worden samengevoegd tot 'taxa' op hogere determinatieniveau's.

Na standaardisatie van de gegevens van een monster kunnen scores voor de maatstaven met de computerprogramma's worden berekend.

De toedeling aan een hoofdtype en aan ecologische klassen (van tevoren vastgestelde ranges in de beïnvloedingsreeksen) geschiedt handmatig, met de keuze van een toetsingskaart. Met de toetsingskaart kunnen ecologische klassen en vervolgens ecologische kwaliteitsniveau's worden bepaald. De toedeling aan ecologische klassen en kwaliteitsniveau's vormt tegelijkertijd de beoordeling. Deze wordt in een ecologisch profiel samengevat.

In de AET-methode is de toedeling gebaseerd op het voorkomen en de abundantie (bedekkingsgraad van macrofyten) en voor macrofauna de kenmerkendheid van alle aanwezige soorten. De verzameling van soorten (de levensgemeenschap) wordt a.h.w. vergeleken met de verzamelingen van soorten in ecologische groepen en uit deze vergelijking volgt als conclusie (toedeling) met welke van de ecologische soortengroepen de levensgemeenschap in het monster het meeste overeenkomt. De intentie van een dergelijke toedeling houdt niet meer in dan het positioneren van een aquatisch ecosysteem in een stelsel van typen ecosystemen op basis van de aanwezige levensgemeenschap. Het begrip alle soorten dient nader te worden gespecificeerd. Alle in Nederland voorkomende soorten aquatische macrofyten zijn in de ecologische groepen vertegenwoordigd. Van de ± 3500 - 4000 soorten aquatische macrofauna-soorten zijn er tot nu toe ± 1200 (de meest voorkomende) in de ecologische groepen opgenomen. Van sommige taxonomische groepen (b.v. Coleoptera) zijn, in overleg met taxonomische experts, alle soorten aan de ecologische groepen toegewezen. Om het aantal opgenomen soorten te vergroten en daarmee de ecologische soortengroepen te vervolmaken zouden ook de andere taxonomische groepen in overleg met taxonomische experts moeten worden opgenomen.

Met de STOWA-methode wordt een aquatische ecosysteem beoordeeld op basis het voorkomen van en de absolute abundantie van **Indicatieve soorten** op basis van een nominale score. Alle overige soorten in de opname hebben geen invloed op de uiteindelijke beoordeling. Naast biotische factoren worden abiotische factoren als indicatieve kenmerken voor de beoordeling gebruikt. De intentie van beoordelen is enerzijds positioneren van een aquatisch ecosysteem in een (relatief kleine) groep van typen systemen (keuze van een toetsingskaart voor een hoofdtype), waarna vervolgens de aan de ecologische toestand in het systeem een waardeoordeel wordt verbonden.

4 WENSEN EN MOGELIJKHEDEN T.A.V. EEN AQUATISCH INGREEP-EFFECT MODEL

4.1 Doelstellingen van het aquatische ingreep-effect model

De hoofddoelstelling van de ontwikkeling van een aquatisch ingreep-effect model zou, analoog aan de doelstelling van DEMNAT(-2), kunnen worden geformuleerd als:

Een in beleidsanalytische studies toepasbaar instrument waarmee de effecten van waterhuishoudkundige ingrepen op aquatische ecosystemen in Nederland kan worden voorspeld en beoordeeld.

In dit Hoofdstuk wordt, met DEMNAT(-2) als voorbeeld, geïnventariseerd welke bronnen van informatie beschikbaar zijn en welke nog zullen moeten worden gegenereerd om tot de ontwikkeling van een dergelijk 'instrument' te komen.

4.2 Opbouw van het aquatische ingreep-effect model

Qua opbouw wordt voor het aquatische ingreep-effect model in beginsel dezelfde structuur nagestreefd die ook in DEMNAT(-2) bestaat:

- * een module met geschematiseerde geografisch gebonden informatie;
- * een (reken)module met ingreep-effect relaties;
- * een natuurwaarderingsmodule waarin effecten op diverse ecosysteemtypen kunnen worden opgeteld en gewaardeerd.

4.2.1 Geografische schematisatie in het aquatische ingreep-effect model

Met betrekking tot de geografisch gebonden informatie die nodig is voor de ontwikkeling van het aquatisch ingreep-effect model zijn verschillende aspecten van belang.

Allereerst is het belang dat de vorm waarin geografisch gebonden informatie beschikbaar is/kan worden gegenereerd voor alle bronnen gelijk is. Bij GIS maakt men onderscheid tussen gridcel-informatie georiënteerde en polygoon-/lijn-informatie georiënteerde systemen.

Ten tweede moet worden vastgesteld welke soorten informatie nodig zijn als basis van het ingreep-effect model.

Soorten geografisch gebonden informatie die hiervoor in aanmerking komen, zijn:

- * geografische ligging van oppervlaktewateren
 - * koppeling geografische ligging met het voorkomen van aquatische ecosystemtypen (actuele toestand) en met het voorkomen van potentiële aquatische ecosystemtypen
-

- (potentiële toestand, referentie)
- * geografische ligging/verspreiding van het voorkomen van actuele beïnvloedingen (in de vorm van al aanwezige ingrepen)
- * geografische verspreiding van soorten

Zoals binnen DEMNAT wordt het ook hier niet als onoverkomelijk bezwaar gezien wanneer van bepaalde informatie geen 100% landsdekkend overzicht voorhanden is. Geografische eenheden waarvan bestaande gegevens niet toereikend of betrouwbaar genoeg worden geacht om mee verder te rekenen moeten in principe buiten beschouwing kunnen worden gelaten. Wel dient ernaar gestreefd te worden dat een overzicht ontstaat dat 'representatief voor de aquatische ecosystemen in Nederland' kan worden beschouwd. Stelselmatig ontbreken van b.v. informatie van een bepaald type ecosysteem zou een vertekening van de werkelijkheid geven die aan de bruikbaarheid van het instrument voor m.n. natuurwaardering (op landelijk niveau) afbreuk doet.

4.2.1.1 Geografische ligging van oppervlaktewateren

Voor de ontwikkeling van het aquatische ingreep-effect model wordt ernaar gestreefd geografisch gebonden informatie in de vorm van **polygoon-/lijn-informatie** te benutten.

Het uitgangspunt hiervoor wordt gevormd door het WIS (Water Informatie Systeem; Topografische Dienst, 1993/1994), dat is opgebouwd uit polygoon-/lijn-informatie van wateren.

De geografische ligging van wateren kan worden gedocumenteerd met gegevens uit het WIS (Topografische Dienst, 1993/1994). Het WIS is een gedigitaliseerde vorm van de 5^e editie van de Waterstaatskaart 1:50.000. Dit houdt een belangrijk verschil in met de huidige geografische schematisatie binnen DEMNAT, dat op basis van gridcel-informatie is opgebouwd.

De keuze voor een polygoon-/lijn-benadering heeft gevolgen voor een aantal andere bronnen van gegevens t.b.v. het aquatische ingreep-effect model (b.v. hydrologische invoer). Deels kunnen een aantal bronnen van hydrologische aard (b.v. peilen) uit het WIS worden betrokken. Andere bronnen van hydrologische invoer (b.v. (verandering van) kwelpotentialen GK), die voor DEMNAT in de vorm van gridcel-informatie zijn benut, zullen in de vorm van polygoon-/lijn-informatie moeten worden aangeboden. Aan het WIS-bestand wordt een hydrologisch model voor de onverzadigde zone, MOZART, gekoppeld, dat hydrologische invoer kan leveren. Hoewel dit model rekent met de polygoon-/lijn-informatie uit het WIS-bestand, wordt uitvoer gegenereerd in de vorm van gridcel-informatie (500 x 500 m). Om de uitvoer van MOZART bruikbaar te maken als invoer in het ingreep-effect model is enige aanpassing nodig.

In het WIS is de ligging van oppervlaktewateren aan kaartcoördinaten gekoppeld. Wateren met een breedte > 50 meter zijn als polygoon-element (met een oppervlakte) opgenomen. Wateren smaller dan 50 meter (verreweg de meeste) zijn als lijn-element (zonder oppervlakte) opgenomen. Naast de wateren zijn afwateringselementen (stroomgebieden, poldersystemen) als polygoon opgenomen. Per afwateringselement wordt in het WIS een maat

voor de gemiddelde dichtheid van oppervlaktewater gegeven, die een maat is voor de oppervlakte-fractie van open water in het element. Hierbij is echter geen rekening gehouden met kleine sloten en greppels, zodat de oppervlaktedichtheid zoals berekend met gegevens uit het WIS veelal een te lage schatting zal opleveren. Mogelijkerwijs zal het WIS-bestand in de toekomst worden uitgebreid, waarbij ook de kleinste wateren in het bestand worden opgenomen en alle wateren van oppervlakte-informatie worden voorzien.

Een met de oppervlaktedichtheid uit het WIS vergelijkbare maat werd gebruikt bij de ontwikkeling van het LKN (Landschapsecologische Kartering Nederland) n.l. de slootdichtheid. Hierbij is wel rekening gehouden met de kleinere wateren. Waarschijnlijk biedt het LKN een meer betrouwbare bron van oppervlaktewaterdichtheden dan het WIS. De mogelijkheid van deze informatie gebruik te maken dient nader te worden onderzocht.

4.2.1.2 Koppeling geografische ligging met het voorkomen van aquatische ecosysteemttypen (actuele toestand, potentiële toestand (referentie))

Aan elk van de wateren (polygoon- en lijnelementen) die in het WIS is vermeld moet informatie worden gekoppeld omtrent de actuele toestand van het aquatisch ecosysteem. Deze informatie kan worden weergegeven in de vorm van een aquatische ecosysteemtype.

Uiteindelijk resultaat hiervan is dat bij elk als polygoon opgenomen oppervlaktewater een actueel aquatisch ecosysteemtype is vermeld. Ook aan lijn-elementen kan een aquatisch ecosysteemtype worden gekoppeld. In een afwateringselement kunnen zo meerdere aquatische ecosysteemttypen voorkomen. Vaststelling van de oppervlakten die de verschillende ecosysteemttypen innemen zal vooralsnog moeten geschieden op basis van verdeling van de aanwezige oppervlakte aan oppervlaktewater (totale oppervlakte afwateringselement x dichtheid oppervlaktewater) over de aanwezige ecosysteemttypen op basis van de lengte van de watergangen. Zo kan per afwateringselement of verzameling daarvan (PAWN-districten, landelijk) het voorkomen van ecosysteemttypen worden weergegeven. Deze schematisatie van de actuele toestand vormt het uitgangspunt voor ingreep-effect berekeningen.

Op dezelfde wijze kan de potentiële toestand van wateren worden weergegeven. Met het aangeven van de potentiële toestand wordt in het ingreep-effect model een referentiekader gevormd. De potentiële toestand kan worden weergegeven als het aquatische ecosysteemtype dat zou voorkomen wanneer geen sprake zou zijn van al aanwezige beïnvloedingen en is af te leiden uit het ecoserietype. Het potentiële aquatische ecosysteemtype geeft de in ecologisch opzicht optimale toestand weer. Een voorbeeld hiervan wordt gegeven door Verdonschot, Schot & Scheffers (1993).

Het is aan te raden bij het vaststellen van het potentiële aquatische ecosysteemtype vooral aandacht te vestigen op de minder veranderlijke omgevingsfactoren waardoor het ecoserietype (AET) of hoofdtype (STOWA) wordt bepaald (b.v. verhang, bodemtype). Voor een belangrijk deel zijn dergelijke kenmerken af te leiden uit bestaande (vaak digitale) kaartbeelden

(b.v. hoogtekarten, bodemkaarten).

Het ontwikkelen van een referentiekader in de vorm van een potentieel aquatisch ecosysteemtype is in een aantal opzichten nuttig:

- 1) de (relatieve) ecologische afstand tussen de actuele toestand en de potentiële toestand kan (per lokatie, per regio of op landelijk niveau) in beeld worden gebracht;
- 2) deze ecologische afstand geeft a.h.w. het effect weer van de beïnvloedingen die actueel op ecosystemen inwerken. Deze informatie kan worden gebruikt om ingreep-effect relaties te genereren of reeds geformuleerde ingreep-effect relaties te toetsen;
- 3) van berekende effecten van nieuwe (te introduceren) ingrepen is relatief eenvoudig te overzien of de ecologische toestand van een (grote) verzameling van ecosystemen, over het geheel genomen, in de richting van de ecologisch optimale toestand(en) verandert (ecologisch herstel) of juist van het optimum af beweegt (degradatie) door aan de potentiële toestand te refereren.

4.2.1.3 Geografische verspreiding van soorten

Om in het aquatische ingreep-effect model, op dezelfde wijze als dat in DEMNAT gebeurt, de volledigheid van ecologische soortengroepen (gekoppeld aan een bepaald ecosysteem-type) te kunnen gebruiken, is een overzicht van de geografische verspreiding van soorten nodig.

Aquatische macrofyten kunnen van geografische informatie worden voorzien m.b.v. FLORBASE. Voor aquatische macrofauna-organismen is een landsdekkend overzicht van het voorkomen van individuele soorten (vergelijk FLORBASE in DEMNAT) (nog) niet voorhanden.

Voor de ontwikkeling van een dergelijk bestand is een bundeling nodig van gegevens van regionale waterbeheerders. Een goed uitgangspunt wordt gevormd door b.v. de macrofauna-atlas van Noord-Holland (Steenbergen, 1993). Deze bevat gegevens van 1140 monsterpunten in de provincie. Niet in alle regio's zijn gegevens van aquatische macrofaunaorganismen op een dergelijke wijze gedocumenteerd. Dat wil echter niet zeggen dat er bij andere waterbeheerders geen inzicht bestaat in de geografische verspreiding van soorten (b.v. uit routinematige bemonsteringen). Ook gegevens die zijn verzameld in het kader van specifieke projecten op regionaal niveau, b.v. EKKO in Overijssel, MAATLAT in Gelderland, STOWA-bestanden, zijn bruikbaar. Voor het maken een actueel overzicht is het gewenst dat van zo actueel mogelijke gegevens gebruik wordt gemaakt.

4.2.1.4 Geografische verspreiding van actuele ingrepen

Naast een geografisch overzicht van wateren geeft het WIS een overzicht van de afwateringssituatie of watervoorzieningssituatie. Het betreft hier gegevens van lozingspunten in poldergebieden (type: sluis, stuw, duiker); stromingsrichting; capaciteit), op de hoge gronden aanwezigheid van stuwen (met peilen/stuwvlakken in zomer en winter), waterhoofdinlaatpunten, watervoorzieningsleidingen en doorvoer kunstwerken met hun capaciteit.

Zulke gegevens geven een beeld van de waterhuishoudkundige ingrepen die worden toegepast. Zo wordt tevens aangegeven door welke ingrepen de actuele toestand van wateren wordt beïnvloed en waarom de actuele toestand afwijkt van de referentie.

Vergelijking van actuele toestand en potentiële toestand en kennis van de ingreep/ingrepen die aan het verschil in toestand ten grondslag liggen vormt belangrijke informatie op basis waarvan ingreep-effect relaties kunnen worden geformuleerd.

Tevens biedt een overzicht van actuele ingrepen ideeën omtrent de wijze waarop de ecologische toestand van wateren kan worden verbeterd. Deze informatie is potentieel waardevol voor het opstellen van scenario's.

4.2.2 Ingereep-effect-procedures in het aquatische ingreep-effect model

Als ingrepen worden in het aquatische ingreep-effect model een reeks van waterhuishoudkundige maatregelen voorgesteld:

- doorspoelen met brak van uitslagwater;
- normalisatie/stuwing;
- verwijding/verdieping natte doorsnede (ook: verondiepen waterbodem);
- peilverlaging/peilverhoging;
- grondwateronttrekking;
- aan-/doorvoer gebiedsvreemd water;
- schoning (frequentie);
- baggeren;
- lozingen van nutriëntenrijk water (RWZI's e.d.);
- herstel morfologie.

Deze ingrepen zullen in het ingreep-effect model moeten worden vertaald in 'doses'. Als 'doses' wordt voor het aquatische ingreep-effect model uitgegaan van:

- | | |
|---|--|
| 1. saliniteitsverandering:
(b.v. ΔCL) | a.g.v. wel of niet doorspoelen met of lozen van brak uitslagwater |
| 2. wijziging stromingsregime:
(b.v. ΔSTR) | a.g.v. aanvoer gebiedsvreemd water
a.g.v. kanalisatie/stuwing, peilhandhaving/peilopzet in het zomerhalfjaar
a.g.v. vergroting natte doorsnede
a.g.v. 'verbeterde' afwatering/ontwatering |
| 3. wijziging kwelintensiteit:
(b.v. ΔGK) | a.g.v. grondwateronttrekking
a.g.v. andere ingrepen in de regionale waterhuishouding |
| 4. wijziging organische stofbelasting:
(b.v. ΔOS) | a.g.v. lozingen RWZI's e.d.
a.g.v. overgang stromend -> (semi) stagnant water |
| 5. wijziging beschikbaarheid nutriënten:
(b.v. ΔNU) | a.g.v. lozingen RWZI's e.d.
a.g.v. afstroming uit bemest gebied |

6. verandering zuurgraad: (b.v. ΔPH)	a.g.v. lozingen RWZI's e.d. a.g.v. aanvoer gebiedsvreemd water a.g.v. vermindering kwelintensiteit
7. verandering hardheid: (b.v. ΔHD)	a.g.v. lozingen a.g.v. aanvoer gebiedsvreemd water a.g.v. vermindering kwelintensiteit
8. wijziging macro-ionen samenstelling (m.n. Ca-gehalte): (b.v. ΔIO)	a.g.v. lozingen a.g.v. aanvoer gebiedsvreemd water a.g.v. vermindering kwelintensiteit
9. input toxische stoffen: (b.v. ΔTOX)	a.g.v. atmosferische depositie a.g.v. diffuse- en puntlozingen (b.v. bestrijdingsmiddelen uit landbouwgebied)
10. wijziging dimensies/frequentie en duur van droogvalling: (b.v. ΔBR , ΔDP , ΔPER)	a.g.v. kanalisatie/stuwing, peilhandhaving/peilopzet in het zomerhalfjaar a.g.v. vergroting natte doorsnede a.g.v. 'verbeterde' afwatering/ontwatering a.g.v. 'herstel' morfologie a.g.v. waterconservering in grondwatercompartiment (afvoervertraging, buffering) a.g.v. schoning, baggeren

In het traject van ingreep naar biotisch effect zitten 2 vertaalslagen:

- 1) allereerst moet een **Ingreep** (b.v. een bepaalde (gemiddelde) waterpeilverlaging) worden **vertaald in een effect op de abiotische condities** (de **dosis**: b.v. verandering van de gemiddelde stroomsnelheid (STR) en gemiddelde duur van droogvallen (PER)). Hiervoor zijn indelingscriteria zoals gebruikt in de AET-methode bruikbaar. Daarnaast zijn veranderingen in kwelintensiteit, organische stofbelasting, hardheid, macro-ionensamenstelling en toxische belasting als doses voorgesteld. Van elke ingreep moet worden ingeschat welke factoren worden beïnvloed en in welke mate. Voor een groot aantal ingrepen is in de AET-methode een dergelijke inschatting reeds geschied (per aquatisch ecotooptype per ingreep). Gemaakte inschattingen zullen moeten worden getoetst a.h.v. veldgegevens.
- 2) **vertaling van de 'doses' naar een effect op de volledigheid van ecologische soortengroepen**. In DEMNAT(-2) wordt hiervoor gebruik gemaakt van groepen indicatorsoorten (b.v. soorten van natte, nat-vochtige en vochtige omstandigheden). Hiervan wordt de aanwezigheid (volledigheid) getoetst onder verschillende omstandigheden en als gevolg van een dosis op betreffende standplaatsfactor wordt met een dosis-effect functie de aanwezigheid (volledigheid) aangepast. In het aquatische ingreep-effect model kan ook gebruik worden gemaakt van indicatorsoorten voor het ontwikkelen van ingreep-effect relaties. Zowel in de STOWA-methode als in de AET-methode (Van der Hoek & Verdonschot, 1994) zijn aan soorten indicaties toegekend.

Door het voorkomen van groepen indicatorsoorten onder verschillende abiotische condities te inventariseren kunnen relaties worden ontwikkeld die de basis vormen voor ingreep-effect functies. Een mogelijk belangrijke bron van gegevens wordt gevormd door de Macrofauna-atlas van Noord-Holland (Steenbergen, 1993), waarin voor iedere soort de verspreiding over een aantal klassen in de waarde van een uitgebreide reeks van milieufactoren (o.a. ortho- en totaal-fosfaat, nitraat, ammonium, zuurgraad, zuurstof, chloride, breedte, diepte, mate van isolatie, bodemsoort, stroming) is weergegeven.

In DEMNAT(-2) is de keuze van de ingreep-effect functie afhankelijk van de uitgangssituatie (het actuele ecosysteemtype). Het ligt voor de hand ook binnen het aquatische ingreep-effect model naar een dergelijke differentiatie te streven.

4.2.3 Natuurwaardering in het aquatische ingreep-effect model

Een kader voor natuurwaardering wordt gevormd door een geografisch overzicht van het voorkomen van actuele en potentiële aquatische ecotooptypen en beïnvloedingstypen.

Hierbij geeft de indicatie van het potentiële ecosysteemtype de meest kenmerkende situatie (referentie) weer.

Voor de natuurwaarderingsprocedures in het aquatische ingreep-effect model kunnen globaal dezelfde principes worden gehanteerd als in DEMNAT(-2).

Binnen DEMNAT(-2) worden bij de natuurwaardering verschillende criteria gebruikt. Deze zijn weergegeven in Figuur 4.1:

Criterium	Resultaat
Per ecotoopgroep:	potentiële natuurwaarde ecotoopgroep
1 nationale zeldzaamheid	
2 internationale floristische zeldzaamheid	
Per ecotoopgroep en gridcel:	actuele natuurwaarde ecotoopgroep
3 volledigheid	
4 omvang	
Per gridcel:	actuele natuurwaarde gridcel
5 diversiteit aanecotoopgroepen	

Figuur 4.1 Overzicht van de verschillende onderdelen van de natuurwaarderingsmethode binnen DEMNAT(-2) (Witte & Van der Meijden, 1992)

Doordat het aquatische ingreep-effect model niet geheel dezelfde opbouw zal kennen als DEMNAT(-2) zijn enige aanpassingen in de natuurwaarderingsprocedures gewenst.

Tot de criteria die bij natuurwaardering in het ingreep-effect model bruikbaar zijn, behoren:

Per ecosysteemtype: ('absolute' waardering)
nationale zeldzaamheid ecosysteemtype
internationale zeldzaamheid ecosysteemtype
volledigheid ecosysteemtype
soortenrijkdom/diversiteit ecosysteemtype
omvang ecosysteemtype
kenmerkendheid ecosysteemtype

Per WIS-eenheid:
diversiteit aan ecosysteemtypen.

5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de bruikbaarheid van AET- en STOWA-methoden bij de ontwikkeling van het aquatisch ingreep-effect model aangegeven. Uit zowel AET- en STOWA-methoden is informatie te halen die voor het te ontwikkelen ingreep-effect model bruikbaar is.

Allereerst moeten de onderdelen van het model worden geëxpliciteerd waarvoor beide methoden bruikbare informatie zouden kunnen aanleveren. Deze onderdelen zijn:

- 1) beschrijving van aquatische ecosysteemttypen en beïnvloedingsstadia;
- 2) geografische verspreiding van aquatische ecosysteemttypen en beïnvloedingsstadia;
- 3) globale (kwalitatieve, later kwantificeerbare) beschrijving van ingreep-effect relaties (zie Hoofdstuk 4);
- 4) kader voor natuurwaardering (zie Hoofdstuk 4).

Geen van beide methoden is in staat voor alle onderdelen van het model 'kant en klare' informatie te leveren. In beide methoden moeten aanpassingen worden gepleegd om voor het model gebruiksklare informatie te genereren. In beide methoden zijn elementen (ook: gehanteerde principes) te vinden die meer en minder geschikt zijn voor gebruik binnen het model. Beide methoden vertonen op een aantal punten ook grote overeenkomsten.

De meeste verschillen komen voort uit verschillen in doelstelling (VOORSPELLING < - > BEOORDELING). Voor een landelijke voorspelling is het efficiënter te werken met discrete typologische eenheden (AET-methode), waaraan een oppervlakte en een natuurwaarde kan worden toegekend. Voor waterkwaliteitsbeoordeling is het efficiënter te werken met continue maatlaten (STOWA-methode), waarop nauwkeuriger kan worden afgelezen wat de actuele situatie is en in hoeverre die situatie ten opzichte van een vorige meting is verbeterd dan wel verslechterd. Beide methoden behoeven dan ook niet volledig te worden geïntegreerd en afgestemd. Het is wél gewenst dat de uitkomsten van de verschillende methoden in de toekomst onderling vertaalbaar worden. Hierbij kan gedacht worden aan een vertaling tussen ecoserietypen en de CUWVO- en STOWA-indeling in hoofdtypen alsook aan een verband tussen ecotooptypen en de beïnvloedingsreeksen binnen de STOWA-methode mogelijk met behulp van de VTE's/TBE's. Door bij toekomstige ontwikkelingen en aanpassingen uit te gaan van dezelfde gegevensbestanden zal de onderlinge vertaalbaarheid worden vergroot.

5.2 Beschrijving van ecosysteemttypen en beïnvloedingsstadia

De AET-methode geeft op twee niveau's een beschrijving van een landsdekkende reeks van watertypen (zie Hoofdstuk 3):

- indeling in ecoserietypen (Runhaar & Klijn, 1993) op basis van minder veranderlijke (conditionerende) omgevingsfactoren;

- indeling in aquatische ecotooptypen (Verdonschot et al., 1992) op basis van meerveranderlijke (operationele) omgevingsfactoren (masterfactoren) en ecologische soortengroepen.

Beide indelingen in discrete eenheden zijn relatief eenvoudig en vormen een uitgangspunt voor de beschrijving van de potentiële (ecoserietypen) en actuele toestand (ecotooptypen) van aquatische ecosystemen in het ingreep-effect model.

Beide indelingen berusten voor een deel op theoretische gronden (classificatie, typificatie) en zijn nooit getoetst. Daarom is de vergelijking met de indeling in aquatische ecosysteemtypen uit de STOWA-methode, die berust op ordening van veldgegevens, nuttig. In deze indeling zijn eveneens twee niveau's te onderscheiden n.l. indeling in hoofdtypen (vergelijkbaar met ecoserietypen) en in beïnvloedingsreeksen (vergelijkbaar met ecotooptypen).

5.2.1 Beschrijving van de potentiële toestand van aquatische ecosystemen: overeenkomsten en verschillen tussen ecoserietypen (AET) en hoofdtypen (STOWA)

Een vergelijking tussen ecoserietypen en hoofdtypen is reeds uitgevoerd door Runhaar & Klijn (1993). Deze is weergegeven in Tabel 3.1. Deels moet deze vergelijking nog worden aangevuld. Zo zijn de hoofdtypen uit de ecologische beoordelingsmethode voor kanalen (STOWA, 1994a/b) nog niet vergeleken met de ecoserie-indeling. Dit geldt ook voor hoofdtypen uit de ecologische beoordelingsmethode voor zand-, grind- en kleigaten, die nog in ontwikkeling is. Omdat de gezamenlijke STOWA hoofdtypen niet alle typen wateren in Nederland overspannen, zullen er een aantal ecoserietypen overblijven, zoals kleine geïsoleerde wateren. Hiervoor is aanvullend onderzoek nodig.

Het is voor de toekomst gewenst dat beide indelingen uitgaan van onderling vertaalbare indelingscriteria en getalsmatige 'grenzen'. Bij de indeling in stromende wateren is voor de indeling in ecoserietypen al uitgegaan van de grenzen die voortkwamen uit de STOWA-indeling. In de indeling in hoofdtypen (per CUWVO-watertype) zijn echter soms ook meer veranderlijke factoren gebruikt, factoren die in de AET-methode op het niveau van aquatische ecotooptypen (vergelijkbaar met beïnvloedingsreeksen STOWA) staan. Zulke verschillen verdienen in de toekomst de nodige aandacht.

De ecoserietypen zijn geschikt om de potentiële toestanden van aquatische ecosystemen in Nederland te beschrijven. Het ecoserietype kan worden gebruikt om van een bepaald watersysteem weer te geven wat de meest kenmerkende ranges van de minder veranderlijke omgevingsfactoren zijn. Door koppeling van het ecoserietype aan een meest kenmerkend aquatisch ecotooptype kan tevens een beeld worden verkregen van de meest kenmerkende ranges van de meer veranderlijke omgevingsfactoren (masterfactoren) en van de meest kenmerkende ecologische soortengroep.

5.2.2 Beschrijving van de actuele toestand van aquatische ecosystemen: overeenkomsten en verschillen tussen ecotooptypen (AET) en beïnvloedingsreeksen (STOWA)

De bestaande indeling in aquatische ecotooptypen beslaat alle typen (binnen)wateren die relatief weinig of niet worden beïnvloed door menselijke activiteiten m.u.v. (voormalige) getijdewateren (IJsselmeer echter wel). Aquatische ecosysteemtypen die onderhevig zijn aan een sterkere mate van beïnvloeding zijn echter nog niet (geheel) uitgewerkt. Omdat de meeste wateren in de praktijk in meer of mindere mate als beïnvloed moeten worden beschouwd is het met de bestaande indeling in aquatische ecotooptypen niet goed mogelijk alle wateren aan een ecotooptype toe te delen. Hiervoor zal het netwerk van aquatische ecotooptypen met typen van beïnvloede wateren moeten worden uitgebreid. Beïnvloede watertypen moeten op dezelfde wijze worden beschreven als de aquatische ecotooptypen (ranges van abiotische indelingscriteria gekoppeld aan een ecologische soortengroep). Als leidraad voor het hanteren van de factor beïnvloeding wordt uitgegaan van een reeks van waterhuishoudkundige ingrepen (zie 4.2.2). Bij de mate van beïnvloeding kan in eerste instantie worden uitgegaan van een globale kwalificatie in termen van weinig beïnvloed (huidige stelsel van aquatische ecotooptypen ?), matig beïnvloed en sterk beïnvloed zoals die in de AET-methode bij de uitwerking van beïnvloedingen, tot nu toe, is gehanteerd. T.a.v. enkele ingrepen kan worden volstaan met een kwalificatie wel/niet beïnvloed (b.v. normalisatie, stuwning). Ook zouden ecosystemen die blootstaan aan (in de praktijk van het waterbeheer relevante) combinaties van ingrepen als beïnvloed(e) ecotooptype(n) kunnen worden beschreven.

Zo gegenereerde eenheden moeten aan het huidige stelsel van aquatische ecotooptypen worden toegevoegd als herkenbaar beïnvloede ecotooptypen. De bovenstaande werkwijze leidt tot een groot aantal ecotooptypen. Dit is ongewenst en op een aantal punten ook ecologische weinig relevant. Daarom is het gebruik van de beïnvloedingsreeksen zoals die bij de diverse ecologische beoordelingsmethoden van de STOWA zijn geformuleerd, nodig. Bij het gebruik van de in de STOWA-methode gehanteerde typologische beïnvloedingseenheden (TBE's en evt. VTE's) neemt ook de onderlinge vertaalbaarheid sterk toe.

Een dergelijke toepassing leidt tot een vergelijkbaar gebruik van indelingscriteria, beïnvloedingsfactoren en ingrepen, soorten(groepen), en getalswaarden (ranges) van al deze parameters.

In Tabel 3.2 is een vergelijking tussen de indelingscriteria in AET- en STOWA-methode (masterfactoren < - > beïnvloedingsfactoren) gegeven. Voor een aantal factoren blijken duidelijke verschillen, met name t.a.v. saprobiëring (organische belasting), bestrijdingsmiddelen (toxische belasting) en mate van permanentie (verdroging).

Deze verschillen in indelingscriteria verdienen bij toekomstige ontwikkelingen de nodige aandacht. Ook de getalswaarden en ranges van abiotische indelingscriteria moeten nader onder de loep worden genomen. Hierbij kan blijken dat sommige ecotooptypen moeten worden samengevoegd omdat de onderscheiding van meerdere typen niet door biotische verschillen wordt ondersteund, of moeten worden gesplitst. Ook de toedelingsprocedures

verdienen nog aandacht.

Uiteindelijk ontstaat dan een compleet stelsel van (biotisch relevante) aquatische ecotooptypen (inclusief de beïnvloedingstypen), elk gekarakteriseerd door ranges van abiotische indelingscriteria en een ecologische soortengroep. Deze aangevulde indeling in aquatische ecotooptypen is in het ingreep-effect model bruikbaar.

Bij het gebruik van de VTE's/TBE's kan ook blijken dat huidige ecologische soortengroepen nog niet volledig zijn. De toedeling van soorten(groepen) aan ecologische groepen staat open voor aanvullingen en verbetering. Het is de vraag of het opnemen van alle soorten (waarvan vele vrijwel nooit worden gevonden) een meerwaarde oplevert. De voorkeur voor het eventueel vervolmaken van de toedeling gaat uit naar het selectief opnemen van groepen op basis van het 'gangbare' determinatieniveau.

5.3 Geografische verspreiding van ecosysteemtypen en beïnvloedingsstadia

Een belangrijk onderdeel van het ingreep-effect model is het geografisch kunnen lokaliseren van ecosysteemtypen. Een overzicht van de geografische verspreiding van ecosysteemtypen vormt een uitgangspunt voor het doen van voorspellingen op regionaal of landelijk niveau, en is van belang in natuurwaarderingprocedures. Hierbij wordt een regionaal schaalniveau nagestreeft. Het is nog een vraag hoe deze geografische invulling, al dan niet met behulp van de regionale waterbeheerders, vorm te geven. Mogelijk bieden de resultaten van het project "Consensusmodel definitiestudie" van de STOWA (gereed eind 1995) en de ontwikkeling van de STOWA ECOP-atlas (gereed half 1995) verdere aanknopingspunten. Verder kan gedacht worden aan het gebruik van de bestaande STOWA-gegevens en/of meer recente opnamen verzameld door waterbeheerders en andere instellingen.

Voor de nadere invulling is naast een indicatie van het **actuele aquatische ecotooptype** (inclusief beïnvloedingstype), een indicatie van het **potentiële ecosysteemtype (ecoseriotype)** van de wateren nodig. Om de actuele toestand, ook op het niveau van soorten, vergelijkbaar te maken met de potentiële toestand is het nodig om aan ieder ecoseriotype de 'meest kenmerkende' aquatisch ecotooptypen te koppelen.

Uitgangspunt voor het koppelen van wateren aan actuele en potentiële ecosysteemtypen wordt gevormd door het WIS. Aan elk van de als polygoon- of lijnelement weergegeven wateren in het WIS dient een actueel aquatisch ecotooptype (of beïnvloedingstype) en een ecoseriotype te worden gekoppeld.

5.4 Optimalisatie en toedeling

Tot op heden is het aquatisch ecotopensysteem niet getoetst. De interne consistentie (de consistentie van de soortengroepen) van het systeem zou kunnen worden vergroot door gebruik te maken van de TBE's uit de STOWA-methode. Overlappende typen dienen dezelfde soortenlijsten te bevatten. Maar hierbij kan ook worden gedacht aan het gebruik maken van consultatie door deskundigen per diergroep. Dit vergroot de nauwkeurigheid

van toedeling. Ook kan de soortenlijst nog sterk worden uitgebreid en kunnen de soortengroepen nog worden aangevuld.

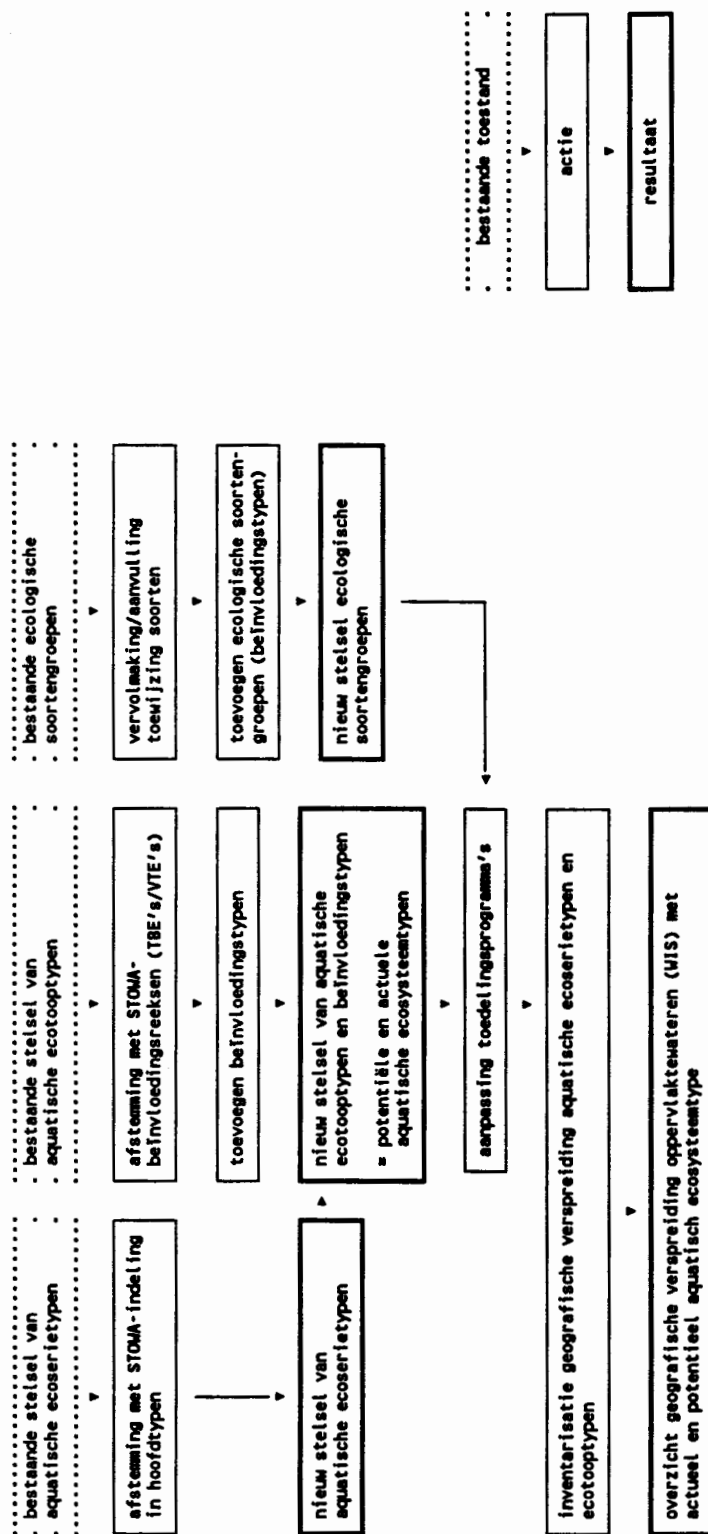
Ook de externe consistentie moet nog worden getoetst. Mogelijkheden voor toetsing worden geboden bij gebruik van het STOWA-gegevens bestand of meer recent verzamelde bestanden.

De bestaande toedelingsprogramma's AQUATYP en FAUNATYP dienen nog nader te worden bekeken op mogelijke toepassingen.

5.5 Eindconclusies

Uit het voorgaande kunnen de volgende conclusies worden geformuleerd:

- Tussen AET- en STOWA-methode bestaan geen conceptuele verschillen, beide methoden vertonen op een aantal punten grote overeenkomsten.
- De verschillen tussen beide methoden vloeien grotendeels voort uit verschillende doelstellingen en toepassingen (beoordeling - voorspelling).
- Een integratie of afstemming van beide methoden is om deze reden niet mogelijk en niet gewenst.
- Een zekere mate van onderlinge vertaalbaarheid van de resultaten van beide methoden is voor de toekomst wel gewenst.
- Onderdelen uit de AET-methode zowel als uit de STOWA-methode zijn bruikbaar voor de ontwikkeling van een landelijk aquatische ingreep-effect model.
- Bruikbare onderdelen lenen zich met name voor de verdere ontwikkeling van een ecologisch (biotisch) onderbouwd stelsel van aquatische ecosysteemtypen en beïnvloedingstypen.
- Om daarbij zo goed mogelijk van de in beide methoden gegenereerde kennis gebruik te kunnen maken is gelijktijdig gebruik van beide methoden gewenst.
- Het gebruik richt zich op 2 niveau's in de beschrijving van aquatische ecosysteemtypen namelijk ecoserietypen (AET) - hoofdtypen (STOWA) en ecotooptypen (AET) - beïnvloedingsreeksen (TBE's: STOWA).
- Uit bovenstaande conclusies is een overzicht samengesteld in Figuur 5.1 ten behoeve van het aanleveren van bruikbare informatie voor de ontwikkeling van een aquatisch ingreep-effect model.
- Het ontwikkelde aquatisch ecotopensysteem (inclusief beïnvloedingsstadia) dient op interne en externe consistentie te worden getoetst.
- Voor toepassing in een landelijk ingreep-effect model is het nodig dat een overzicht van de geografische verspreiding van aquatische ecosysteemtypen wordt opgesteld.
- Om effecten in het ingreep-effect model aan te kunnen geven als veranderingen van de volledigheid van ecologische soortengroepen, is een overzicht van de geografische verspreiding van soorten gewenst.
- Bij de modelontwikkeling dient afstemming met het in ontwikkeling zijnde model MOVEAQUA van het RIVM plaats te vinden.



Figuur 5.1 De ontwikkeling van een landelijk aquatisch ingreep-effect model op basis van de analyse in dit rapport

LITERATUUR

- Arnold, G.E. & W.E. van Vuuren, 1988. Evaluation and improvement of hydrological concepts used in PAWN. *Agricultural Water Management* 14: 219-230. Amsterdam.
- Braak, C.J.F., ter, 1987. CANOCO - A FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). ITI-TNO, Wageningen.
- Brink, F.W.B. van den, 1990a. Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters; deel 1. Publikatie no. 25-1990. Vakgroep Aquatische Ecologie en Biogeologie, KU, Nijmegen.
- Brink, F.W.B. van den, 1990b. Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters; deel 2: bijlagen. Vakgroep Aquatische Ecologie en Biogeologie, KU, Nijmegen.
- CUWVO, 1988. Ecologische normdoelstellingen voor nederlandse oppervlaktewateren.
- Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren Werkgroep V-1, 's-Gravenhage.
- Gardeniers, J.J.P., 1976. Problematiek en waarde van de biologische waterbeoordeling van de waterkwaliteit. In: *Practische aspecten van hydrobiologie*. Landbouwhogeschool, Vakgroep Waterzuivering, Wageningen. pp 104-117.
- Gardeniers, J.J.P. & H.H. Tolkamp, 1976. Hydrobiologische waardering van beken. In: Th. J. van Nes (red.), *Modelonderzoek 1971-1974 ten behoeve van de waterhuishouding van Gelderland*, deel 2: grondslagen. Commissie Bestuuring Waterhuishouding Gelderland, Arnhem. pp 106-114.
- Gardeniers, J.J.P. & E.H.T.M. Peeters, 1990. Ecologische beoordelingsmethoden: de bruikbaarheid van het Gezondheidsraadadvies voor de Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater. In Murk et al., 1990 (red.). *Strategiën voor ecologisch waterbeheer, het spel en de knikkers*. SDU, 's-Gravenhage.
- Groen, C.L.G., M. Gorree, R. van der Meijden, R. Huele & M van 't Zelfde, 1992. FLORBASE; een bestand van de Nederlandse flora, periode 1975-1990. CML-rapport 91, ISBN 90-6960-037-4. RIVM, Bilthoven.
- Hoek, W.F. van der & P.F.M. Verdonschot, 1994. Functionele karakterisering van aquatische ecotooptypen. IBN-rapport 072, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Leersum/Wageningen.
- Klijn, F., 1988a. Milieubeheergebieden, A: Indeling van Nederland in ecoregio's en ecodistricten. CML-mededelingen 37. CML, Leiden
- Klijn, F., 1988b. Ecoseries - aanzet tot een standplaatstypologie. CML-mededelingen 45. CML, Leiden.
- Klijn, F., A. ter Harmsel & C.L.G. Groen, 1992. Ecoseries 2.0 - naar een ecoserie-classificatie ten behoeve van het ecohydrologische voorspellingsmodel DEMNAT-2. CML-rapport 85; ISBN 90-6960-036-6. RIVM, Bilthoven.
- Kroes, H.W., 1987. Van biologische waterbeoordeling naar ecologische normdoelstelling: de verbinding tussen wetenschap en beleid. In: Verdonschot, P.F.M. (ed.), *Biologische waterbeoordeling: instrument voor waterbeheer?*
-

- Werkgroep Biologische Waterbeoordeling, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- Lange, W.J. de, 1991. A groundwater model of The Netherlands. RIZA nota 90.066. Rijkswaterstaat, Lelystad.
- Linden, M. van der, J. Runhaar & M. van 't Zelfde, 1992. Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op vegetaties van natte en vochtige standplaatsen. Onderzoek effecten grondwaterwinning 7. CML-rapport nr. 86, Centrum voor Milieukunde Rijksuniversiteit Leiden, Leiden.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1981. Indicatief Meerjaren Programma Water 1980-1984. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1986. Indicatief Meerjaren Programma Water 1985-1989. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Moller-Pillot, H.K.M., 1971. Faunistische beoordeling van de verontreiniging in laaglandbeken. Pillot Standaardboekhandel, Tilburg. 286pp.
- Pastors, M.J.H., 1992. Landelijk Grondwater Model; conceptuele modelbeschrijving. RIVM-rapport 714305004; ISBN 90-6960-026-9. RIVM, Bilthoven.
- Runhaar, J., 1989a. Toetsing ecotopensysteem I: Hoofdrapport. CML-mededelingen 48a. CML, Leiden.
- Runhaar, J., 1989b. Toetsing ecotopensysteem, rapportage van het veldwerk. CML- mededelingen 48b. CML, Leiden.
- Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers, 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13 (11/12): 276-359.
- Runhaar, J. & F. Klijn, 1993. Aanzet tot een aquatische ecoserie-indeling. CML report 98. Centrum voor Milieukunde Rijksuniversiteit Leiden.
- Smissaert, H.R., 1959. Limburgse beken. *RIVON Mededeling* no. 52, *Natuurhistorisch Maandblad* 48: 7-18, 35-47, 70-78.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf, 1981. *Biometry*. 2nd edition, Freeman, San Francisco, 877 pp.
- Steenbergen, H.A., 1993. Macrofauna-atlas van Noord-Holland: verspreidingskaarten en responsies op milieufactoren van ongewervelde waterdieren. Provincie Noord-Holland, Dienst Ruimte en Groen. (Basisinformatie; 7). ISBN 90-72624-41-6. 651p.
- Stevens, R.A.M., J. Runhaar, H.A. Udo de Haes & C.L.G. Groen, 1987a. Het CML-ecotooptypensysteem, een landelijke ecosystemtypologie toegespitst op de vegetatie. *Landschap* 4 (2): 135-150.
- Stevens, R.A.M., J. Runhaar, H.A. Udo de Haes & C.L.G. Groen, 1987b. Het CML-ecotooptypensysteem: Uitwerking voor noord-, west- en zuidwest Nederland. CML-mededelingen 34. CML, Leiden
- STOWA, 1992a. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor stromende wateren op basis van macrofauna. Rapport 92-07, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA, 1992b. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor stromende wateren. Rapport 92-08, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA, 1993a. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor sloten op basis van macrofyten, macrofauna en epifytische diatomeeën. Rapport 93-14, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

- STOWA, 1993b. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor sloten. Rapport 93-15, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA, 1993c. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor meren en plassen op basis van vegetatie en fytoplankton. Rapport 93-16, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA, 1993d. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor meren en plassen. Rapport 93-17, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA, 1994a. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor kanalen op basis van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton. Rapport 94-1, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- STOWA, 1994b. Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Wetenschappelijke verantwoording van het beoordelingssysteem voor kanalen. Rapport 94-2, Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.
- Topografische Dienst, 1993/1994. WIS - Water Informatie Systeem. Topografische Dienst, Emmen
- Verdonschot, P.F.M., 1983. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. *H₂O* (16), 25: 574-579.
- Verdonschot, P.F.M., 1990a. Ecological characterization of surface waters in the province of Overijssel (The Netherlands). Diss. LU Wageningen, Casparie, Almere.
- Verdonschot, P.F.M., 1990b. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Het netwerk van cenotypen als instrument voor ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren. Provincie Overijssel, Zwolle, RIN, Leersum.
- Verdonschot, P.F.M., J. Runhaar, W.F. van der Hoek, C.F.M. de Bok & B.P.M. Specken, 1992. Aanzet tot een ecologische indeling van oppervlaktewateren in Nederland. RIN-rapport 92/1/CML report 78, Rijksinstituut voor natuurbeheer/Centrum voor Milieukunde Leiden, Leersum/Leiden.
- Verdonschot, P.F.M., J.A. Schot & M.R. Scheffers, 1993. Potentiële ecologische ontwikkelingen in het aquatisch deel van het Dinkelsysteem; onderdeel van het NBP-project Ecologisch onderzoek Dinkelsysteem. IBN-rapport 004, ISSN: 0928-6888. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen.
- Whittaker, R.H., 1976. Gradient analysis of vegetation. *Biological Reviews* 49: 207-264.
- Witte, J.P.M., C.L.G. Groen & J.G. Nienhuis, 1992. Het ecohydrologisch voorspellingsmodel DEMNAT-2; conceptuele modelbeschrijving. Onderzoek effecten grondwaterwinning 1. RIVM-rapport nr. 714305007, Landbouwniversiteit Wageningen, Centrum voor Milieukunde Rijksuniversiteit Leiden, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven.
- Witte, J.Ph.M., 1990. DEMNAT: Aanzet tot een landelijk ecohydrologisch voorspellingsmodel. Nota nr. 90.057, Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren/RIZA, Arnhem.
- Witte, J.P.M. & R. van der Meijden, 1992. Verspreiding en natuurwaarden van ecotoopgroepen in Nederland. ISBN 90-6960-040-4. RIVM, Bilthoven.
-

BIJLAGEN

Bijlage 1. Globale beschrijving van een ingreep-effect model (DEMNET(-2))

1.1 Inleiding: Algemene opzet van het model DEMNET(-2)

Het doel van de ontwikkeling van dosis-effect modellen wordt in de modelbeschrijving van DEMNET-2 (Witte, Groen & Nienhuis, 1992) als volgt geformuleerd:

Een in beleidsanalytische studies toepasbaar instrument waarmee de effecten van waterhuishoudkundige ingrepen op terrestrische ecosystemen in Nederland kan worden voorspeld en beoordeeld.

In de gebruikte doelstelling wordt met 'voorspellen' bedoeld; het uitdrukken van veronderstelde effecten van ingrepen op de natuur in een objectieve maatstaf.

Met 'beoordelen' wordt aan veranderingen in de toestand van de natuur een (subjectieve) waardering gekoppeld. De beoordelingsstap is nodig om veranderingen in verschillende typen ecosystemen met elkaar te kunnen vergelijken en te kunnen combineren tot een inzichtelijk resultaat. Hiermee kunnen tot op landelijk niveau verschillende opties (scenario's van waterhuishoudkundige ingrepen) worden afgewogen.

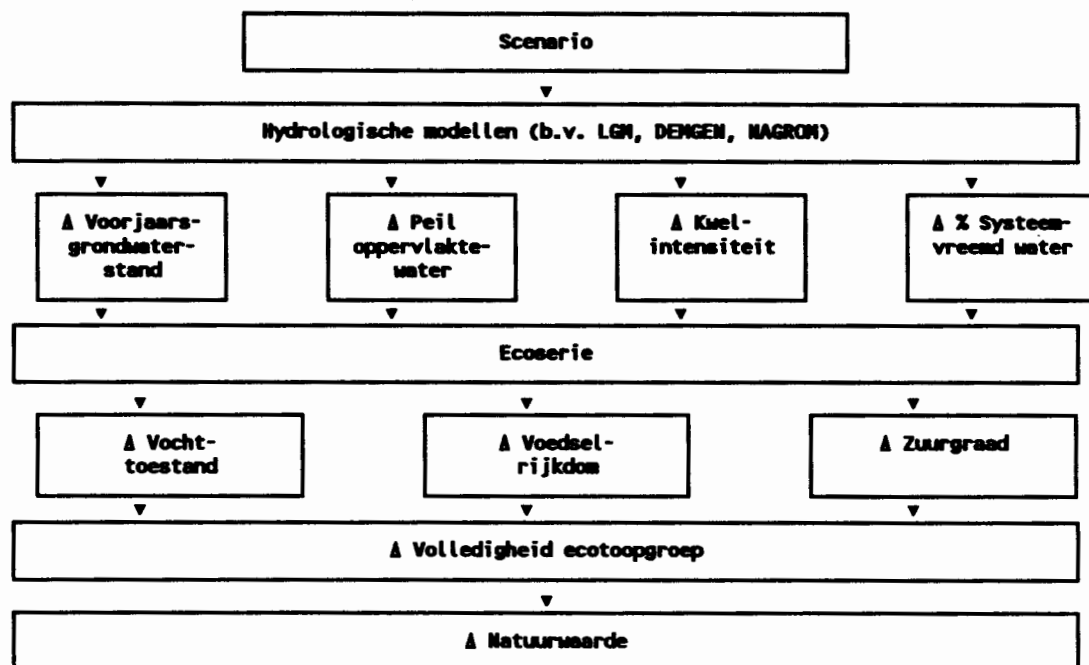
Voor definities van termen en begrippen die bij de beschrijving van DEMNET worden gebruikt wordt verwezen naar Bijlage 4.

Van het terrestrische model DEMNET (Witte, 1990) is inmiddels een tweede versie DEMNET-2 (Witte, Groen & Nienhuis, 1992) verschenen, die t.o.v. van de eerste versie nauwkeuriger en vollediger is (NB: DEMNET = Dosis Effect Model NATuur Terrestrisch).

DEMNET(-2) is een ecohydrologisch voorspellingsmodel dat landsdekkende informatie bevat over het voorkomen van ecosystemen. Op regionale schaal (op niveau van PAWN-districten en sub-districten) kunnen voorspellingen worden gedaan omtrent de effecten van waterhuishoudkundige ingrepen op terrestrische grondwaterafhankelijke ecosystemen. Waterhuishoudkundige ingrepen worden in het systeem via een hydrologische vertaalslag (o.a. DEMGEN, MOZART) vertaald in een effect op/verandering van de voor de soortensamenstelling van de vegetatie bepalende abiotische standplaatsfactoren. Als **conditionerende hydrologische factoren** gelden de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), het gemiddeld oppervlaktewaterpeil (van kleine wateren) (GWP), de kwelintensiteit (K) en het percentage systeemvreemd water (GSW). Veranderingen in deze factoren worden vertaald in veranderingen in de **standplaatsfactoren** vochttoestand, zuurgraad en waterkwaliteit in termen van saliniteit en voedselrijkdom.

De grootte van de verandering in de conditionerende hydrologische factoren wordt **dosis** genoemd. Op grond van relaties tussen standplaatsfactoren en soortensamenstelling (ingreep-effect relaties) wordt vervolgens voor alle factoren berekend wat het effect van de ingreep op de volledigheid van het ecosystemetype is. De verandering in volledigheid worden afgeleid uit de verwachte veranderingen in de vegetatiesamenstelling. Veranderingen in de volledigheid van verschillende ecosystemetypen worden vertaald in een verandering van de natuurwaarde. In figuur 1 is een procesdiagram van de

werking van DEMNAT opgenomen.



Figuur 1. Processchema van de werking van DEMNAT (uit: Witte, Groen & Nienhuis, 1992)
(NB: met Δ is een verandering van desbetreffende parameter weergegeven)

DEMNET(-2) is opgebouwd uit 3 modules:

- 1) GIS-module: Geografische schematisatie van Nederland;
- 2) Rekenmodule: dosis-effect functies
- 3) Natuurwaarderingmodule

De inhoud van de modules zal in het navolgende beknopt worden besproken.

1.2 Geografische schematisatie in DEMNAT(-2)

De GIS-module van DEMNAT-2 bestaat uit een 1x1 km gridcellenbestand (DEMNET-1 5x5 km gridcellen) waaraan verschillende soorten van informatie zijn toegekend:

A) Hydrologische informatie:

Basis voor de voorspelling vormt de voorspelling van hydrologische veranderingen in termen van **veranderingen** in de gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG), het gemiddeld oppervlaktewaterpeil van kleine wateren (GWP), de kwelintensiteit (K) en het percentage systeemvreemd water (GSW).

Als invoer-genererende modellen worden verschillende modellen gebruikt:

- **LGM (Landelijk Grondwater Model: Pastoors, 1992)**; voor berekening van verandering in de gemiddelde freatische voorjaarsgrondwaterstand (GVG) en de verandering van het gemiddelde oppervlaktewaterpeil (GWP) per kilometercel uitsgesplitst naar grondwaterklasse (afhankelijk grondwatertrap); berekening van de absolute grootte en de verandering in kwelintensiteit (resp. GK en GK) per kilometercel.
- **DEMGEN (DEMAND GENERATOR: Arnold & Van Vuuren, 1988)**; berekening van verandering in het percentage systeemvreemd water (SW).
- Desgewenst kan ook **NAGROM (Nationaal Grondwater Model; De Lange, 1991)** worden gebruikt om invoergegevens te genereren (door koppeling aan DEMGEN).

De door de hydrologische modellen berekende veranderingen gelden als invoervariabelen ('doses') in DEMNAT, waarmee binnen DEMNAT zelf verder wordt gerekend.

B) Eco(hydro)logische informatie:

Dit betreft:

Informatie omtrent het voorkomen en de volledigheid van 15 ecosysteemtypen, de z.g. ecotoopgroepen (Witte & Van der Meijden, 1992). Hiervoor is gebruik gemaakt van;

- * de indeling in (terrestrische) ecotooptypen en ecoseries van het CML (o.a. Stevers et al., 1987; Runhaar et al., 1987; Klijn, 1988); de indeling in ecotooptypen is daarbij gegeneraliseerd door ecotooptypen die alleen verschillen in vegetatiestructuur samen te voegen tot 'ecotoopgroepen';
- * het bestand FLORBASE-0 (Groen et al. 1992), waarin opnamegegevens van wilde vaatplanten uit de periode 1975-1990 zijn verzameld;
- * gegevens van de bodemkaart van Nederland 1:50.000 (digitaal) omtrent bodemtype en grondwatertrap.

Het voorkomen en de volledigheid van ecotoopgroepen wordt afgeleid uit het voorkomen van soorten kenmerkend voor de ecotoopgroepen.

Het voorkomen van ecotoopgroepen wordt in 1x1 km gridcellen behandeld als presentie (0 of 1). De volledigheid van de ecotoopgroep wordt uitgedrukt als zeer goed, goed of matig. Volledigheid wordt bepaald a.h.v. een scoreberekening (S) waarin iedere soort een bijdrage levert en bepaling van een aantal klassegrenzen (KG) van volledigheidsklassen (Witte & Van der Meijden, 1992). Omdat de basis van het systeem (FLORBASE) informatie per soort bevat bestaat geen duidelijkheid over het daadwerkelijk samen voorkomen van soorten uit een ecotoopgroep in een kilometercel.

Verschillen in de kwaliteit van de inventarisaties die de basis van FLORBASE vormen zijn, waar mogelijk, teniet gedaan met de z.g. hiaatopvullingsmethode (Witte & Van der Meijden, 1992). Deze kwaliteitsverschillen worden m.n. veroorzaakt door verschillen in de opname-intensiteit tussen regio's. Met name het voorkomen van vaak zeer algemene soorten is met de hiaatopvullingsmethode bijgewerkt. Cellen waarvan, na hiaatopvulling, nog steeds te weinig gegevens bekend zijn om in verdere stappen betrouwbaar mee te kunnen rekenen, kunnen in de verdere procedure buiten beschouwing worden gelaten. Uiteindelijk resulteert uit deze bewerkingen voor iedere ecotoopgroep een grid-bestand met volledighedsfracties (V).

Uit de bodemkaart van Nederland 1:50.000 is het voorkomen van ecoseries afgeleid, eenheden die homogeen zijn t.a.v. hydrologie en morfologie, die één of meer ecotooptypen kunnen omvatten. Een ecoserie bestaat in DEMNAT-2 uit een combinatie van een ecologische bodemeenheid (ECOSERIE-BODEM; Klijn et al., 1992) en een grondwaterklasse (ECOSERIE-GWT; Klijn et al., 1992). Ecoseries zijn aan kilometercellen toegekend zonder specificatie van de exacte ligging (dus als oppervlaktefractie). De kleinst nog te onderscheiden oppervlakte-eenheid (resolutie) van het systeem is 0,25 ha.

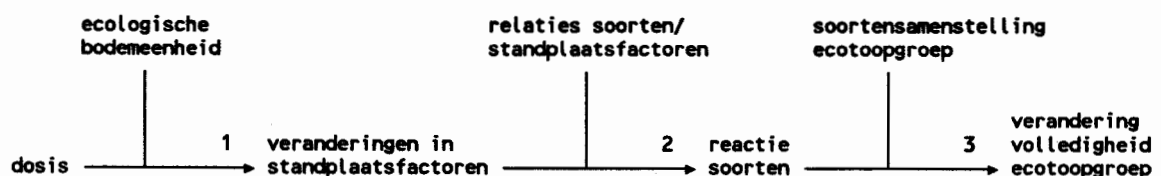
Op basis van de gegevens over het voorkomen van ecotoopgroepen en ecoseries (ecologische bodemtypen (ECOSERIE-BODEM) en grondwaterklassen (ECOSERIE-GWT)) worden z.g. **ecoplots** geconstrueerd. Een ecoplot is ruimtelijke eenheid die wordt gekenmerkt door een bepaalde bodemopbouw (af te leiden uit het ECOSERIE-BODEM-type), een bepaalde grondwaterstand/trap (af te leiden uit het ECOSERIE-GWT-type) en een bepaalde vegetatie (af te leiden uit de volledigheid van een ecotoopgroep). De ecoplots vormen de rekeneenheden waarmee in de rekenmodule verder wordt gewerkt. Voor iedere ecoplot wordt de volledighedsfractie (V) van een ecotoopgroep in een kilometercel bepaald.

Op deze waarden worden a.h.v. doses verschillende dosis-effect functies losgelaten. Dit gebeurt in de rekenmodule.

1.3 Dosis-effect-procedures in DEMNAT(-2)

Invoergegevens vanuit diverse hydrologische modellen leveren voor iedere kilometercel voor elk van de gekozen parameters (GVG, GWP, GK, GK en SW) een dosis. Het effect van elk van deze doses op de volledigheid van elke ecotoopgroep wordt voor iedere kilometercel berekend via een dosis-effect functie. Het effect van een bepaalde dosis wordt niet als homogeen beschouwd over het gehele oppervlak van een kilometercel maar is afhankelijk van het bodemtype en grondwaterstandsklasse (type standplaats), de ecoplot. Voor ieder type ecoplot worden aparte functies gebruikt. Elke dosis-effect functie geeft voor iedere ecologische bodemeenheid aan hoe een bepaalde ecotoopgroep reageert op elk van de vier hydrologische doses. Het effect wordt weergegeven als een verandering van de volledigheid V van de betreffende ecotoopgroep (Van der Linden et al., 1992).

Allereerst moet de 'hydrologische dosis' (op ecoserie-niveau) worden vertaald in veranderingen (doses) in één of meer standplaatsfactoren vochttoestand, zuurgraad en voedselrijkdom (op ecotoopniveau) om daarna te kunnen worden vertaald in een verandering van de volledigheid van een ecotoopgroep (zie Figuur 2).



Figuur 2. Stappen in de berekening van de dosis-effect functies (uit: Van der Linden et al., 1992)

Dosis-effect functies zijn berekend met het computerprogramma GEVOEL (Van der Linden et al., 1992). Hierbij zijn alle soorten uit de ecotoopgroepen per standplaatsfactor verdeeld in een aantal klassen op basis van het voorkomen en de gevoeligheid van de soort onder verschillende waarden van de betreffende standplaatsfactor. Op basis van de vochttoestand zijn soorten bijvoorbeeld verdeeld in (Runhaar et al., 1987):

- soorten van natte standplaatsen
- soorten van natte tot vochtige standplaatsen
- soorten van vochtige standplaatsen
- soorten van vochtige tot droge standplaatsen
- soorten van droge standplaatsen
- soorten indifferent t.a.v. de vochttoestand

Afhankelijk van het voorkomen van soorten uit de verschillende groepen zijn per functionele bodemgroep (een aggregatie van vergelijkbare ecologische bodemeenheden) profielen bepaald die de afname van de abundantie van vertegenwoordigers van de groepen bij verandering van de betreffende standplaatsfactor (in dit geval de vochttoestand) aangeven.

Nadat voor alle relevante standplaatsfactoren afzonderlijk de verwachte afname in abundantie van groepen soorten is berekend, worden binnen het programma GEVOEL de verschillende deeleffecten (t.g.v. grondwaterstands-daling worden b.v. onderscheiden veranderingen door toename van aeratie (afname vochtvoorziening, toename voedselrijkdom en toename zuurgraad) gecombineerd tot een totaal-effect.

De dosis-effect functies worden gebruikt voor het beschrijven van degradatie-processen maar ook voor herstel van vegetaties. In het laatste geval wordt gebruik gemaakt van een z.g. hysteresis-factor.

Voor elk van de doses wordt een verandering van de volledigheid van een ecotoopgroep berekend. De resterende volledighedsfractie na een combinatie van doses wordt berekend door vermenigvuldiging van de restfracties na toepassing van de verschillende doses afzonderlijk.

1.4 Natuurwaardering binnen DEMNAT(-2)

De natuurwaarde van een ecotoopgroep wordt berekend uit de volledigheid, de oppervlakte van de ecoplot(s) waarop de ecotoopgroep voorkomt en de potentiële natuurwaarde van de ecotoopgroep volgens de formule:

$$\text{Natuurwaarde(ecotoopgroep)} = \frac{\text{Volledigheid} \times \text{Gewichtsfactor(oppervlakte)}}{\text{Potentiële natuurwaarde(ecotoopgroep)}}$$

Daarbij is de gewichtsfactor voor de oppervlakte evenredig met de wortel uit de oppervlakte in hectares van de betreffende ecotoopgroep. De potentiële natuurwaarde van de ecotoopgroep is afgeleid nationale zeldzaamheid van een ecotoopgroep en de internationale zeldzaamheid van soorten die kenmerkend zijn voor de ecotoopgroep.

De natuurwaarde van een kilometerhok wordt berekend door sommatie van de natuurwaarden van de daar voorkomende ecotoopgroepen.

Bijlage 2. Beschrijving Indeling in aquatische ecotooptypen (AET-methode: Verdonschot et al., 1992)

A. Analyse van het algemene kader:

A. 1: Beschrijving van het achterliggend conceptueel denkkader en uitgangspunten:

De ontwikkeling van het stelsel van aquatische ecotooptypen is uitgevoerd in opdracht van het Directoraat Generaal Milieubeheer (DGM) van het ministerie van VROM en van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA).

Voor DGM vond deze ontwikkeling plaats in het kader van PEIS-deelproject (PEIS = Project Ecologische Inpasbaarheid van Stoffen) "Ecosysteemrendement van stoffenmaatregelen/ Herstelmogelijkheden van chemisch belaste ecosystemen". Dit (deel)project had tot doel het aangeven van de effecten van het verminderen van de belasting van bepaalde stofgroepen in het milieu. Inzicht in het gedrag van stoffen in **verschillende aquatische ecosysteemtypen** moet in de toekomst leiden tot een beter gefundeerd en gedifferentieerd normeringsbeleid t.a.v. milieuvreemde stoffen. De ontwikkeling van aquatische ecotooptypen vormt hierin een basisstap waarin het aquatische ecosysteem wordt geïdentificeerd. De aquatische ecotooptypen staan model voor de verschillende typen van aquatische ecosystemen.

Voor RIZA vormt de ontwikkeling van het stelsel van aquatische ecotooptypen de basis voor nog te ontwikkelen modelsystemen om de effecten van waterhuishoudkundige maatregelen te kunnen aangeven. Hierin vormen de aquatische ecotooptypen de identificatie van 'minst gestoorde' varianten (referenties) van in Nederland voorkomende aquatische ecosysteemtypen. In het rapport (Verdonschot et al., 1992) wordt een eerste voorzichtige aanzet gemaakt naar de identificatie van z.g. beïnvloedingsreeksen. Een beïnvloedingsreeks bestaat uit een aantal in toenemende mate 'gestoorde' varianten van een aquatisch ecotooptype. Ze vormen een leidraad voor de **ontwikkelingsprocessen** (degradatie of herstel) die zich a.g.v. waterhuishoudkundige maatregelen in aquatische ecosystemen kunnen voordoen. Beïnvloedingsreeksen zijn niet in dezelfde mate uitgewerkt als de referenties (de aquatische ecotooptypen).

A. 2: Identificatie en expliciteren van doelstellingen:

Doel van de ontwikkeling van het aquatische ecotooptypen systeem is de ontwikkeling van een **landelijke indeling van oppervlaktewateren** als hulpmiddel bij het beantwoorden van beleidsanalytische vragen op landelijk of op regionaal niveau. Voor de ontwikkeling van een landelijke indeling van oppervlaktewateren is het voorkomen van aquatische ecotooptypen in Nederland geïnventariseerd. De voorkomende typen zijn ecologisch gekarakteriseerd. De methode is puur beschrijvend. Er is geen sprake van beoordeling, noch van een voorspelling.

Bij de indeling van wateren is een systeem ontwikkeld waarmee de toestand in wateren op basis van een macrofaunamonster en/of een macrofytenopname kan worden vergeleken met de door de ecotooptypen beschreven toestanden (toedeling aan een ecotooptype). Ten behoeve van het beheer is aange-

geven welke de belangrijkste masterfactor(en) is/zijn voor de typen en waarmee in het beheer sturing kan worden uitgeoefend.

De ontwikkeling van het aquatische ecotooptypen systeem vond in het verlengde plaats van de ontwikkeling van het terrestrische ecotooptypen systeem door het CML (Stevens et al, 1987a/b; Runhaar, 1989a/b). Ook dit systeem is ontwikkeld t.b.v. het verkrijgen van een landelijk overzicht van het voorkomen van terrestrische ecosysteemtypen.

Bij de ontwikkeling van het systeem van aquatische ecotooptypen zijn de volgende stelregels gehanteerd:

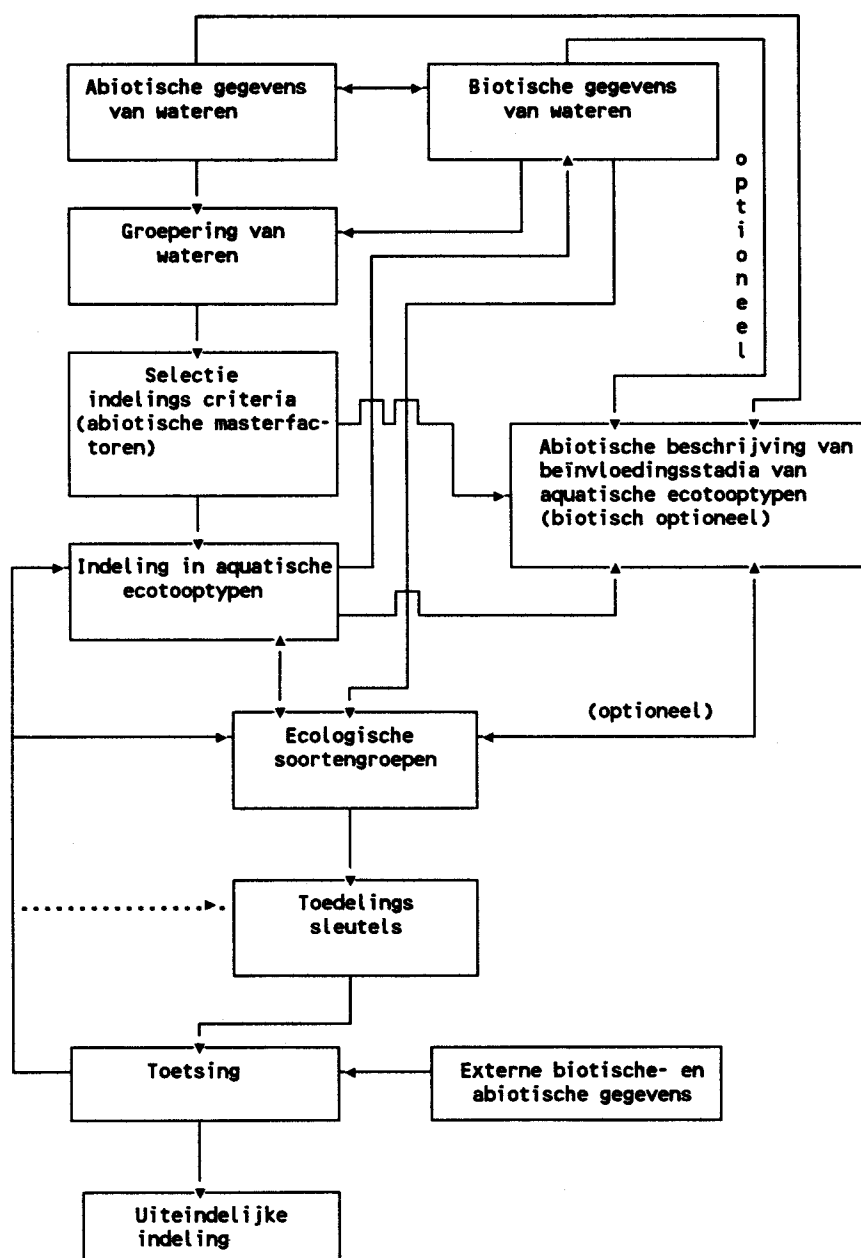
- het is van belang kwalitatieve (en waar mogelijk ook kwantitatieve) relaties te leggen tussen verschillende in Nederland toegepaste (combinaties van) beheersmaatregelen en de genoemde masterfactoren;
- alle nederlandse binnenwateren m.u.v. (voormalige) getijdewateren worden in de aquatische ecosysteemindeling betrokken;
- de eigenlijke karakterisering van wateren komt tot stand na inventarisatie van aanwezige levensgemeenschappen (aquatische macrofyten en macrofauna).

A. 3: Vaststellen van een trefwoorden/begrippenlijst als handvat bij nadere analyse.

Voor de definitie van bij de AET-methode gehanteerde termen en begrippen wordt verwezen naar Bijlage 4.

B. Analyse van de wijze van beschrijven van het aquatisch systeem:

Figuur 1 geeft een overzicht van de informatiestromen die bij de ontwikkeling van het stelsel van aquatische ecotooptypen hebben plaatsgevonden:



Figuur 1. Schematische weergave van de werkwijze gevolgd bij de ontwikkeling van de indeling in aquatische ecotooptypen. Gesloten pijlen geven informatiestromen weer. De gestippelde lijn betreft technische aanpassing (Verdonschot et al., 1992)

B. 1: Gehanteerde indelingscriteria:

Bij de indeling in aquatische ecotooptypen zijn vooraf de ecologisch belangrijkste, uit ervaring bekende (voor de biota onderscheidende) abiotische factoren geselecteerd. Deze factoren zijn masterfactoren genoemd. Tot de masterfactoren zijn gerekend:

saliniteit (chloriniteit, uitgedrukt als mg Cl⁻/l);
 stroming (stroomsnelheid, uitgedrukt in m/s);
 permanentie (uitgedrukt in weken droogvalling/jaar);
 dimensies (breedte (m) en diepte (cm));
 zuurgraad (pH);
 voedselrijkdom (trofie, uitgedrukt in een combinatie van gehalten van PO₄-P, P_{tot} en N_{tot} (in mg/l).

De waarden van de masterfactoren zijn als indelingskenmerken gebruikt. In de waarde van de indelingskenmerken zijn, eveneens op basis van deskundigenoordeel, ranges aangegeven, waarin verschillen in watertypen (in biotische zin) tot uiting komen b.v. op basis van de factor stroming: snelstromende wateren (heuvellandbeken; gem. stroomsnelheid > 0,8 m/s),

Tabel 1. Indelingskenmerken, kenmerkklassen en hun codering, zoals gehanteerd bij de AET-methode (Verdonschot et al., 1992)

N.B. 1: Punten in de codering geven de positie van de betreffende code in de codering van het aquatisch ecotooptype weer.

N.B. 2: Voor de ranges van de masterfactoren behorend bij elk van de kenmerkklassen wordt verwezen naar Verdonschot et al., 1992.

indelingskenmerk				
k e n m e r k k l a s s e	chloriniteit (codering)	stroming (codering)	permanentie en dimensies (codering)	zuurgraad en voedselrijkdom (codering)
	zoet (....)	snelstromend (.Q..)	bron, droogvallend (..1.) bron, permanent (..2.) klein, droogvallend (..3.)	voedselarm zeer zuur (...1)
	licht-brak (l...)		klein, diep (permanent) (..4.) groot, diep (permanent) (..5.)	voedselarm matig zuur (...2)
	matig-brak (m...)	(langzaam) stromend (.F..)	klein, ondiep (permanent) (..6.) middelgroot, ondiep (permanent) (..7.)	voedselarm niet zuur (...3)
	brak (b...)		groot, ondiep (permanent) (..8.) grootte en diepte niet van belang (niet zoet) (..0.)	matig voedselrijk niet zuur (...7)
	(zout) (z...)	stagnant (.M..)		voedselrijk niet zuur (...8)

langzaam stromende wateren (laaglandbeken; gem. stroomsnelheid 0,1-1,0 m/s) en stilstaande wateren (sloten, kanalen, meren, plassen; gem. stroomsnelheid < 0,2 m/s.). Voor ieder indelingskenmerk ontstaan zo een aantal kenmerkklassen. Om scherpe klassegrenzen te vermijden zijn de gekozen ranges vaak overlappend om daarmee een meer typologisch karakter te verkrijgen. In een classificatie sluiten de kenmerkklassen doorgaans aan elkaar aan (zonder overlapping). Omdat verschillende indelingskenmerken een zekere afhankelijkheid van elkaar vertonen zijn sommige kenmerken samengevoegd. Het oorspronkelijke stelsel van 6 indelingskenmerken is zo gereduceerd tot 4. Hieruit resulteert de indeling in kenmerkklassen in tabel 1.

Combinatie van de kenmerkklassen van verschillende indelingskenmerken levert de abiotische basis voor een 'type'. Niet alle combinaties van kenmerkklassen zijn relevant (b.v. brakke stromende wateren komen niet voor). Uit alle voorkomende combinaties zijn 41 'realistische' combinaties geselecteerd. Deze zijn verder verwerkt.

B. 2: Definitie van typologie/type:

Ecosystemen worden beschouwd als in essentie continue systemen. Bij het beschrijven van typen ecosystemen kan men onderscheid maken tussen classificatie en typologie. In een classificatie worden grenzen in het continuüm getrokken waardoor de typen worden gekarakteriseerd. Een typologische benadering gaat uit van typen die worden gekarakteriseerd door gemiddelde, meest typische, waarden van ecosysteemkenmerken, met daaromheen een zekere spreiding (range). Ranges van verschillende typen kunnen elkaar daarbij overlappen. De ecotooptypen-benadering van het CML, die bij de ontwikkeling van het stelsel van aquatische ecotooptypen als uitgangspunt diende, is een classificerende. Door het laten overlappen van de klassegrenzen van indelingskenmerken is naar een meer typologisch concept gezocht. De indeling in aquatische ecotooptypen houdt het midden tussen een classificatie en een typologie. De 41 relevant geachte combinaties van abiotische randvoorwaarden vormen de basis voor de aquatische ecotooptypen. Tabel 2 geeft een overzicht van de codering en een omschrijving van de aquatische ecotooptypen.

Een aquatisch ecotoop(type) is gedefinieerd als een ruimtelijke eenheid die binnen zekere grenzen homogeen is ten aanzien van de voornaamste hydromorfologische en fysisch-chemische omgevingsfactoren die voor de biota van belang zijn. Iedere combinatie van abiotische randvoorwaarden is op basis van literatuurgegevens en/of met advies van één of meer deskundige(n) van een z.g. **ecologische soortengroep** voorzien. Een ecologische soortengroep is een verzameling van soorten die onder de gegeven abiotische ranges, de kenmerkklassen, kan voorkomen. Omdat het hier een landelijke indeling van wateren betreft zijn regionale varianten van hetzelfde type samengevoegd.

Tabel 2. Overzicht van aquatische ecotooptypen en hun codering (Verdonschot et al., 1992)

CODE	HOOFD-GROEP	OMSCHRIJVING AQUATISCH ECOTOOPTYPE	VOORBEELD
Q23	BRO	zoete, snelstromende, voedselarme, niet zure bron	acrocrene/rheocrene bron
Q62	HLB	zoet, snelstromend, klein, ondiep, voedselarm, matig zuur water	bovenloop heuvellandbeek
Q63	HLB	zoet, snelstromend, klein, ondiep, voedselarm, niet zuur water	bovenloop heuvellandbeek
Q77	HLB	zoet, snelstromend, middelgroot, ondiep, matig voedselrijk, niet zuur water	midden/benedenloop heuvellandbeek
Q88	RIV	zoet, snelstromend, groot, ondiep, voedselrijk, niet zuur water	grote rivier
F12	BRO	zoete, droogvallende, voedselarme, zure bron	helocrene bron
F17	BRO	zoete, droogvallende, matig voedselrijke, niet zure bron	helocrene bron
F22	BRO	zoete, permanente, voedselarme, zure bron	limnocrene/helocrene bron
F27	BRO	zoete, permanente, matig voedselrijke, niet zure bron	limnocrene/helocrene bron
F32	LBT	zoet, stromend, klein, droogvallend, voedselarm, zuur water	bovenloop laaglandbeek
F37	LBT	zoet, stromend, klein, droogvallend, matig voedselrijk, niet zuur water	bovenloop laaglandbeek
F38	LBT	zoet, stromend, klein, droogvallend, voedselrijk, niet zuur water	bovenloop laaglandbeek
F62	LPK	zoet, stromend, klein, ondiep, voedselarm, zuur water	bovenloop laaglandbeek
F67	LPK	zoet, stromend, klein, ondiep, matig voedselrijk, niet zuur water	bovenloop laaglandbeek
F68	LPK	zoet, stromend, klein, ondiep, voedselrijk, niet zuur water	bovenloop laaglandbeek
F77	LPG	zoet, stromend, middelgroot, ondiep, matig voedselrijk, niet zuur water	middenloop laaglandbeek
F78	LPG	zoet, stromend, middelgroot, ondiep, voedselrijk, niet zuur water	middenloop laaglandbeek
F88	LPG	zoet, stromend, groot, ondiep, voedselrijk, niet zuur water	benedenloop laaglandbeek, kleine rivier
M32	STT	zoet, stagnant, klein, droogvallend, voedselarm, zuur water	poelen, vennetjes, niet permanente sloten
M33	STT	zoet, stagnant, klein, droogvallend, voedselarm, niet zuur water	poelen, vennetjes, niet permanente sloten
M37	STT	zoet, stagnant, klein, droogvallend, matig voedselrijk, niet zuur water	poelen, vennetjes, niet permanente sloten
M38	STT	zoet, stagnant, klein, droogvallend, voedselrijk, niet zuur water	poelen, vennetjes, niet permanente sloten
M47	SPK	zoet, stagnant, klein, diep, matig voedselrijk, niet zuur water	wielen, kolken
M48	SPK	zoet, stagnant, klein, diep, voedselrijk, niet zuur water	wielen, kolken

vervolg tabel 2

M57	SPG	zoet, stagnant, middelgroot, diep, matig voedselrijk, niet zuur water	zand-/grind-/kleiputten, grote kanalen
CODE	HOOFD-GROEP	OMSCHRIJVING AQUATISCH ECOTOOPTYPE	VOORBEELD
M58	SPG	zoet, stagnant, middelgroot, diep, voedselrijk, niet zuur water	zand-/grind-/kleiputten, grote kanalen
M61	SPK	zoet, stagnant, klein, ondiep, voedselarm, zeer zuur water	poelen, vennen, sloten
M62	SPK	zoet, stagnant, klein, ondiep, voedselarm, zuur water	poelen, vennen, sloten
M63	SPK	zoet, stagnant, klein, ondiep, voedselarm, niet zuur water	poelen, vennen, sloten
M67	SPK	zoet, stagnant, klein, ondiep, matig voedselrijk, niet zuur water	poelen, vennen, sloten
M68	SPK	zoet, stagnant, klein, ondiep, voedselrijk, niet zuur water	poelen, vennen, sloten
M73	SPG	zoet, stagnant, middelgroot, ondiep, voedselarm, niet zuur water	petgaten
M77	SPG	zoet, stagnant, middelgroot, ondiep, matig voedselrijk, niet zuur water	petgaten, plassen, brede sloten (smalle kanalen)
M78	SPG	zoet, stagnant, middelgroot, ondiep, voedselrijk, niet zuur water	petgaten, plassen, brede sloten (smalle kanalen)
M87	SPG	zoet, stagnant, groot, ondiep, matig voedselrijk, niet zuur water	grote plassen, ondiepe meren, kanalen
M88	SPG	zoet, stagnant, groot, ondiep, voedselrijk, niet zuur water	grote plassen, ondiepe meren, kanalen
IM68	BRA	licht brak, stagnant, klein, ondiep, voedselrijk, niet zuur water	poelen, sloten en meertjes weinig o.i.v. brak (grond)water
IM78	BRA	licht brak, stagnant, middelgroot, ondiep, voedselrijk, niet zuur water	kanalen en vaarten weinig o.i.v. brak (grond)water
IM08	BRA	licht brak, stagnant, voedselrijk, niet zuur water (dimensie niet van belang)	wateren weinig o.i.v. brak (grond)water
mM08	BRA	matig brak, stagnant, voedselrijk, niet zuur water (dimensie niet van belang)	wateren matig o.i.v. brak (grond)water
bM08	BRA	sterk brak, stagnant, voedselrijk, niet zuur water (dimensie niet van belang)	wateren sterk o.i.v. brak (grond)water

Bij het gebruik van literatuurgegevens zijn, voor zover mogelijk, alleen gegevens benut van relatief weinig 'gestoorde' wateren. Soorten uit een water of cluster van wateren zijn aan de ecologische soortengroep van een aquatische ecotooptype toegevoegd indien de abiotische randvoorwaarden in het betreffende water of cluster overeenkwam met de randvoorwaarden (kenmerkclassen) van het ecotooptype.

Door deskundigen zijn taxonomische groepen (b.v. Coleoptera, macrofyten) per soort aan het stelsel van ecologische soortengroepen toegewezen.

De toewijzing van macrofauna en macrofyten is niet identiek. Macrofyten zijn toegewezen op basis van presentie (0 of 1). De abundantie van een soort geldt daarbij als maat voor de kenmerkendheid. Hierbij wordt een monstergrootte

van 1 m² gehanteerd.

Tabel 3. Codering gebruikt bij de toewijzing van macrofauna-soorten aan ecologische soortengroepen (uit: Verdonchot et al., 1992)

KENMERKENDHEID	TYPE-ABUNDANTIE		
	weinig abundant (1-10 exemplaren)	abundant (10-100 exemplaren)	zeer abundant (> 100 exemplaren)
niet karakteristiek (indifferent)	1	2	3
karakteristiek (differentiërend)	4	5	6
zeer karakteristiek (kenmerkend)	7	8	9

De verdeling van een soort over de ecologische soortengroepen is zo opgebouwd dat een zo breed mogelijke afspiegeling van het voorkomen van een soort in het veld wordt verkregen. Dit verhoogt eveneens het typologisch karakter van de indeling.

De aquatische ecotootypen zijn op basis van overeenkomsten in de belangrijkste masterfactoren in z.g. 'hoofdgroepen' gegroepeerd, t.w.:

- * bronnen (BRO);
- * heuvellandbeken (HLB);
- * grote rivieren (RIV);
- * laaglandbeken temporair (LBT);
- * laaglandbeken permanent, klein (LBK);
- * laaglandbeken permanent, groot (LBG);
- * stagnant temporair (STT);
- * stagnant permanent, klein (SPK);
- * stagnant permanent, groot (SPG);
- * brak (BRA).

Deze eenheden vormen, omdat de indeling geschiedt op basis van meer conditionerende, c.q. in de tijd minder veranderlijke, factoren (verhang, invloed zee, dimensie) enige gelijkenis met door het CML in de hiërarchische ecosysteemclassificatie (HEC: Klijn, 1988a) onderscheiden ecoseries (Klijn, 1988b). Door Runhaar en Klijn (1993) is de aquatische ecoserie-indeling nader uitgewerkt. Hierin worden op basis van de conditionerende factoren verhang, mate van isolatie, grondwaterinvloed, bodem, grootte en diepte 57 aquatische ecoserie-typen voorgesteld. Een overzicht van de onderscheiden ecoserietypen wordt gegeven in Tabel 4 (wateren met verhang), Tabel 5 (geïsoleerde wateren zonder verhang) en Tabel 6 (niet geïsoleerde wateren zonder verhang).

Tabel 4. Indeling in ecoserietypen binnen wateren met verhang (stromende wateren) (Runhaar & Klijn, 1993)

MATE VAN ISOLATIE	VERHANG	ONSCHRIJVING ECOSERIETYPE	VOORBEELD
BR Bron(gebied)	-	BR Bron(gebied)	
B Bovenloop	matig	Bh Bovenloop met matig verhang	bovenloop heuvelandbeek
	gering	Bl Bovenloop met gering verhang	bovenloop laaglandbeek
M Middenloop	matig	Mh Middenloop met matig verhang	middenloop heuvelandbeek
	gering	Ml Middenloop met gering verhang	middenloop laaglandbeek
K Benedenloop/kleine rivier	gering	Kl Benedenloop met gering verhang	benedenloop laaglandbeek, klein riviértje
R Rivier	matig	Gh Grote rivier met matig verhang	Middenloop grote rivier (Gronemaas)
	gering	Gl Grote rivier met gering verhang	Benedenloop grote rivier (Rijn, Maas, IJssel)

Tabel 5. Indeling in ecoserietypen binnen geïsoleerde wateren zonder verhang. Met een sterretje achter de code is aangegeven binnen welke ecoserietypen een verder onderverdeling naar kwel relevant is (Runhaar & Klijn, 1993)

GROOTTE	DIEPTE	BODEN	ONSCHRIJVING ECOSERIETYPE	VOORBEELD
klein	ondiep	oligotroof veen	Vko(v) Klein, ondiep geïsoleerd water op oligotroof veen	hoogveenput
		mesotroof/eutroof veen	Vko(m)* Klein, ondiep geïsoleerd water op mesotroof/eutroof veen	petgat
		kalkloos en kalkarm zand	Vko(z)* Klein, ondiep geïsoleerd water op kalkloos/kalkarm zand	veen, duinpoel
		kalkrijk zand	Vko(c) Klein, ondiep geïsoleerd water op kalkrijk zand	duinpoel
		overige textuurklassen	Vko(k) Klein, ondiep geïsoleerd water op klei, leem of zavel	(drink)poel
	diep	overige textuurklassen	Vkd(k) Klein, diep geïsoleerd water op klei, leem of zavel	wiel
middelgroot	ondiep	oligotroof veen	Vmo(v) Middelgroot, ondiep geïsoleerd water op oligotroof veen	hoogveenplas
		mesotroof/eutroof veen	Vmo(m)* Middelgroot, ondiep geïsoleerd water op mesotroof/eutroof veen	petgat
		kalkloos en kalkarm zand	Vmo(z)* Middelgroot, ondiep geïsoleerd water op kalkloos/kalkarm zand	zandplas
		kalkrijk zand	Vmo(c) Middelgroot, ondiep geïsoleerd water op kalkrijk zand	duinmeer
		overige textuurklassen	Vmo(k) Middelgroot, ondiep geïsoleerd water op klei, leem of zavel	strang
	matig diep	kalkloos en kalkarm zand	Vmm(z) Middelgroot, matig diep geïsoleerd water op kalkloos/kalkarm zand	zandplas
		overige textuurklassen	Vmm(k) Middelgroot, matig diep geïsoleerd water op klei, leem of zavel	strang
	diep	-	Vmd(-) Middelgroot, diep geïsoleerd water	middelgrote zand/grind/klei-put
groot	diep	-	Vgd(-) Groot, diep geïsoleerd water	grote zand/grind/klei-put

Tabel 6. *Indeling in ecoserietypen binnen niet-geïsoleerde wateren zonder verhang. Met een sterretje achter de code is aangegeven binnen welke ecoserietypen een verder onderverdeling naar kwel relevant is (Runhaar & Klijn, 1993)*

ORDE/ ISOLATIE	GROOTTE	DIEPTE	BODEM	OMSCHRIJVING ECOSERIETYPE	VOORBEELD
ontwatering	klein	ondiep	oligotroof veen	S(v) ontwatering op oligotroof veen	hoogveensloot
			mesotroof/eutroof veen	S(m)* ontwatering op mesotroof/eutroof veen	laagveensloot
			kalkloos en kalkarm zand	S(z)* ontwatering op kalkloos tot kalkarm zand	zandsloot
			kalkrijk zand	S(c)* ontwatering op kalkrijk zand	zandrijsloot
			klei, zavel of leem	S(k)* ontwatering op klei, zavel of leem	kleisloot
afwatering	middel-groot	ondiep	oligotroof veen	W(v) afwatering op oligotroof veen	hoogveenwijk
			mesotroof/eutroof veen	W(m)* afwatering op mesotroof/eutroof veen	wetering op laagveen
			kalkloos en kalkarm zand	W(z)* afwatering op kalkloos tot kalkarm zand	wetering in zandgebied
			kalkrijk zand	W(c)* afwatering op kalkrijk zand	zandrijvaart
			klei, zavel of leem	W(k)* afwatering op klei, zavel of leem	wetering op klei
boezem	middel-groot	ondiep	mesotroof/eutroof veen	Pmo(m) middelgroot ondiep boezemwater op mesotroof/eutroof veen	
			kalkloos en kalkarm zand	Pmo(z) middelgroot ondiep boezemwater op kalkloos tot kalkarm zand	
			klei, zavel of leem	Pmo(k) middelgroot ondiep boezemwater op klei of zavel	
	groot	ondiep	mesotroof/eutroof veen	Pgo(m) groot ondiep boezemwater op mesotroof/eutroof veen	laagveenplas
			kalkloos en kalkarm zand	Pgo(z) groot ondiep boezemwater op kalkloos tot kalkarm zand	
			klei, zavel of leem	Pgo(k) groot ondiep boezemwater op klei of zavel	
		matig diep	-	Pgm groot matig diep boezemwater	kanaal
hoofdsys-teem	groot	ondiep	-	Go ondiep groot water	randmeren
		matig diep	-	Gm matig diep groot water	IJsselmeer
		diep	-	Gd diep groot water	Grevelingen

Ten aanzien van beïnvloeding/verstoring wordt aangenomen dat de biotische en abiotische componenten in een door waterhuishoudkundige ingrepen beïnvloed systeem zo kunnen veranderen dat het systeem van type verandert of zelfs 'verhuist' naar een andere hoofdgroep (b.v. ontstaan van stagnant water in een gestuwde beek). In het traject tussen de overgang van een systeem van het ene type naar een ander type zijn beïnvloedingsstadia te onderscheiden. Een dergelijke reeks van stadia wordt beïnvloedingsreeks genoemd.

Wat betreft de positinering van een beïnvloedingsstadium t.o.v. een aquatisch ecotooptype bestaat nog geen eenduidig standpunt. In een visie wordt een beïnvloedingsstadium beschouwd als een afgeleide vorm (sub-eenheid) van het 'oorspronkelijke' of 'potentiële' ecotooptype, waarbij hoofdgroep-kenmerken (verhang e.d.) mede de potenties bepalen. In deze zienswijze is een stilstaand water in een hellend gebied een gestuwde (beïnvloede) beek. Een andere benaderingswijze is een beïnvloedingsstadium als een op zichzelf staand 'type' te beschouwen op basis van actuele abiotische randvoorwaarden, waarbij de 'potenties' van het systeem worden ingegeven door het ecoserie-type (op basis van minder veranderlijke conditionerende factoren). In deze zienswijze is een gestuwde beek een stilstaand water.

Het mag duidelijk zijn bij het inpassen van de AET-methode in het te ontwikkelen ingreep- effect model een eenduidige keuze tussen beide zienswijzen nodig is.

In het rapport is een keuze in het midden gelaten. Beïnvloedingsstadia worden deels beschouwd als afgeleide vormen van een 'oorspronkelijk' of 'potentieel' ecotooptype (b.v. F67 -> F67(n) bij normalisatie), maar ook overgangen van één ecotooptype naar een ander ecotooptype (b.v. F67 -> M67 t.g.v. stagnatie door stuwing) worden mogelijk geacht.

B. 3: Welke beïnvloedingsreeksen worden benoemd/uitgewerkt?

Als vormen van beïnvloeding is bij de beschrijving van beïnvloedingsreeksen uitgegaan van een lijst van in Nederland toegepaste waterhuishoudkundige maatregelen, te weten:

- * doorspoelen met brak uitslagwater;
- * normalisatie/stuwing;
- * verwijding/verdieping natte doorsnede;
- * peilverlaging;
- * grondwateronttrekking;
- * peilverhoging;
- * aan-/doorvoer gebiedsvreemd water;
- * schoning;
- * baggeren;
- * lozingen van nutriëntenrijk water;
- * herstel morfologie

Beïnvloedingen a.g.v. deze maatregelen zijn kwalitatief uitgewerkt op het niveau van hoofdgroepen en op het niveau van ecotooptypen. Doordat zowel hoofdgroepen als ecotooptypen abiotisch in kwantitatieve termen zijn gekarakteriseerd kunnen beïnvloedingen abiotisch met in het rapport aanwezige gegevens worden gekwantificeerd.

In principe vormen de aquatische ecotooptypen, hoofdgroepen en hun

afgeleide vormen (b.v. F67(n)) via beïnvloedingen een **netwerk** van, in 'discrete' termen beschreven, toestanden die in elkaar over kunnen gaan. Effecten van waterhuishoudkundige maatregelen hoeven niet altijd een verschuiving naar een andere hoofdgroep of ander ecotooptype in te houden. In dit soort gevallen ontstaat een toestand die a.h.w. tussen de in het rapport beschreven toestanden (de aquatische ecotooptypen) ligt of buiten de 'ruimte' die door de aquatische ecotooptypen wordt beschreven en wordt gerefereerd naar 'beïnvloedingsstadia'. Deze 'beïnvloedingsstadia' zijn noch abiotisch, noch biotisch beschreven. Tot de 'beïnvloedingsstadia' moeten intermediaire vormen van aquatische ecotooptypen maar ook degradaties van systemen a.g.v. bijvoorbeeld (an)organische vervuiling en input van toxische stoffen worden gerekend. Hierbij treedt dikwijls een sterke achteruitgang van het aantal soorten op, waarbij enkele tolerante soorten de levensgemeenschap domineren (vergelijk Calopteryx versus Chironomus/Eristalis-groep; Moller Pillot, 1971).

B. 4: Welke referenties/optima worden benoemd:

Bij de ontwikkeling van de AET-methode is, om het aantal ecotooptypen te beperken, besloten de beschrijving van toestanden van wateren in eerste instantie te beperken tot weinig of niet beïnvloede toestanden (en niet alle mogelijke toestanden). In die zin is het stelsel van ecotooptypen op te vatten als een verzameling referenties (de meest 'ideale' of 'natuurlijke' toestanden die er zijn). De beschrijving van aquatische ecotooptypen in de vorm van ecologische soortengroepen geeft een beeld van de **aktuele toestand** van weinig of niet door menselijke activiteiten beïnvloede wateren in Nederland ten tijde van de monsternamen van de monsters die model hebben gestaan voor de beschrijving van het type. Wanneer oudere monsters voor de beschrijving van de ecotooptypen zijn gebruikt (b.v. in het geval van een aantal stromende watertypen m.b.v. Smissaert, 1959), is sprake van een vorm van historische referentie. Deze toestanden bestaan nu niet meer, maar geven een beeld van de **potentiële toestand** van de wateren (en andere, vergelijkbare wateren) waaruit de monsters voorheen zijn genomen. Dezelfde redenering geldt voor wateren die in het heden wél onder invloed staan van menselijke activiteiten. Voor beïnvloede wateren die op grond van conditionerende factoren (hoofdgroep- of ecoserie-kenmerken; verhang, dimensies e.d.) overeenkomst met een ecotooptype vertonen vormt het betreffende aquatische ecotooptype eveneens een beeld van de **potentiële toestand**.

C. Analyse van de toedelingsschappen:

C. 1: Voor welk schaalniveau is het systeem bedoeld?

In eerste instantie is de indeling in aquatische ecotootypen een eerste stap naar het verkrijgen van een overzicht van de toestand van wateren op landelijk niveau. Een overzicht van de verspreiding van aquatische ecotootypen moet een hulpmiddel vormen bij de oplossing van beleidsanalytische problemen van waterhuishoudkundige aard (vaak van toepassing op regionaal niveau). Een dergelijk landelijk overzicht is nog niet gerealiseerd.

Doordat de indeling berust op meest direct meetbare kenmerken van wateren is gebruik van de AET-methode op regionaal niveau b.v. bij het karakteriseren van wateren of het evalueren van waterhuishoudkundige ingrepen eveneens denkbaar.

C. 2: Welke (beïnvloedings)factoren en relaties zijn bij de toedeling betrokken?

Door middel van speciaal voor dit doel ontwikkelde computerprogrammatuur kan een vegetatie- en/of macrofaunaopname uit een water aan het stelsel van aquatische ecotootypen worden toegedeeld. Presentie en bedekkingsgraad (van macrofyten) en de presentie, abundantie en kenmerkendheid (van macrofauna) worden bij de toedeling als factoren gebruikt.

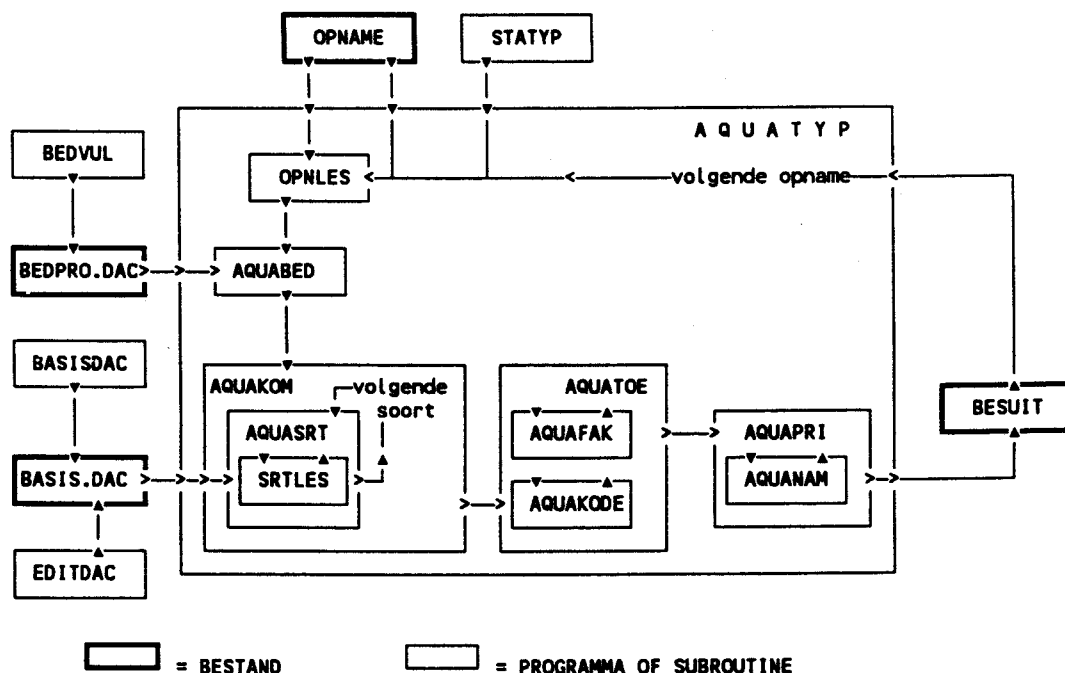
C. 3: Welk specifiek doel heeft het toedelingssysteem?

Het toedelen van een nieuw monster aan het stelsel van aquatische ecotootypen heeft tot doel te bepalen tot welk type het onderzochte water behoort. Koppeling van het aquatische ecotootype aan beïnvloeding van het systeem door de mens (via waterhuishoudkundige ingrepen) geeft een indruk van hoe, door het nemen of juist achterwege laten van ingrepen, het systeem kan veranderen. Dit is in principe mogelijk voor één individueel water, maar ook op het niveau van polderdistricten, stroomgebieden e.d., waar de ontwikkeling van vele (onderling verbonden) wateren van dezelfde waterhuishoudkundige ingrepen afhankelijk is.

C. 4: Hoe is de opbouw van het toedelingssysteem?

Het toedelingssysteem bestaat uit een tweetal computerprogramma's, AQUATYP en FAUNATYP, die verschillend van opbouw zijn. AQUATYP is een aangepaste vorm van ECOTYP, het toedelingsprogramma dat wordt gebruikt om terrestrische vegetaties toe te delen aan (terrestrische) ecotootypen. FAUNATYP is specifiek voor het toedelen aan aquatische ecotootypen ontwikkeld.

De opbouw van AQUATYP en FAUNATYP zijn weergegeven in resp. Figuur 3 en Figuur 4. Onderaan de figuren wordt een toelichting gegeven van de werking van de verschillende programma's en subroutines.



Figuur 3. Overzicht van de opbouw van het programma AQUATYP (Verdonschot et al., 1992)

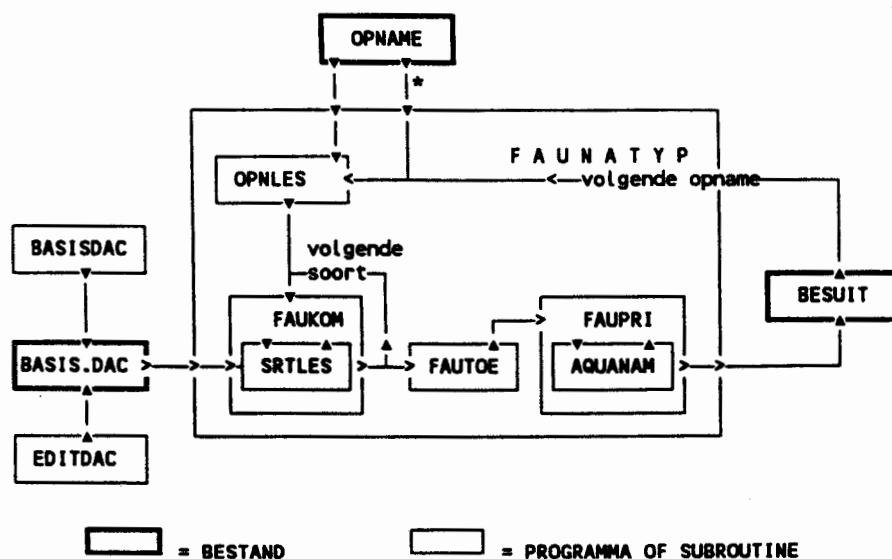
BESTANDEN:

OPNAME:	het opname-bestand
BEDPRO.DAC:	bestand met abundantieschalen
BASIC.DAC:	bestand met alle soorten + ecotooptypen + karaktericiteitswaarden
BESUIT:	uitvoerbestand

PROGRAMMA'S EN SUBROUTINES

STATYP:	vraagt interactief informatie over de opname
AQUATYP:	leest de informatie van STATYP en haalt zelf ook informatie uit het opnamebestand, coördineert het hele programma
OPNLES:	leest de soorten uit de opname
AQUABED:	zet de in opname gebruikte bedekkingsschaal om in een standaardschaal (promillages)
SRTLES:	leest ecotooptypen en karaktericiteitswaarden uit BASIS.DAC
AQUASRT:	sommeert per soort per indelingskenmerkklasse de gewogen waarde
AQUAKOM:	sommeert per opname per indelingskenmerkklasse de gewogen waarde
AQUATOE:	bepaalt de hoogste klasse per indelingskenmerk wanneer de weegwaarden voor de gehele opname zijn gesommeerd

AQUAFK:	voegt, wanneer het verschil tussen twee geselecteerde klassen kleiner is dan een van tevoren ingesteld percentage, een klasse tussen de reeds geselecteerde klassen in
AQUAKODE:	codeert en decodeert de codes van ecotootypen waarmee AQUATOE de toedeling maakt
AQUAPRI:	slaat de resultaten van de toedeling op in een bestand
AQUANAM:	geeft een omschrijving van de codes van de ecotootypen
AANVULLENDE PROGRAMMATUUR:	
BASISDAC:	maakt uit een database-bestand een bestand BASIS.DAC
EDITDAC:	geeft de mogelijkheid om veranderingen uit te voeren in het bestand BASIS.DAC
BEDVUL:	onderhoudsprogramma van het bestand BEDPRO.DAC



* vraagt informatie over de opname, zoals wijze van uitvoer etc.

Figuur 4. Overzicht van de opbouw van het programma FAUNATYP (Verdonschot et al., 1992)

BESTANDEN:

OPNAME: het opname-bestand
BASIC.DAC: bestand met alle soorten + ecotooptypen +
karaktericiteitswaarden
BESUIT: uitvoerbestand

PROGRAMMA'S EN SUBROUTINES:

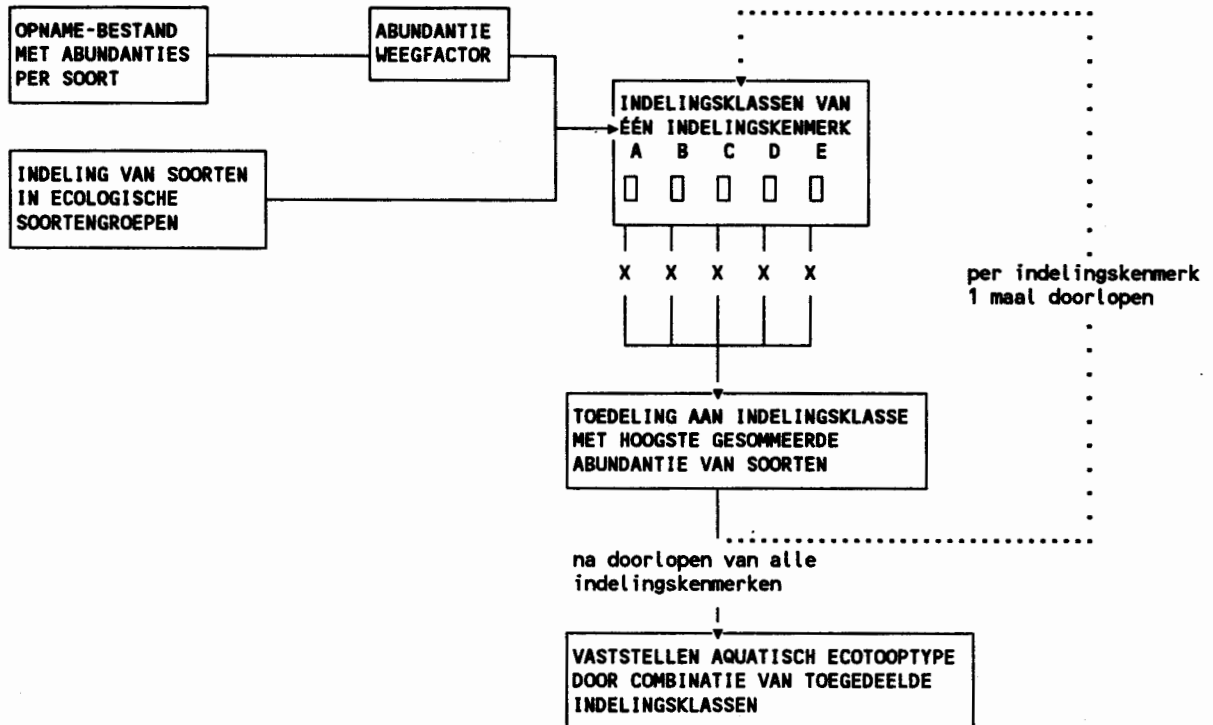
FAUNATYP: leest informatie uit het opnamebestand en coördineert het hele programma
OPNLES: leest de soorten uit de opname
SRTLLES: leest ecotooptypen en karaktericiteitswaarden uit BASIS.DAC
FAUKOM: berekent per soort de karaktericiteitsklasse (KK) uit de karaktericiteitswaarde (KAR) en de abundantie (ABUN). Houdt tevens de totaalscore per ecologische soortengroep bij
FAUTOE: berekent de som van de scores uit de karaktericiteitsklassen en bepaalt de hoogste waarde en deelt de opname aan het betreffende ecotooptype toe
FAUPRI: slaat de resultaten van de toedeling op in een bestand
AQUANAM: geeft een omschrijving van de codes van de ecotooptypen

AANVULLENDE PROGRAMMATUUR:

BASISDAC: maakt uit een database-bestand een bestand BASIS.DAC
EDITDAC: geeft de mogelijkheid om veranderingen uit te voeren in het bestand BASIC.DAC

C. 5: Hoe werkt de toedeling en wat zijn de intenties?

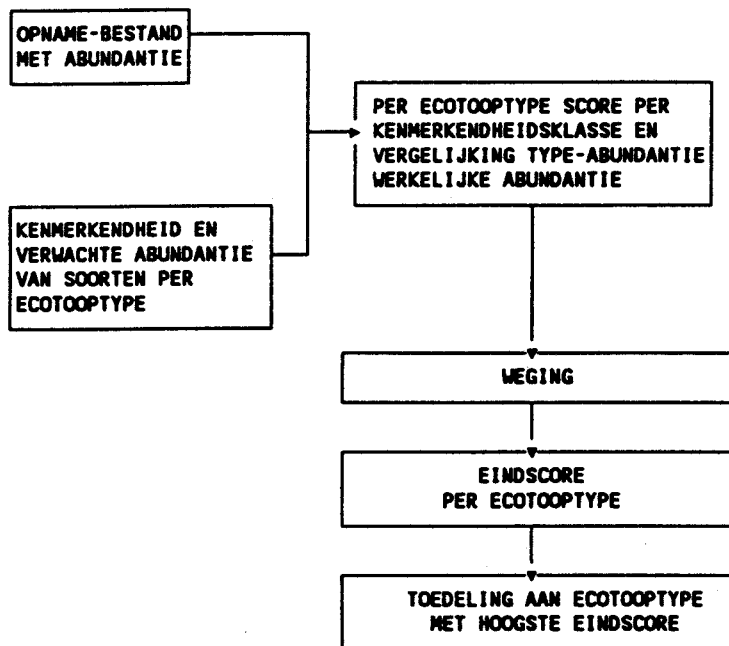
Figuur 5 Geeft een overzicht van de werking van AQUATYP.



Figuur 5. Schematisch overzicht van de werking van AQUATYP (uit: Verdonshot et al., 1992)

AQUATYP werkt volgens het principe dat iedere soort door zijn voorkomen in verschillende ecologische soortengroepen een indicatieve waarde heeft t.a.v. de kenmerkklassen die aan de betreffende ecotooptypen zijn gekoppeld. Van een 'nieuw' monster worden de indicatieve waarden van de aanwezige soorten per indelingskenmerk en per kenmerkklasse op een rijtje gezet. De bedekkingsgraad van een soort is daarbij bepalend voor de hoogte van de score in een kenmerkklasse. Door de scores van alle soorten per kenmerkklasse te sommeren ontstaat een beeld van welke kenmerkklasse(n) het meest door de gegeven soortencombinatie wordt 'geïndiceerd'. Deze bewerking wordt voor alle indelingskenmerken herhaald. De combinatie van meest geïndiceerde kenmerkklassen is het aquatisch ecotooptype. Het 'scoren' per kenmerkklasse komt in wezen neer op het schatten ('terugvertalen') van de abiotische condities op een monsterlokatie vanuit de soortensamenstelling. AQUATYP kan zowel met macrofyten-opnamen als met macrofauna-opnamen worden toegepast. Met de indicaties voor kenmerkendheid en abundantie van macrofaunasoorten wordt echter niet gerekend (alle organismen in ecologische soortengroepen aanwezig op basis van presentie: 0 of 1).

Figuur 6 geeft een overzicht van de werking van FAUNATYP.



Figuur 6. Schematisch overzicht van de werking van FAUNATYP (uit: Verdonschot et al., 1992)

FAUNATYP gaat uit van het principe dat een individuele soort indicatief is voor de combinatie van kenmerkklassen in een aquatisch ecotooptype. Van de soorten in een 'nieuw' monster wordt op een rijtje gezet voor welke aquatische ecotooptypen deze soorten een indicatie vormen. Daarbij wordt ervan uitgegaan dat een soort die als karakteristiek of zeer karakteristiek voor een ecotooptype wordt beschouwd een hogere score voor dat ecotooptype teweegbrengt dan een indifferente soort. Tevens wordt getoetst in hoeverre de abundantie van een soort overeenkomt met de gegeven indicatie, hetgeen van invloed is op de score. Scores van individuele soorten worden per ecotooptype gesommeerd. Het/De ecotooptype(n) met de hoogste score(s) is/zijn het/de ecotooptype(n) waartoe het bemonsterde water zou kunnen worden gerekend. FAUNATYP kan alleen worden toegepast met macrofauna opnamen.

Het toedelen van een nieuw monster aan de aquatische ecotooptype houdt geen beoordeling in. Toedeling met FAUNATYP houdt slechts een projectie van de gegeven toestand van een water op een aantal beschreven toestanden van wateren in.

Wat het toedelingssysteem eigenlijk doet is het bepalen van de relatieve gelijkenis van het gegeven monster met de in aquatische ecotooptypen beschreven toestanden. Is de toedeling min of meer eenduidig (één ecotooptype scoort duidelijk hoger dan alle andere) dan lijkt het monster relatief sterk op de toestand beschreven door het betreffende ecotooptype. Is de score

echter over een breed scala van ecotooptypen verspreid dan is de relatieve gelijkenis met de beschreven toestanden gering. Om deze redenen is ervoor gekozen bij de uitvoer van toedelingsresultaten van FAUNATYP niet alleen het hoogst scorende ecotooptype te 'melden' maar de scores van alle ecotooptypen waarin wordt gescoord. Zo kan handmatig worden beoordeeld of de keuze van het hoogst scorende ecotooptype al of niet 'terecht' is.

C. 6: Hoe werkt de voorspellende stap en wat zijn daarvan de intenties?
Aan het toedelen van wateren aan aquatische ecotooptypen kan geen voorspellende waarde worden toegerekend.

Bijlage 3. Beschrijving ecologische beoordelingsmethoden van oppervlaktewateren (STOWA-methode: STOWA, 1992a/b, 1993a/b, 1993c/d, 1994a/b)

(N.B.: In deze Bijlage zijn de principes van ecologische beoordelingsmethode voor stromende wateren (EBEOSWA: STOWA 1992a/b), sloten (EBEOSLO: STOWA, 1993a/b) en kanalen (EBEOKAN: STOWA, 1994a/b) geëvalueerd. De gevolgde procedures m.b.t. dataverwerking, ontwerp van een typologisch raamwerk e.d. zijn bij de beoordelingsmethoden voor stromende wateren, sloten en kanalen in grote lijnen hetzelfde. De methodiek die wordt gevolgd binnen het beoordelingssysteem voor meren en plassen wijkt hiervan af. Deze methode is om de beschrijving niet nodeloos complex te maken buiten beschouwing gelaten en wordt verwezen naar de STOWA-rapporten (STOWA, 1993c/d).

Om e.e.a te illustreren zijn tabellen en figuren zijn aan EBEOSWA-rapporten ontleend. Waar afwijkingen tussen de methoden voorkomen én waar voor een goed overzicht informatie van de andere beoordelingsmethoden onontbeerlijk is, zijn gegevens uit andere rapporten opgenomen).

A. Analyse van het algemene kader:

A. 1: Beschrijving van het achterliggend conceptueel denkkader en uitgangspunten:

De ontwikkeling van ecologische beoordelingsmethoden vormt de uitwerking van de door de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren opgestelde ecologische normdoelstellingen, voor de vijf belangrijkste watertypen, behorend bij de indeling in CUWVO-typen (CUWVO, 1988). Deze uitwerking bestaat uit (Gardeniers & Peeters, 1990):

- (1) een omschrijving van gewenste of kenmerkende levensgemeenschappen en van de belangrijkste voorwaardenscheppende omgevingsvariabelen per watertype;
- (2) 'in de praktijk toepasbare toetsingskaders', ofwel ecologische beoordelingssystemen, teneinde aan te kunnen geven op welk ecologisch niveau een water zich bevindt'.

Hierbij is rekening gehouden met drie, in het IMP-water 1985-1989 (Min. van Verkeer & Waterstaat, 1986) geformuleerde ecologische niveau's; laagste (ecologische) niveau, middelste (ecologische) niveau en hoogste (ecologische) niveau. Met beoordelen wordt in dit verband bedoeld; 'beoordelen hoe de aanwezige toestand van een water zich verhoudt tot een gewenste toestand en via welke maatregelen de relevante stuurvariabelen kunnen worden beïnvloed zodat de toestand kan worden veranderd in de gewenste richting'.

Het beoordelen van een water houdt in dat een normatieve uitspraak wordt gedaan over de toestand waarin het water zich bevindt. Het proces van beoordelen kan in een drietal activiteiten worden uitgesplitst, n.l. (1) waarnemen en meten, (2) normen stellen en (3) beoordelen (Kroes, 1987). Deze 3 stappen wordt in veel gevallen aangevuld met (4) het samenvatten van de beoordelingen.

De uitwerking van deze vier stappen bij de ontwikkeling van de ecologische beoordelingssystemen is schematisch weergegeven in tabel 1:

Tabel 1. *Overzicht van de stappen in het beoordelingsproces en daaruit voortvloeiende bouwstenen voor beoordelingssystemen (uit: STOWA, 1993a)*

stappen van het beoordelingsproces	bouwstenen van het beoordelingssysteem
beschrijving	karakteristieken maatstaven maatlat
normen stellen	ecologische klassen ecologische kwaliteitsniveau's typologisch raamwerk
beoordeling	systeem van voorschriften
samenvatting deeloordelen, eindoordeel	ecologisch profiel

Doordat de kern van de ecologische normdoelstellingen wordt gevormd door biologische normen (Min. Verkeer & Waterstaat, 1981; CUWVO, 1988) is ervoor gekozen de toestand van een water te beschrijven met biotische grootheden. De aard van deze biotische grootheden wisselt tussen verschillende beoordelingssystemen. Het ecologische beoordelingssysteem voor stromende wateren (STOWA, 1992a/b) berust op het beoordelen van de macrofauna, het systeem voor sloten (STOWA, 1993a/b) berust op beoordeling van macrofauna, macrofyten en epifytische diatomeën en het systeem voor de beoordeling van kanalen (STOWA, 1994a/b) berust op beoordeling van macrofyten, macrofauna, epifytische diatomeeën en fytoplankton. Doordat het voorkomen van soorten wordt gerelateerd aan abiotische condities, berust de beoordeling bij alle systemen ook op de abiota. In sommige systemen (sloten, kanalen) worden abiotische factoren direct als beoordelingscriterium (karakteristiek) gebruikt. Voor het beschrijven van de ecologische toestand van een water wordt het niet voldoende geacht te volstaan met het in ogenschouw nemen van één enkele (beïnvloedings)factor. Het gaat er juist om met zoveel mogelijk relevante (beïnvloedings)factoren rekening te houden. Belangrijk wordt geacht bijzondere aandacht te besteden aan de onderlinge samenhang tussen verschillende, gelijktijdig werkende invloeden en factoren. Uitspraken over de kwaliteit van aquatische ecosystemen worden als schaalgebonden beschouwd. Deze beoordelingsmethoden richten zich met name op het niveau van individuele wateren (of delen daarvan), b.v. een sloot, een kanaal of een beektraject. Tabel 2 geeft het denkkader van de STOWA-beoordelingsmethoden weer.

Tabel 2. Schematisch overzicht van het denkkader van de STOWA beoordelingssystemen (uit: STOWA, 1992b/1993b)

stap 1:	verzameling basismateriaal
stap 2:	analyse van het basismateriaal en interpretatie van de resultaten
stap 3:	benoemen van de hoofdfactoren
stap 4:	bouwstenen voor het typologisch raamwerk
stap 5:	typologische hoofdstructuur
stap 6:	opstellen beïnvloedingsreeksen
stap 7:	constructie van de maatlat
stap 8:	invulling van ecologische niveau's
stap 9:	beoordelingssysteem
stap 10:	richtlijnen voor interpretatie

A. 2: Identificatie en expliciteren van doelstellingen:

Belangrijkste doel van de ontwikkeling van ecologische beoordelingsmethoden is het scheppen van een toetsingskader voor de ecologische normdoelstellingen bij de vijf belangrijkste watertypen (stromende wateren, sloten, kanalen, ondiepe meren en plassen en zand-, grind- en kleigaten) zoals die zijn geformuleerd door de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO, 1988).

A. 3: Vaststellen van een trefwoorden/begrippenlijst als handvat bij nadere analyse.

Voor de definitie van termen en begrippen die in de STOWA-methode worden gehanteerd wordt verwezen naar Bijlage 4.

B. Analyse van de wijze van beschrijven van het aquatisch systeem:

B. 1: Gehanteerde indelingscriteria:

Omdat de kern van de ecologische normdoelstellingen wordt gevormd door biologische normen is ervoor gekozen de toestand van wateren in eerste instantie met biotische variabelen te beschrijven. De relatie van biotische variabelen met achterliggende abiotische omgevingsvariabelen (die direct kunnen worden gerelateerd aan beïnvloeding) is gelegd na indirecte ordinatie van biotische gegevens. Incompleteheden van vooral abiotische gegevens in de datasets maakten het niet mogelijk via directe ordinatie abiotische en biotische factoren tegelijkertijd te ordenen, en zo directe relaties tussen biotiek en abiotiek te onderscheiden.

Aan de op grond van biotische factoren (het voorkomen van soorten) gegenereerde voorlopige typologische eenheden en sub-eenheden (VTE's en sub-VTE's) zijn gangbare namen gekoppeld (b.v. heuvelland- - laaglandbecken, boven-, midden- en benedenlopen, zoet <-> brak <-> sterk brak).

B. 2: Definitie van typologie/type:

Aan de totstandkoming en identificatie van een 'type' (stappen 2 t/m 4 in tabel 2) gaan een aantal bewerkings- en interpretatiestappen vooraf:

De basisgegevens voor elk van de ecologische beoordelingsmethoden bestaan uit inventarisatiegegevens van zowel biotische en abiotische parameters van diverse water- en zuiveringschappen in voor elk systeem relevante regio's. Elk van de datasets bevat gegevens van zowel niet/weinig beïnvloede als beïnvloede wateren.

Voorbewerkingen aan de data bestaan steeds uit het uniformeren van het determinatie-niveau en gebruikte coderingen, transformeren van gegevens die met verschillende analysetechnieken zijn bepaald (b.v. omzetten van Braun-Blanquet-opnamegegevens naar opnamen op Tansley-schaal). (N.B.: de taxonomische uniformering heeft er in sommige gevallen toe geleid dat vanwege verschillen in het determinatie-niveau meerdere taxa moesten worden samengevoegd, b.v. op het niveau van genus (sp.). Deze eenheden worden bij verdere behandeling als taxa behandeld en ook zo genoemd).

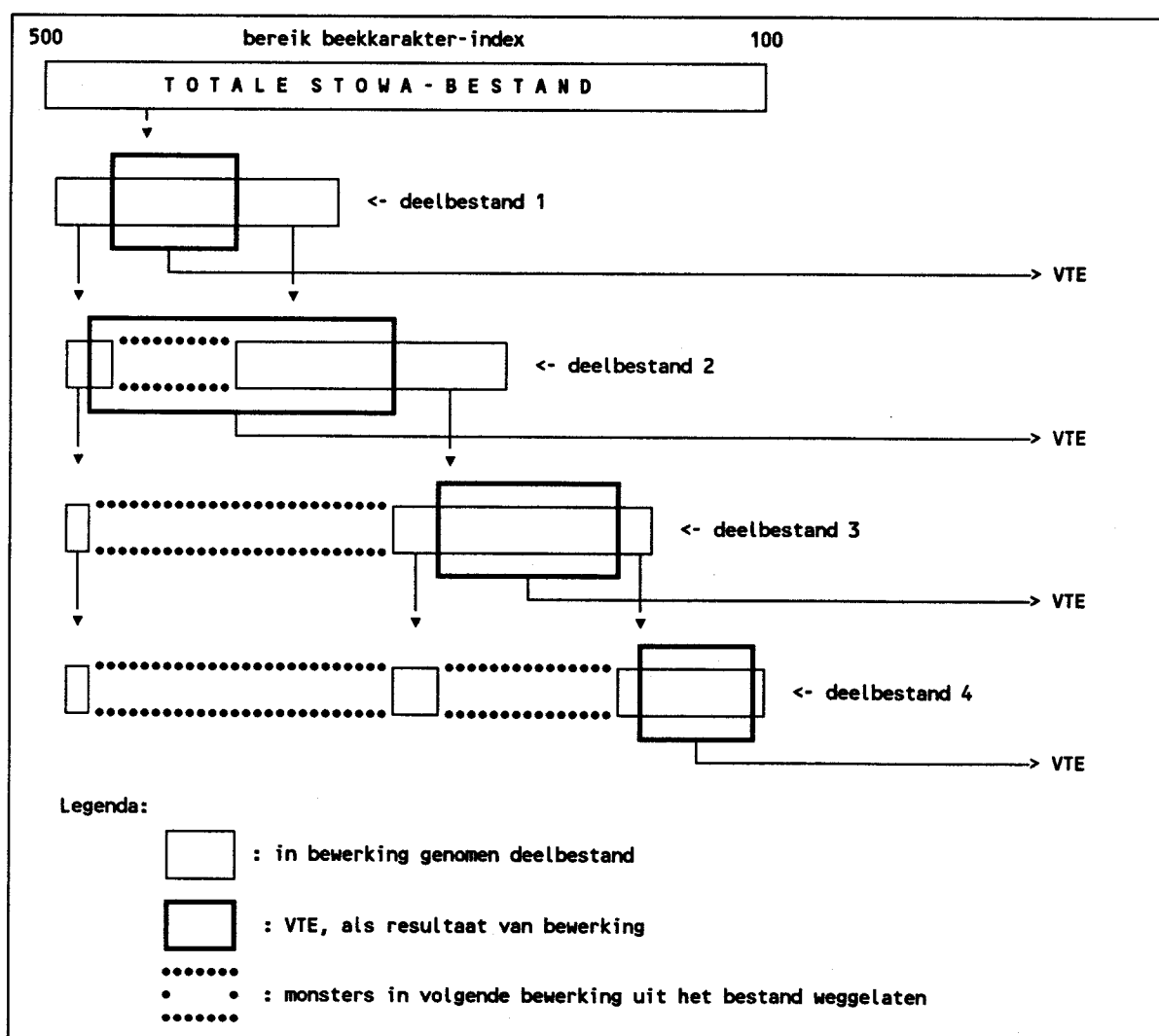
Na standaardisatie zijn de monsters indirect geïndiceerd (DCA: alleen biotische gegevens) met het programma CANOCO (ter Braak, 1987).

Ordinatie leidt voor elk van de beoordelingssystemen tot een puntenwolk in een ordinatiediagram. In een enkel geval bleek de hoeveelheid monsters (stromende wateren: 4053) te groot om in één keer te ordenen. Daarom is de ordinatie uitgevoerd met deelbestanden. Selectie van monsters voor de deelbestanden (van steeds 1000 monsters) geschiedde op basis van de hoogte van de beekkaracterindex (Gardeniers en Tolkamp, 1976). Het eerste deelbestand bevatte hierbij de monsters met de hoogste beekkaracterindex (500 en lager, hoeveel lager wordt niet vermeld).

De invloed van de abiotische factoren wordt onderzocht door de punten in het ordinatiediagram te merken met de waarde van de factoren. Zo werden relevante patronen opgespoord. Analooq aan deze werkwijze werden de punten in het ordinatiediagram gemerkt met de abundantie van individuele

taxa.

De patronen die bij de interpretatie met milieuvariabelen als relevant naar voren kwamen werden vergeleken met het verspreidingspatroon van de taxa. Gezocht wordt naar (groepen van) taxa waarvan het verspreidingspatroon gelijkenis vertoont met de spreiding in de abiotische factoren. Deze (groepen van) taxa worden gebruikt om steeds een groep van monsters te identificeren die qua macrofaunasamenstelling en heersende abiotische condities sterk op elkaar lijken. Afgrenzing van een groep van monsters geschiedde door berekening van een betrouwbaarheidsellips analoog aan de methode van Sokal en Rohlf (1981). Alle binnen een betrouwbaarheidsellips (ook monsters waarin (het) betreffende taxon/taxa niet voorkom(t)(en)) worden aangeduid als voorlopige typologische eenheid (VTE), waarbij de VTE de naam draagt van het betreffende taxon.



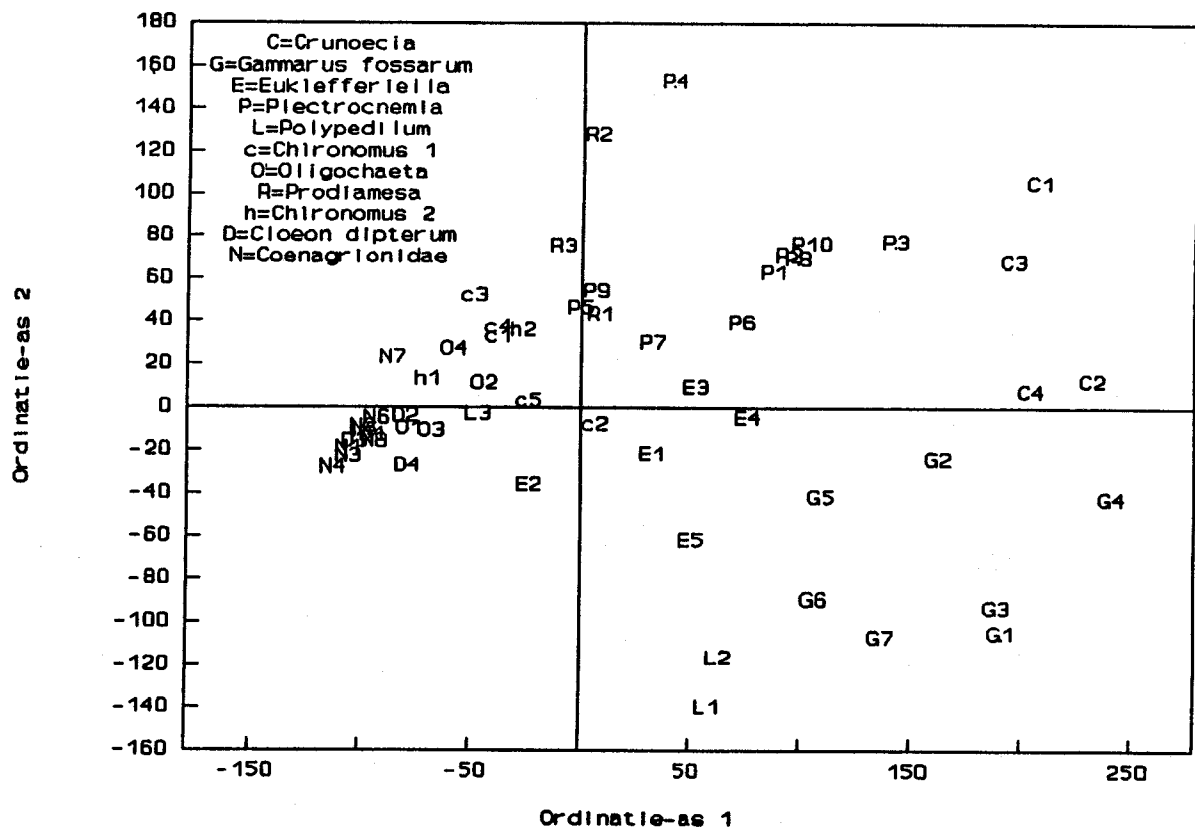
Figuur 1. Overzicht van het selectieproces van deelbestanden bij ordinatie binnen het ecologische beoordelingssysteem voor stromende wateren (STOWA, 1992b)

De zo geselecteerde monsters worden uit het bestand verwijderd en het bestand wordt weer aangevuld tot 1000 monsters waarna de procedure wordt herhaald, net zolang tot alle monsters zijn verwerkt. Figuur 1 geeft beknopt deze procedure weer. Elke afzonderlijke voorlopige typologische eenheid (VTE) wordt vervolgens verder geanalyseerd. In gevallen waarin binnen de monsters in een VTE nog relevante patronen zichtbaar zijn, wordt de VTE opgesplitst in z.g. sub-VTE's. Tabel 3 geeft een overzicht van de VTE's in het ecologische beoordelingssysteem voor stromende wateren.

Tabel 3. *Overzicht van voorlopige typologische (sub)eenheden (VTE's en subVTE's) binnen EBEOSWA (uit: STOWA, 1992b)*

naam VTE	aantal monsters	aantal sub-VTE's
<i>Crunoecia irrorata</i>	141	4
<i>Gammarus fossarum</i>	334	7
<i>Plectrocnemia</i>	248	10
<i>Eukiefferiella</i>	464	5
<i>Polypedilum pedestre</i> agg	41	3
<i>Chironomus</i> 1	171	5
<i>Oligochaeta</i>	407	4
<i>Procladius olivacea</i>	103	3
<i>Chironomus</i> 2	146	2
<i>Cloeon dipterum</i>	541	4
<i>Coenagrionidae</i>	452	8

Om de typologische structuur in het totaalbestand te ontdekken zijn de monsters in de sub-VTE's vervolgens samengevoegd en opgevat als supermonsters. Met de supermonsters is opnieuw een indirecte ordinatie uitgevoerd op basis van de relatieve frequentie en de gemiddelde abundantie van taxa. Voor de supermonsters zijn ook minimale, gemiddelde en maximale waarden van diverse milieuvariabelen berekend. Figuur 2 geeft een overzicht van de ligging van de 55 sub-VTE's opgevat als 'supermonsters'.



Figuur 2. Ordinatie-diagram van subVTE's als supermonsters, op basis van de relatieve frequentie van taxa zoals gebruikt voor het ecologische beoordelingssysteem voor stromende wateren. (N.B.: Letters corresponderen met VTE, cijfers met subVTE (uit: STOWA, 1992b))

Deze figuur is nader geanalyseerd. As 1 kan in verband worden gebracht met de factor stroming en daarmee verwante factoren (van rechts naar links afnemend). De tweede gradiënt die aan as 1 wordt toebedacht is een verstorings-/vervuilingsgradiënt. Van rechts naar links neemt de mate van verstoring/vervuiling toe.

Gaande van boven naar beneden (as 2) is een gradiënt zichtbaar die in verband wordt gebracht met toenemende dimensies van de waterloop, afhankelijk van de plaats in het lengteprofiel van een beek.

Het resultaat van de analyse is de ontwikkeling van de typologische hoofdstructuur in twee 'series', n.l. een heuvellandserie (wateren met een hogere stroomsnelheid, meest gelegen in Zuid-Limburg) en een laaglandserie (wateren met een lage stroomsnelheid, gelegen in nagenoeg alle andere delen van (pleistoceen) Nederland).

Heuvelland- en laaglandseries worden op basis van de macrofaunasamenstelling samengesteld door een bovenloop, een middenloop en een benedenloop. Deze typen worden hoofdtypen genoemd. Voor alle hoofdtypen is een

lijst van algemene en meer specifieke soorten gegeven.

In tabel 4 t/m tabel 6 wordt de typologische hoofdstructuur van de beoordelingssystemen voor achtereenvolgens stromende wateren, sloten en kanalen weergegeven.

Tabel 4. Beoordelingssysteem voor stromende wateren. Typologisch raamwerk

variant	serie	
	heuvellandserie	laaglandserie
bovenloop	< 2 m	< 3 m
middenloop	2 - 8 m	3 - 10 m
benedenloop	> 8 m	> 10 m

Tabel 5. Beoordelingssysteem voor sloten (STOWA, 1993a/b)

a) Hoofdfactoren voor het typologisch raamwerk.

b) Typologisch raamwerk: onderscheiden hoofdtypen/slootvarianten.

a)

hoofdfactoren	biotische componenten
aard ondergrond	macrofyten, macrofauna
pH	diatomeeën, macrofauna
chloriniteit	macrofyten, macrofauna, diatomeeën

b)

variant	indelingscriteria			aanduiding
	aard van de ondergrond	pH	chloride (mg/l)	
zand, zoet, zwak-zuur tot circumneutraal	zand	> 5	< 300	zandsloten
klei, zoet, circumneutraal tot alkalisch	klei	-	< 300	kleisloten
veen, zoet, zwak-zuur tot circumneutraal	veen	> 5	< 300	veensloten
zuur, zoet	-	< 5	< 300	zure sloten
brak, circumneutraal tot alkalisch	-	-	> 1000	brakke sloten
licht-brak, circumneutraal tot alkalisch	-	-	300-1000	licht-brakke sloten

Tabel 6. *Beoordelingssysteem voor kanalen (STOWA, 1994a/b)*a) *Hoofdfactoren voor het typologisch raamwerk.*b) *Typologisch raamwerk: onderscheiden hoofdtypen/kanaalvarianten.*

a)

hoofdfactoren	biotische componenten
chloriniteit	macrofauna, diatomeeën
aard van de geologische ondergrond	macrofyten, macrofauna, diatomeeën

b)

variant	indelingscriteria		aanduiding
	aard geologische ondergrond	minimale chloride (mg/l) in een jaar	
brak	-	> 4000	sterk brakke kanalen
brak	-	300 - 4000	brakke kanalen
zoet, klei	klei	< 300	kleikanalen
zoet, veen	veen	< 300	veenkanalen
zoet, zand	zand	< 300	zandkanalen

B. 3: Welke beïnvloedingsreeksen worden benoemd/uitgewerkt?

Bij het opstellen van beïnvloedingsreeksen wordt bij alle STOWA beoordelingssystemen ervan uitgegaan dat zo'n reeks bestaat uit twee uitersten, waartussen zich een continuüm van mogelijke toestanden bevindt (Verdonschot, 1983). Het ene uiterste van de reeks wordt gevormd door **dood water**, het andere door de **natuurlijke toestand** of '**Ideale**' lijn (Gardeniers, 1976).

Aan elk, in het typologisch raamwerk onderscheiden, hoofdtype of variant kan t.a.v. verschillende beïnvloedingsfactoren een beïnvloedingsreeks worden 'opgehangen'.

In elk van de beoordelingssystemen wordt steeds opnieuw bepaald welke reeksen op basis van de data kunnen worden onderscheiden. De volgende beïnvloedingsfactoren worden nader uitgewerkt:

stromende wateren: stroming, verdroging, verzuring, substraat, organische belasting (saprobiëring), mineralenrijkdom (eutrofiëring), functionele opbouw levensgemeenschap, structuur van de gemeenschap.

sloten: eutrofiëring, saprobiëring, verzilting/verzoeting, verzuring/alkalisering, waterkwantiteit, toxiciteit, inrichting, typologisch aspect.

kanalen: eutrofiëring, saprobiëring, verzilting/verzoeting, waterkwantiteits-beheer, inrichting, typologisch aspect.

Van de in Figuur 2 en Tabel 3 weergegeven (sub)VTE's kunnen er een aantal aan de 'ideale lijn' van de heuvelland- (*Crunoecia*, *Gammarus fossarum* en *Polypedilum pedestre* agg) en laaglandseries (*Plectrocnemia*, *Eukiefferiella*) worden toegewezen. Verstorings/vervuilingsvarianten worden vertegenwoordigd door subVTE's als *Coenagrionidae*, *Chironomus* 1 en 2, *Prodiamesa olivacea*, *Cloeon dipterum* en *Oligochaeta*. Dat hierbij sprake is van een zekere nivellering blijkt uit het feit dat de monsters behorend tot deze subVTE's uit wateren van verschillend 'hoofdtype' komen.

Om beïnvloedingsreeksen te kunnen onderscheiden worden de monsters in de (storings)-subVTE's eerst toegedeeld aan de hoofdtypen. Als werkhypothese geldt hierbij dat de monsters uit een beek worden toegekend aan b.v. de heuvellandserie als minimaal 1 monster uit de beek tot een subVTE behoort dat tot die serie wordt gerekend. Toedeling aan boven-, midden- of benedenloop geschiedt op basis van de breedte van de waterloop volgens criteria gegeven in Tabel 4.

Hierbij ontstaan nieuwe groepen van monsters. z.g. typologische beïnvloedingsseenheden (TBE's). Per hoofdtype wordt de positie van TBE's t.o.v. de ideale lijn geanalyseerd.

Zo ontstaat per hoofdtype op het traject van ideale lijn naar dood water een reeks van TBE's die een toenemende invloed van een bepaalde beïnvloedingsfactor weerspiegelen.

Zo'n reeks wordt een beïnvloedingsreeks genoemd.

B. 4: Welke referenties/optima worden benoemd:

In de STOWA-methode kent ieder hoofdtype een 'ideale' toestand die als ecologisch meest optimale ('natuurlijke') toestand wordt beschouwd. Deze toestand kan als referentie worden opgevat. Voorbeelden van de 'ideale' toestand hoeven niet noodzakelijkerwijs in het databestand aanwezig te zijn. De ecologische meest optimale toestand wordt per hoofdtype geëxtrapoleerd uit een combinatie van gegevens van subVTE's en TBE's en hun positionering t.o.v. van elkaar.

C. Analyse van de beoordeling- en voorspellingsstappen:

C. 1: Voor welk schaalniveau is het systeem bedoeld?

De STOWA-beoordelingssystemen zijn in eerste instantie bedoeld als instrument bij de beoordeling van wateren op lokaal en regionaal niveau (beoordeling van wateren door waterbeheerders). Met een dergelijk beoordeling kan tamelijk specifiek worden geformuleerd welke van de beïnvloedingsfactoren (vertaald in karakteristieken met maatstaven) in een gegeven watersysteem (b.v. één beek (sloot), een bekenstelsel of het watersysteem in een polder) een bron van storing vormen, die een ontwikkeling in de richting van de ecologisch meer optimale toestand in de weg staan.

Inmiddels is in het kader van de Watersysteemverkenningen (RIZA i.s.m. STOWA) initiatief genomen de beoordelingsmethoden op een landelijk niveau te gebruiken bij de evaluatie van de ecologische toestand van wateren in Nederland. In dit verband geschiedt de beoordeling in meer generieke termen.

C. 2: Welke (beïnvloedings)factoren en relaties zijn bij de beoordeling betrokken?

Beïnvloedingsfactoren op basis waarvan de diverse beoordelingssystemen verder zijn ontwikkeld zijn vermeld onder B. 3. Veranderingen in deze factoren worden verondersteld gevolgen te hebben voor de samenstelling van de macrofauna-gemeenschap of op de abiotische randvoorwaarden in het systeem. Analyse van het effect van een bepaalde beïnvloedingsfactor op de levensgemeenschap of de op de abiotische randvoorwaarden levert een handvat voor de beoordeling.

Hiervoor wordt op basis van ervaring en literatuurgegevens een aantal (a)biotische grootheden gekozen waarmee het effect van beïnvloeding door een bepaalde factor kan worden weergegeven. Deze grootheden worden (voorlopige) karakteristieken genoemd. Een voorbeeld van een (voorlopige) karakteristiek voor de beïnvloedingsfactor eutrofiëring is de trofie. Voor de beïnvloedingsfactoren in het ecologische beoordelingssysteem voor stromende wateren als voorlopige karakteristieken onderscheiden:

stroming (beïnvloedingsfactor stroming);
droog (beïnvloedingsfactor verdroging);
blad, zand, steen, plant en slib (beïnvloedingsfactor substraat);
saprobie (beïnvloedingsfactor organische belasting);
trofie (beïnvloedingsfactor mineralenrijkdom) en;
zuur (beïnvloedingsfactor verzuring).

Naast deze karakteristieken geven de functionele opbouw en de structuur van de levengemeenschap aanvullende informatie over de ecologische toestand van het water. Als aanvullende voorlopige karakteristieken zijn daarom opgenomen:

knipper, vergaarder, schraper, predator (beïnvloedingsfactor functionele voedingsgroep) en;
soortenrijkdom (beïnvloedingsfactor structuur levensgemeenschap).

De bruikbaarheid van de voorlopige karakteristieken en onderliggende maatstaven) voor het beoordelingssysteem is getoetst door de scores voor alle maatstaven (per hoofdtype en alle hoofdtypen gezamenlijk) tegen elkaar uit te zetten. Daarbij is ervan uitgegaan dat een karakteristiek onderscheidend dient te zijn. Scores per karakteristiek moeten zoveel mogelijk de volle schaalbreedte (bij stromende wateren altijd van 0 tot 100) beslaan. Daarnaast moeten de karakteristieken ten minste gedeeltelijke onafhankelijkheid van elkaar vertonen. Volledige afhankelijk tussen twee karakteristieken betekent dat met beide dezelfde factor wordt beschreven. Eén van de twee is in dat geval overbodig.

Uit analyses van de grafieken komen per hoofdtype definitieve karakteristieken naar voren (Tabel 7). Uit de tabel blijkt dat niet alle voorlopige karakteristieken en maatstaven geschikt zijn bevonden voor het beoordelen van stromende wateren. Karakteristieken zoals *droog*, *steen*, *zuur*, *predator* en *soortenrijkdom* komen in de definitieve lijst niet meer voor. Uit de tabel blijkt tevens dat sommige karakteristieken voor het beoordelen van sommige hoofdtypen niet geschikt zijn.

Tabel 7. Overzicht van te beoordelen karakteristieken per hoofdtype in het beoordelingssysteem voor stromende wateren (STOWA, 1992a/b)

karakteristiek (definitief)	heuvellandserie			laaglandserie		
	bov	mid	ben	bov	mid	ben
stroming	xx	xx	xx	xx	xx	xx
blad	xx	xx		xx	xx	
zand	xx	xx	xx			
plant				xx	xx	xx
slib	xx	xx	xx	xx	xx	xx
saprobie	xx	xx	xx	xx	xx	xx
trofie	xx	xx	xx	xx	xx	xx
knipper	xx	xx	xx	xx	xx	xx
vergaarder	xx	xx	xx	xx	xx	xx
grazer	xx	xx	xx	xx	xx	xx

Zie verder C. 4: Opbouw van het beoordelingssysteem

C. 3: Welk specifiek doel heeft het beoordelingssysteem?

De ecologische beoordelingssystemen van de STOWA kunnen voor verschillende doeleinden worden ingezet. Primair zijn de systemen ontwikkeld als hulpmiddel bij het beoordelen en het beheer van wateren door de regionale waterbeheerders. Bij jaarlijkse rapportages omtrent de toestand van wateren in beheersgebieden kunnen beoordelingsresultaten worden gebruikt. Bij herhaalde beoordeling van dezelfde wateren is het mogelijk ontwikkelingen in levensgemeenschappen te 'volgen'.

Inmiddels worden de beoordelingssystemen ook gebruikt op landelijk niveau in het kader van beleidsanalytische en beleidsvoorbereidende studies.

C. 4: Hoe is de opbouw van het beoordelingssysteem?

Voor elk van de beoordelingssystemen zijn de beïnvloedingsfactoren (zie B. 3 en C. 2) gekoppeld aan een karakteristiek. In een enkel geval zijn twee karakteristieken gebruikt.

Elk van de karakteristieken is op zijn beurt gekoppeld aan één of meer meetbare biotische of abiotische grootheden waaraan de betreffende karakteristiek te relateren (meten) is. Deze grootheden worden maatstaven genoemd. De maatstaven vormen het uitgangspunt voor de beoordeling. Tabellen 8 t/m 10 geven een overzicht van de in diverse beoordelingsmethoden gehanteerde beïnvloedingsfactoren, karakteristieken en maatstaven.

Tabel 8. *Beïnvloedingsfactoren, karakteristieken en maatstaven in het beoordelingssysteem voor stromende wateren (STOWA, 1992a/b)*

beïnvloedingsfactor	karakteristiek	maatstaf
stroming	stroming	relatieve abundantie stromingsindicatoren macrofauna
substraat	blad	relatieve abundantie van blad-bewoners macrofauna
	zand	relatieve abundantie van zand-bewoners macrofauna
	plant	relatieve abundantie van plant-bewoners macrofauna
	slib	relatieve abundantie van slib-bewoners macrofauna
organische belasting	saprobie	relatieve abundantie van saprobie-indicatoren macrofauna
mineralen-rijkdom	trofie	relatieve abundantie van trofie-indicatoren macrofauna
functionele opbouw levensgemeenschap	knipper	relatieve abundantie van knippers macrofauna
	vergaarder	relatieve abundantie van vergaarders macrofauna
	grazer	relatieve abundantie van grazers macrofauna

Tabel 9. Beïnvloedingsfactoren, karakteristieken en maatstaven in het beoordelingssysteem voor sloten (STOWA, 1993a/b)

beïnvloedingsfactor	karakteristiek	maatstaf
eutrofiëring	trofie	relatieve abundantie van eutrofie-indicatoren macrofyten
		relatieve abundantie van eutrofie-indicatoren diatomeeën
		nutriëntenhuishouding
saprobiëring	saprobie	relatieve abundantie van meso-/polysaprobie-indicatoren macrofauna
		relatieve abundantie van meso-/polysaprobie-indicatoren diatomeeën
		zuurstofhuishouding
verzilt/verzoeting	brak karakter	relatieve abundantie van brakwater-indicatoren macrofauna
		relatieve abundantie van brakwater-indicatoren diatomeeën
		chloriniteit
verzuring/alkalisering	zuur karakter	relatieve abundantie van zuur-indicatoren macrofauna
		relatieve abundantie van zuur-indicatoren diatomeeën
		zuurgraad
waterkwantiteit	waterchemie	relatieve verhouding tussen abundanties van indicatoren voor bicarbonaatrijk-, chloriderijk- en sulfaatrijk water
		verhouding tussen EGV en IR
		relatieve verhouding tussen concentraties van bicarbonaat-, chloride- en sulfationen
	permanentie	relatieve abundantie van indicatoren opdroging macrofauna
bestrijdingsmiddelen	toxiciteit	relatieve abundantie van indicatoren macrofauna voor gevoeligheid bestrijdingsmiddelen
inrichting	structuur	aantal soorten hydrofyten
		abundantie hydrofyten
		aantal soorten helofyten
		abundantie helofyten
		vorm slootprofiel
typologisch aspect	variant-eigen karakter	relatieve abundantie van zandsloten-indicatoren macrofyten
		relatieve abundantie van kleislotten-indicatoren macrofyten
		relatieve abundantie van veensloten-indicatoren macrofyten
		relatieve abundantie van brakke sloten-indicatoren macrofauna
		relatieve abundantie van brakke sloten-indicatoren diatomeeën
		relatieve abundantie van zure sloten-indicatoren macrofauna
		relatieve abundantie van zure sloten-indicatoren diatomeeën

Tabel 10. *Beïnvloedingsfactoren, karakteristieken en maatstaven in het beoordelingssysteem voor kanalen (STOWA, 1994a/b)*

beïnvloedingsfactor	karakteristiek	maatstaf
eutrofiëring	trofie	relatieve abundantie eutrofie-indicatoren macrofyten
		relatieve abundantie oligo-/eutrofie-indicatoren fytoplankton
		chlorofyl-a gehalte
		nutriëntenhuishouding
saprobiëring	saprobie	relatieve abundantie oligosaprobie-indicatoren macrofauna
		relatieve abundantie meso-/polysaprobie-indicatoren diatomeeën
		zuurstofhuishouding
verzilting/verzoeting	brakkarakter	relatieve abundantie brakwater-indicatoren macrofauna
		relatieve abundantie brakwater-indicatoren diatomeeën
		chloriniteit
waterkwantiteits-beheer	waterchemie	verhouding tussen IR en EGV
		relatieve verhouding tussen concentraties van bicarbonaat-, chloride en sulfationen
inrichting	habitatdiversiteit	aantal soorten hydrofyten
		abundantie hydrofyten
		aantal soorten helofyten
		abundantie helofyten
		bedekking en rijkdom macrofyten
		verhouding tussen abundanties van substraat-, sediment- en littoraal-/waterkolom-bewoners macrofauna
		kanaalprofiel (hellingshoek oever)
typologisch aspect	variant-eigen karakter	relatieve aantal soorten zand-indicatoren macrofyten (zoete kanalen)
		relatieve aantal soorten klei-indicatoren macrofyten (zoete kanalen)
		relatieve aantal soorten veen-indicatoren macrofyten (zoete kanalen)
		relatieve abundantie/aantal soorten (?) indicatoren voor brakke kanalen macrofauna
		relatieve abundantie/aantal soorten (?) indicatoren voor brakke kanalen diatomeeën
		chloriniteit brakke kanalen

Met de maatstaven, verzameld in een karakteristiek, kan bij iedere beoordelingsmethode a.h.v. van het voorkomen van soorten (biotische maatstaven) en abiotische condities (abiotische maatstaven) het effect van een beïnvloedingsfactor op het ecosysteem worden beschreven.

Biotische maatstaven zijn gebaseerd op het voorkomen van groepen van soorten die verwijzen naar de specifieke invloed van één of meer milieufactoren. Iedere soort met een dergelijke verwijzing (preferentie) wordt als een Indicator voor die factor beschouwd.

Gegevens omtrent indicatieve verwijzingen van soorten naar milieufactoren zijn niet uit de STOWA-bestanden gehaald maar uit de literatuur. De mate waarin een groep van indicatoren voor een bepaalde in een levensgemeenschap aanwezig is, kan worden gekoppeld aan de mate waarin de levensgemeenschap wordt beïnvloed door die factor. De maatstaf die hiervoor meestal wordt gehanteerd is de (relatieve) abundantie van indicatoren t.o.v. alle indicatoren in het monster (x 100%), volgens:

$$K_i = \frac{\text{TOTAAL AANTAL INDIVIDUEN INDICATIEF VOOR KARAKTERISTIEK } i}{\text{TOTAAL AANTAL INDIVIDUEN VAN ALLE INDICATOREN}} \times 100$$

Ook andere biotische maatstaven worden gehanteerd. Wanneer voor een karakteristiek meerdere groepen indicatoren te onderscheiden zijn wordt als maatstaf een (uit de literatuur bekende) relatieve gewogen abundantieverhouding tussen de groepen indicatoren gehanteerd. Een voorbeeld is de maatstaf indicatoren voor meso-/polysaprobie diatomeeën voor de karakteristiek saprobie in het beoordelingssysteem voor sloten. Als maatstaf geldt:

$$\text{score} = \left[\frac{(1 \times \text{Ab.}_{\text{oligosaprobie ind.}} + 3 \times \text{Ab.}_{\text{mesosaprobie ind.}} + 5 \times \text{Ab.}_{\text{polysaprobie ind.}}) \times 100}{(\text{Ab.}_{\text{oligosaprobie ind.}} + \text{Ab.}_{\text{mesosaprobie ind.}} + \text{Ab.}_{\text{polysaprobie ind.}})} - 100 \right] / 4$$

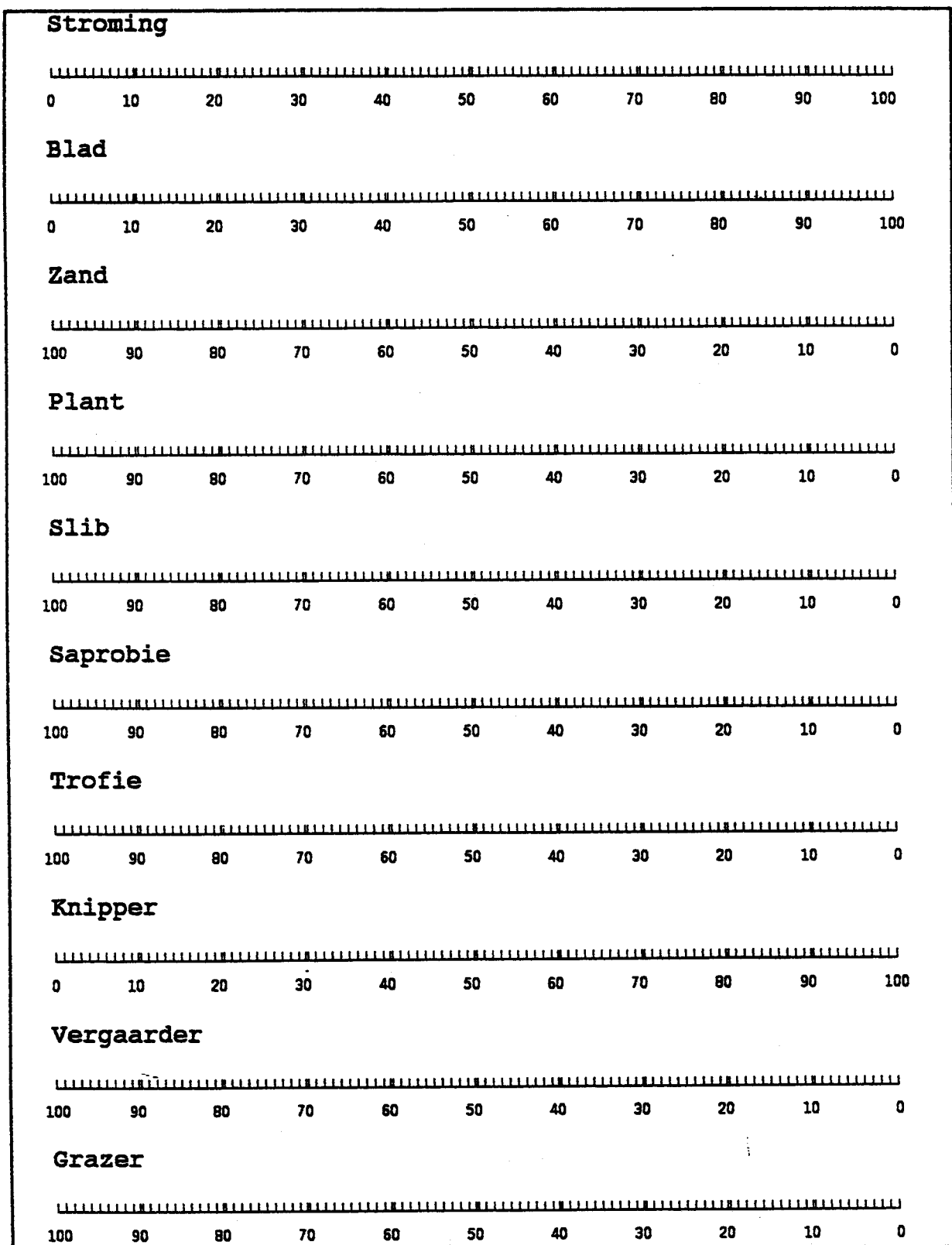
Ook biotische maatstaven op basis van het relatieve aantal soorten van indicatoren voor een bepaalde factor t.o.v. het totaal aantal soorten indicatoren komen voor.

Ook wordt in sommige gevallen het aantal soorten in een bepaalde (functionele) soortengroep (b.v. helofyten, hydrofyten) of de abundantie soorten in zo'n groep als maatstaf gebruikt. Voor de meeste biotische maatstaven ontstaat een score tussen 0 en 100.

Abiotische maatstaven zijn eveneens variabel.

Voor maatstaf chloriniteit wordt in de beoordelingssysteem voor sloten en kanalen de concentratie chloride (in mg/l) gebruikt. Voor de maatstaven nutriëntenhuishouding en zuurstofhuishouding (sloten en kanalen) worden concentraties van diverse verbindingen (nutriënten: ammonium-N, nitraat-N, ortho-P, totaal-P en zuurstof; zuurstofh.h.: % verzadiging, BZV en ammonium N) ingedeeld in klassen. Aan elk van de klassen zijn punten toegekend. De concentratie van iedere verbinding levert voor de score een aantal punten op.

De karakteristieken en hun maatstaven zijn bij ieder beoordelingssysteem samengebracht op de z.g. **maatlat**, waarop per maatstaf de score kan worden aangegeven. De schaalverdelingen zijn zo gerangschikt dat de **minst beïnvloede toestand rechts** in de figuur te vinden is. In de figuren 3 t/m 5 zijn de maatlatten van respectievelijk de beoordelingssystemen voor stromende wateren, sloten en kanalen weergegeven.

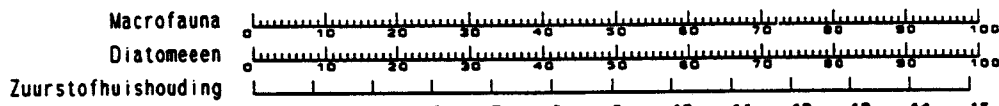


Figuur 3. De maatlat in het beoordelingssysteem voor stromende wateren (STOWA, 1992a/b)

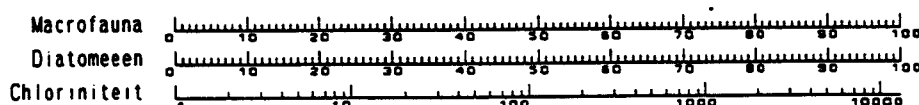
TROFIE



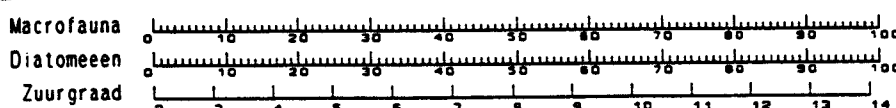
SAPROBIE



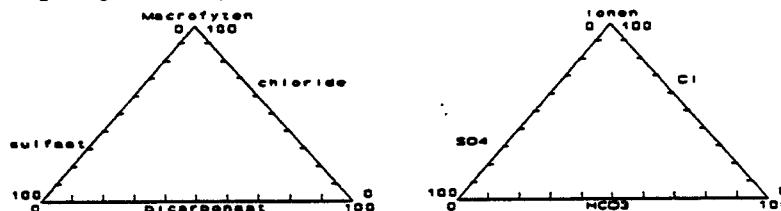
BRAKKARAKTER



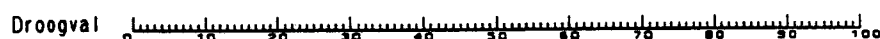
ZUURKARAKTER



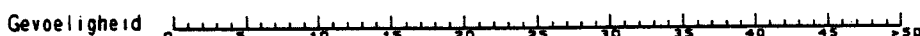
WATERCHEMIE



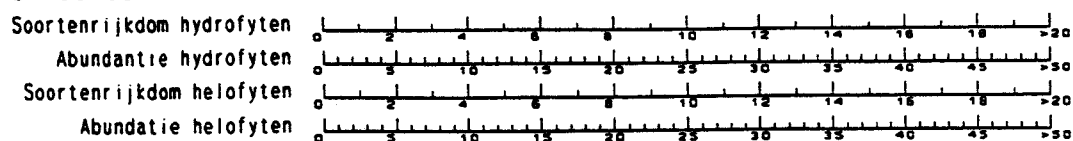
PERMANENTIE



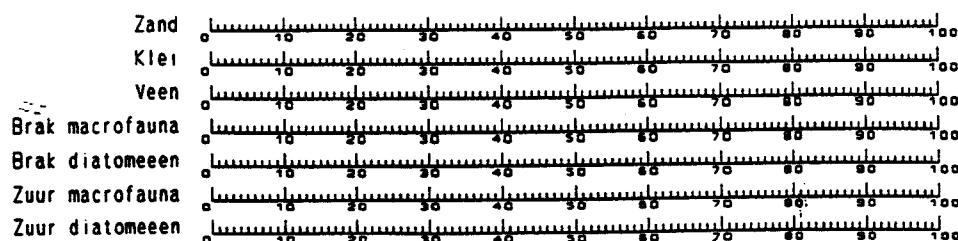
TOXICITEIT



STRUCTUUR

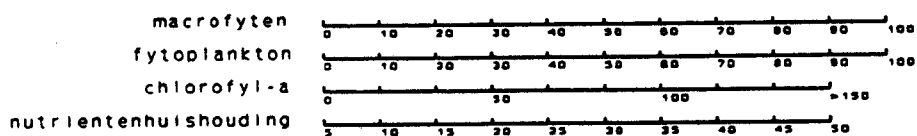


VARIANT-EIGEN KARAKTER

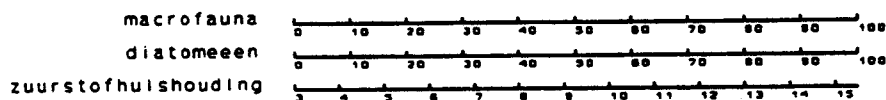


Figuur 4. De maatlat in het beoordelingssysteem voor sloten (STOWA, 1993a/b)

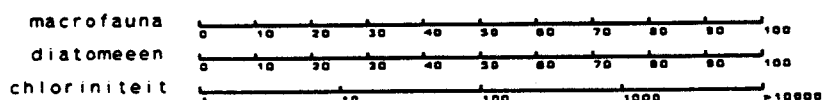
TROFIE



SAPROBIE

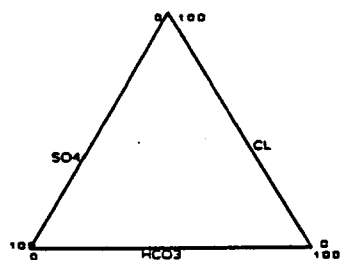


BRAKKARAKTER



WATERCHEMIE

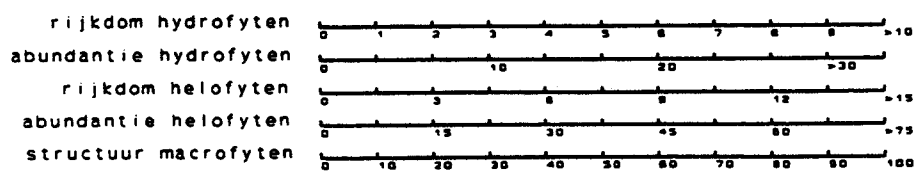
Ionen



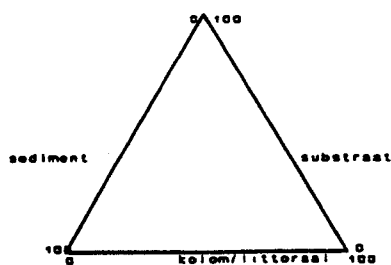
IR/EGV



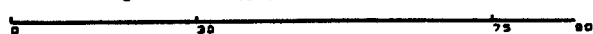
HABITATDIVERSITEIT



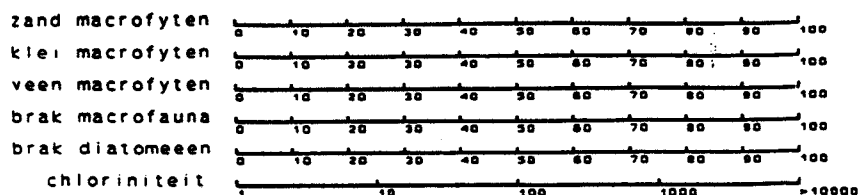
structuur macrofauna



kanaalprofiel



VARIANT-EIGEN KARAKTER



Figuur 5. De maatlat in het beoordelingssysteem voor kanalen (STOWA, 1994a/b)

Voor de beoordeling bieden in het beleid geformuleerde kwaliteitsniveau's (b.v. normdoelstellingen) het uitgangspunt. Aan een score op een maatstaf moet een kwaliteitsoordeel worden gekoppeld. Op iedere maatstaf moet worden vastgesteld welke ranges in de scores bij de verschillende ecologische niveau's horen. Hierin is de methode en de terminologie die bij verschillende beoordelingssystemen zijn gehanteerd niet hetzelfde.

Bij het beoordelingssysteem voor stromende wateren wordt, omdat iedere karakteristiek uit één maatstaf bestaat, de maatstaf direct ingedeeld in vijf kwaliteitsniveau's. Kwaliteitsniveau's zijn direct gekoppeld aan scores. Kwaliteitsniveau's worden met kleurcodes aangegeven. Bij de beoordelingssystemen voor sloten en kanalen, bestaan een aantal karakteristieken uit meer dan 1 maatstaf. Om het ecologische kwaliteitsniveau per karakteristiek te bepalen worden de maatstaven ingedeeld in drie ecologische klassen, die worden weergegeven met grijs tinten. Het ecologische kwaliteitsniveau van karakteristiek wordt bepaald door de klassen (3, 2 of 1) van de onderliggende maatstaven opgeteld. Deze score (afhankelijk van het aantal maatstaven per karakteristiek) wordt gekoppeld aan de vijf ecologische kwaliteitsniveau's. Deze worden met kleurcodes weergegeven. De kleurcodes verschillen echter van die gebruikt bij het beoordelingssysteem voor stromende wateren.

Voor het indelen van de maatstaven in kwaliteitsniveau's/ecologische klassen wordt de overweging gehanteerd dat in de ontwikkeling van een water van een climaxsituatie naar dood water (van ecologisch hoogste naar beneden laagste niveau) zowel veranderingen in de soortensamenstelling als in de abundantie van afzonderlijke soorten optreden. Deze veranderingen kunnen worden omschreven als; gaande vanuit een climaxsituatie zal door beïnvloeding/verstoring in eerste instantie het aantal individuen van de meest kritische soorten afnemen. Uiteindelijk zullen deze soorten uit de levensgemeenschap verdwijnen. Verder van de climaxsituatie af zullen minder kritische soorten hetzelfde lot ondergaan. Tevens verschijnen er nieuwe 'algemene' soorten in lage aantallen. Wanneer ook de minder kritische soorten zijn verdwenen bestaat de levensgemeenschap alleen nog uit algemene en tolerante soorten. In de buurt van dood water komen alleen nog enkele tolerante soorten voor in zeer hoge aantallen.

Voor het definiëren van de kwaliteitsniveau's in het beoordelingssysteem voor stromende wateren is gebruik gemaakt van het onderscheid in algemene en specifieke soorten per hoofdtype en van indicatoren voor karakteristieken die verwijzen naar menselijke beïnvloeding (b.v. saprobie, trofie). Criteria zijn vermeld in tabel 13:

Tabel 13. *Criteria voor de indeling in ecologische kwaliteitsniveau's voor de karakteristieken in het beoordelingssysteem voor stromende wateren (STOWA, 1992a/b)*

hoogste kwaliteitsniveau:	specifieke en algemene soorten komen samen voor en zijn beide goed vertegenwoordigd
bijna hoogste kwaliteitsniveau:	naast algemene soorten komen specifieke soorten voor, maar slechts in beperkte mate
middelste kwaliteitsniveau:	vrijwel alleen algemene soorten, specifieke soorten niet aanwezig
laagste kwaliteitsniveau:	slechts enkele doorgaans algemene soorten en tolerante soorten
beneden laagste kwaliteitsniveau:	vrijwel alleen zeer tolerante soorten, sterk dominant

Min of meer dezelfde overwegingen gelden voor de indeling in ecologische klassen in de beoordelingssystemen voor sloten en kanalen, weergegeven in tabel 14.

Tabel 14. *Criteria en grijscodering voor de indeling in ecologische klassen bij de beoordelingssystemen voor sloten en kanalen (STOWA, 1993a/b, 1994a/b)*

klasse 3 (wit):	naast algemene komen bijzondere en zeldzame soorten voor
klasse 2 (lichtgrijs):	levensgemeenschap wordt gedomineerd door algemene soorten
klasse 1 (donkergrijs):	levensgemeenschap wordt gedomineerd door tolerante soorten.

Tabel 15 geeft een vergelijking tussen ecologische kwaliteitsniveau's en ecologische normdoelstellingen. Ook wordt de kleurcodering van de kwaliteitsniveau's bij de STOWA-beoordelingsmethoden weergegeven.

Tabel 15. *Vergelijking tussen ecologische kwaliteitsniveau's, ecologische normdoelstellingen en kleurcodes (STOWA, 1992a/b; 1993a/b; 1994a/b)*

ecologisch kwaliteitsniveau	normdoelstelling	kleurcode	
		strom. wateren	sloten/kanalen
hoogste niveau	hoogste niveau	blauw	donkerblauw
bijna hoogste niveau	-	groen	lichtblauw
middelste niveau	middelste niveau	geel	groen
laagste niveau	laagste niveau (basiskwaliteit)	rood	geel
beneden laagste niveau	-	zwart	rood

De ranges in scores per maatstaf behorend bij de ecologische kwaliteitsniveau's (stromende wateren) of ecologische klassen (sloten, kanalen) zijn weergegeven op z.g. **toetsingskaarten**.

Een toetsingskaart is een transparante weergave van de bij het beoordelingssysteem behorende maatlat, waarop op iedere maatstaf met kleurcodes of

grijstinten ecologische kwaliteitsniveau's of ecologische klassen zijn weergegeven.

Voor elk hoofdtype is een toetsingskaart ontwikkeld.

Bij de beoordelingssystemen voor sloten en kanalen volgt de het ecologische kwaliteitsniveau voor een karakteristiek uit de ecologische klassen die door de onderliggende maatstaven (zie boven).

De zo bepaalde ecologische kwaliteitsniveau's worden samengevat in het **ecologisch profiel**.

In het ecologisch profiel worden karakteristieken en hun ecologische kwaliteitsniveau's weergegeven. In sommige gevallen zijn een aantal karakteristieken gecombineerd tot een categorie b.v. substraat (combinatie van karakteristieken blad, zand, plant en slib bij stromende wateren) en voedselstrategie (combinatie van karakteristieken knipper, vergaarder en grazer bij stromende wateren) en de categorie beheer (combinatie van karakteristieken waterchemie en habitatdiversiteit bij sloten; combinatie van karakteristieken waterkwantiteit en inrichting bij kanalen).

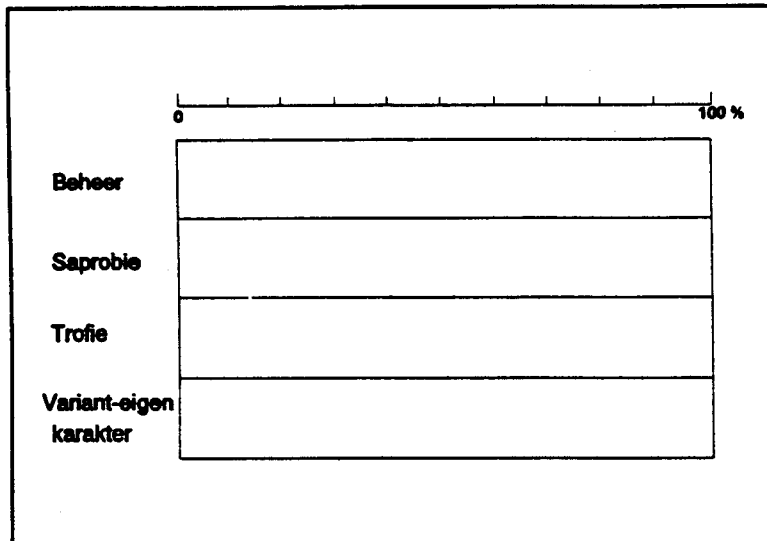
Voor het bepalen van het ecologische kwaliteitsniveau voor een categorie geldt als richtlijn het door de onderliggende karakteristieken laagste kwaliteitsniveau.

Enkele voorbeelden van ecologische profielen zijn gegeven in figuren 7 en 8.

voedselstrategie	
substraat	
trofie	
saprobie	
stroming	

Figuur 7. Het ecologisch profiel dat wordt gebruikt bij EBEOSWA (STOWA, 1992a/b)

De meest belangrijke karakteristieken stroming en saprobie zijn qua oppervlakte (van de blokken) groter en staan onderaan in het ecologisch profiel.



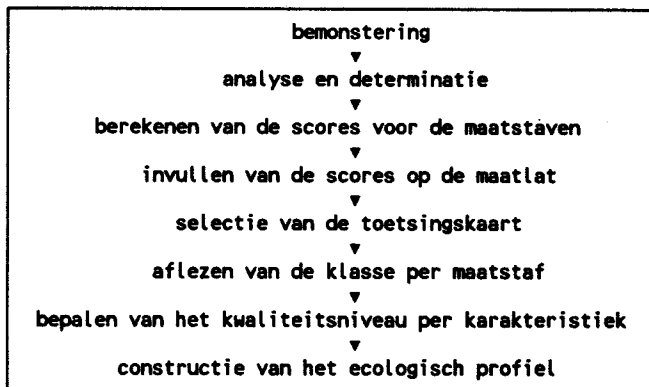
Figuur 8. Het ecologisch profiel voor de beoordeling van zure-, brakke- en licht-brakke sloten (STOWA, 1993a/b)

Een verschil tussen het ecologisch profiel voor stromende wateren en die voor sloten en kanalen is dat voor stromende wateren altijd hele blokken worden ingekleurd. Bij de beoordeling van sloten en kanalen kan een blok gedeeltelijk worden ingevuld. Gedeeltelijk invullen kan geschieden wanneer van een karakteristiek of categorie niet alle maatstaven zijn bepaald doordat b.v. van diatomeeën ontbreken. Wanneer van een karakteristiek 2 van de 3 maatstaven zijn bepaald wordt het betreffende blok in het ecologisch profiel voor 2/3 ingekleurd.

De ecologische profielen vormen het hart van de beoordeling en de basis voor de interpretatie.

C. 5: Hoe werkt de waardering/beoordeling en wat zijn de intenties?

In figuur 9 wordt een schematisch overzicht gegeven van de volgorde van de stappen die bij de beoordeling worden genomen.



Figuur 9. Volgorde van stappen bij de ecologische waterbeoordeling (uit: STOWA, 1992a/1993a)

Met de stappen t/m/ het invullen van de scores op de maatlat wordt een nieuw monster geprojecteerd in de 'ruimte' die door de monsters in het STOWA bestand wordt overspannen. Er is nog geen sprake van een beoordeling. De eigenlijke beoordeling begint bij de selectie van een toetsingskaart.

Voor de keuze van de juiste toetsingskaart bij een monster zijn eenvoudig te bepalen criteria aangegeven. Bij het beoordelingssysteem voor stromende wateren berust de keuze tussen heuvelland- en laaglandserie op een geografisch criterium (Zuid-Limburg + Roer, Swalm en snelstromende middenlopen van zandbeken in Limburg - rest van Nederland). De keus tussen boven-, midden- of benedenloop berust op een dimensiecriterium (zie Tabel 6).

Bij de beoordelingssystemen voor sloten en kanalen berust de keuze van de toetsingskaart op het chloridegehalte, de aard van de ondergrond (zoete wateren) en op de zuurgraad (zure sloten).

Uit de op de maatlat ingevulde scores volgen door combinatie met de toetsingskaart ecologische kwaliteitsniveau's of ecologische klassen die na omzetting naar ecologische kwaliteitsniveau's worden samengevat in het ecologisch profiel.

Eén ingevuld ecologisch profiel geeft een beeld van het actuele kwaliteitsniveau van een aquatisch ecosysteem, het laat zien wat de sterke en de zwakke kanten van het systeem op een bepaald moment zijn. Doordat de karakteristieken zijn gekoppeld aan beïnvloedingsfactoren is aan een ecologisch profiel te zien welke beïnvloedingsfactoren een rol spelen. Wanneer de karakteristiek trofie het kwaliteitsniveau laagste of beneden laagste aangeeft, wordt hiermee in feite aangegeven dat in het systeem sprake is van eutrofiërende invloeden.

Bij de beoordelingsmethoden wordt maar in beperkte mate aangegeven welke invloeden b.v. eutrofiëring veroorzaken en met welke maatregelen b.v. eutrofiëring kan worden bestreden.

Met het baseren van conclusies op één enkel ecologisch profiel moet men uiterst voorzichtig zijn. Omdat de abiotische randvoorwaarden en levensgemeenschappen in een aquatisch ecosysteem van seizoen tot seizoen vrij sterk aan verandering onderhevig zijn is het goed mogelijk dat het ecologisch profiel een half jaar later anders uit komt te zien. Naarmate van een water in de loop der tijd meermalen een ecologisch profiel is samengesteld ontstaat van een beeld van stabiliteit van het systeem in de tijd. Op basis van een dergelijke reeks kunnen meer gedegen conclusies worden getrokken. Aanbevelingen t.a.v. het nemen van maatregelen om de ecologische toestand te verbeteren worden echter niet gedaan.

Voor de intervallen waarmee bepaalde karakteristieken (maatstaven) zouden moeten worden bepaald (bemonsteringsfrequentie), worden bij de beoordelingsmethoden aanbevelingen gedaan. Voor bemonstering van de abiotische parameters wordt vooralsnog van een bemonsteringsfrequentie van 4 x per jaar, voor de biotische parameters een frequentie van 2 x per jaar (voorjaar, najaar). Op basis van beoordelingsresultaten worden onderzocht of de bemonsteringsfrequentie op termijn kan worden verlaagd.

Om de interpretatie van ecologische profielen te vergemakkelijken zijn in het rapport van de ecologische beoordeling van stromende wateren (STOWA, 1992a) voorbeelden van beïnvloedingsreeksen opgenomen m.b.t. de bevoledingsfactoren stroming, saprobie en trofie. Steeds zijn vijf ecologische profielen naast elkaar weergegeven van stadia van verschillende mate van beïnvloeding van één van de drie factoren. In de rapporten van de beoordelingsmethoden voor sloten en kanalen zijn geen beïnvloedingsreeksen uitgewerkt.

C. 6: Hoe werkt de voorspellende stap en wat zijn daarvan de intenties?
Ecologische waterbeoordelingssystemen ontwikkeld door de STOWA kennen geen voorspellende stap.

Bijlage 4. Overzicht van gebruikte termen en begrippen

Bijlage 4.1 Trefwoordenlijst

Elk van de in dit rapport besproken methoden kent zijn eigen 'jargon'. Voor een goed inzicht over alle besproken methoden is het noodzakelijk de betekenis van "methode-eigen" termen en begrippen goed te verwoorden. In dit hoofdstuk zijn een aantal termen en begrippen uit 3 jargons verzameld en gedefinieerd. Letterlijke definities uit betreffende rapporten overgenomen. Indien geen definitie werd vermeld is een zo nauwkeurig mogelijke omschrijving van het begrip gegeven. De lijst is alfabetisch gerangschikt. Achter elk begrip is tussen haakjes met een letter aangegeven uit welk jargon het betreffende begrip voortkomt (D = DEMNAT, A = AET-methode, S = STOWA-methode)

aquatisch ecosysteem (A):	continuüm van relaties tussen (conditionerende) abiotische en (operationele) biotische factoren in een omgeving onder water
beïnvloeding van (aquatische) ecosystemen (A):	het bewust of onbewust (actief of passief) ingrijpen in het stelsel van biotische en abiotische randvoorwaarden, waarbij een (gewenste of ongewenste) ontwikkeling van de toestand van het ecosysteem in gang wordt gezet, of een al bestaande ontwikkeling zich wijzigt (Verdonschot et al., 1992).
beïnvloedingsreeks (A):	een beschrijving (in termen van abiotische en biotische factoren) van toestanden van wateren behorend tot hetzelfde aquatische ecotooptype, die t.g.v. van verschillende 'doses' van beïnvloeding min of meer stabiele maar verschillende eindtoestanden hebben bereikt (Verdonschot et al., 1992).
beïnvloedingsreeks (S):	opeenvolgende stadia van aantasting, lopend van niet of nauwelijks tot zeer sterk beïnvloed (STOWA, 1993a; 1994a).
ecologische soortengroep (A):	groep van soorten macrofyten en macrofauna (ingedeeld in indifferente, karakteristieke en zeer karakterieke soorten) gekoppeld aan een aquatisch ecotooptype (Verdonschot et al., 1992).
ecologische klasse (S):	indeling en normering van het bereik van de maatstaven (STOWA, 1992a; 1994a; 1994c).
ecologisch kwaliteitsniveau (S):	indeling en normering van de karakteristieken (STOWA, 1993a; 1994a)

ecologisch profiel (S):	samenvattend overzicht van de beoordeling dat grafisch gepresenteerd wordt (STOWA, 1992a; 1993a; 1994a).
ecoplot (D):	deelvlak van een kilometercel gekarakteriseerd door een combinatie van hydrologische gridcelinformatie, het voorkomen van een ecotoopgroep in een kilometercel, het voorkomen van ecologische bodemtypen en grondwaterklassen.
ecoserie (aquatisch) (A):	een ruimtelijke eenheid die homogeen is voor wat betreft de belangrijkste abiotische ecosysteemkenmerken die conditionerend zijn voor de operationele omgevingsfactoren die de soortensamenstelling van de biocoenose bepalen (Runhaar & Klijn, 1993).
ecoserie (terrestrisch) (D):	een ruimtelijke eenheid die ten eerste homogeen is voor wat betreft de belangrijkste ecosysteemkenmerken die conditionerend zijn voor de operationele standplaatsfactoren die de plantengroei bepalen en ten tweede homogeen is voor wat betreft de ecosysteemkenmerken die conditionerend werken op ingrepen en emissies die ecosystemen kunnen aantasten (Klijn et al., 1992)
ecotoopgroep (D):	groep van plantensoorten die a.g.v. een combinatie van een ecoserie (op basis van bodemkenmerken, grondwatertrap(klasse) e.d.) en een ecotooptype (op basis van operationele standplaatsfactoren GVG, zuurgraad en voedselrijkdom) samen kan voorkomen.
ecotooptype (terrestrisch) (A):	een ruimtelijke eenheid die homogeen is ten aanzien van vegetatiestructuur, het successiestadium en de voornaamste abiotische standplaatsfactoren die voor de plantengroei van belang zijn (Stevens et al., 1987).
ecotooptype (aquatisch) (A):	een ruimtelijke eenheid die binnen zekere grenzen homogeen is ten aanzien van de voornaamste hydromorfologische en fysisch-chemische omgevingsfactoren die voor de biota van belang zijn (Verdonchot et al., 1992).
hoofdgroep (A):	groep van aquatische ecotooptypen die op grond van de waarde(n) van één of meer abiotische masterfactoren overeenkomst met elkaar vertonen.

hoofdtype (S):	op basis van hoofdfactoren (b.v. geologische ondergrond, verhang, chloriniteit) onderscheiden groep van wateren
indelingskenmerk (A):	abiotische omgevingsfactor met een belangrijke, differentiërende invloed op de soortensamenstelling, op basis waarvan typen ecosystemen (ecotooptypen) kunnen worden onderscheiden.
kenmerkklasse (A):	beschrijving van de mate waarin een (aquatisch) ecosysteem wordt beïnvloed door een bepaalde factor. De factor zelf wordt dus niet door de karakteristiek beschreven, maar het effect ervan (STOWA, 1992a; 1993a; 1994a)
maatlat (S):	door een minimum- en maximumwaarde begrensde range van een indelingskenmerk die kenmerkend is voor een (groep van) ecotooptype(n).
maatstaf (S):	een instrument om de afstand van de ecologische toestand van een water tot de gewenste situatie te meten (STOWA, 1992a; 1993a; 1994a)
masterfactor (A):	instrument waarmee een karakteristiek gekwantificeerd kan worden (STOWA, 1993a; 1994a).
score (D):	abiotische omgevingsfactor die een dusdanige invloed uitoefent op het functioneren van soorten organismen, dat met de factor een deel van de verspreiding van soorten organismen over typen ecosystemen kan worden verklaard.
score (S):	optellingsresultaat van weegfactoren van individuele plantesoorten in één ecotoopgroep op basis van hun voorkomen in een kilometercel, t.b.v. de berekening van de volledighedsfractie van de betreffende ecotoopgroep in de cel.
toetsingskaart (S):	relatieve abundantie van indicatorsoorten voor een bepaalde karakteristiek t.o.v. van de abundantie van indicatorsoorten voor alle karakteristieken (x 100).
	transparante weergave van de maatlat, waarop per hoofdtype m.b.v. kleurcodes ranges in de score per maatstaf zijn aangegeven, die ecologische kwaliteitsniveau's weerspiegelen.

typologische beïnvloedingseenheid (TBE) (S):	groep van monsters die resulteert na weging van (storings) sub VTE's in het licht van de typologische hoofdstructuur (STOWA, 1992b)
typologisch raamwerk (S):	indeling van wateren in groepen ten behoeve van de beoordeling (STOWA, 1992a; 1993a; 1994a).
(voorlopige) typologische eenheid (VTE) (S):	groep van monsters die na ordinatie van biotische gegevens, vergelijking met abiotische gegevens en interpretatie van gradiënten als op elkaar gelijkend wordt beschouwd. (voorlopige) typologische
sub-eenheid (subVTE) (S):	groep van monsters binnen een VTE die op basis van overeenkomsten in biotische en abiotische variabelen als op elkaar gelijkend wordt beschouwd.
volledigheidsfractie (D):	indicatie van de kwaliteit van een ecotoopgroep per kilometercel in volledigheidsklassen (ruis, matig, goed, zeer goed) op basis van de score van een ecotoopgroep in een cel, waarbij in het score-traject klassegrenzen zijn aangebracht.
watertype (A)	groep van wateren die zich onderscheidt van andere wateren, doordat binnen de groep sprake is overeenkomsten in de aanwezige levensgemeenschappen, die het gevolg zijn van overeenkomsten in de in de betreffende wateren heersende abiotische randvoorwaarden.
weegfactor (D):	waarde die wordt toegekend aan individuele plantesoorten in ecotoopgroepen, welke tot uitdrukking brengt hoe breed een soort over alle ecotoopgroepen is verspreid (soort uniek in ecotoopgroep x: weegfactor = 1; soort komt in 2 ecotoopgroepen voor: weegfactor = 0,5 enz.)

Bijlage 4.2 Vergelijking tussen "methode-elgen" terminologieën

In deze paragraaf worden een aantal termen en begrippen behandeld die, óf in verschillende systemen worden gebruikt met een verschillende betekenis, óf waarvoor in verschillende systemen een andere terminologie wordt gebruikt, doch hetzelfde bedoeld.

kenmerk: in de AET-methode gebruikt om aan te geven dat een bepaalde soort een voorkeur lijkt te hebben voor een bepaald ecotooptype of groep van ecotooptypen (b.v. een hoofdgroep); in de STOWA-methode wordt

een karakteristiek beschouwd als een beschrijving van het effect van een bepaalde abiotische factor op de levensgemeenschap.

Bij de STOWA-methoden wordt een karakteristieke soort aangeduid als **specifiek**.

hoofdtype (STOWA)/hoofdgroep (AET): met een **hoofdtype** of **variant** wordt in de STOWA-methode een eenheid uit het typologisch raamwerk bedoeld b.v. heuvellandserie middenloop, sloot op zand, die wordt onderscheiden op basis van hoofdfactoren, zoals geologische ondergrond en verhang, maar ook chloriniteit en zuurgraad (sloten en kanalen); in de AET-methode wordt met **hoofdgroep** een groep van aquatische ecotooptypen bedoeld die op grond van, voor de masterfactoren sturende, factoren (b.v. verhang, invloed van de zee) gelijkenis met elkaar vertonen b.v. HLB: heuvellandbeken.

Een **hoofdtype** is op basis de onderscheidende factoren het meest vergelijkbaar met een **aquatische ecoserietype**; een **hoofdgroep** vertoont qua schaalniveau vergelijkbaarheid met de **series** uit de STOWA-methode (b.v. heuvelland-/laaglandserie).

Bijlage 5. Voorbeeld van de toepassing van het STOWA beoordelings-systeem voor stromende wateren (EBEOSWA; STOWA 1992a): het Smalbroekerloopje

Tabel 1 geeft een overzicht van de soorten (alleen indicatoren) in het Smalbroekerloopje (september 1984) en hun bijdragen aan de score per karakteristiek.

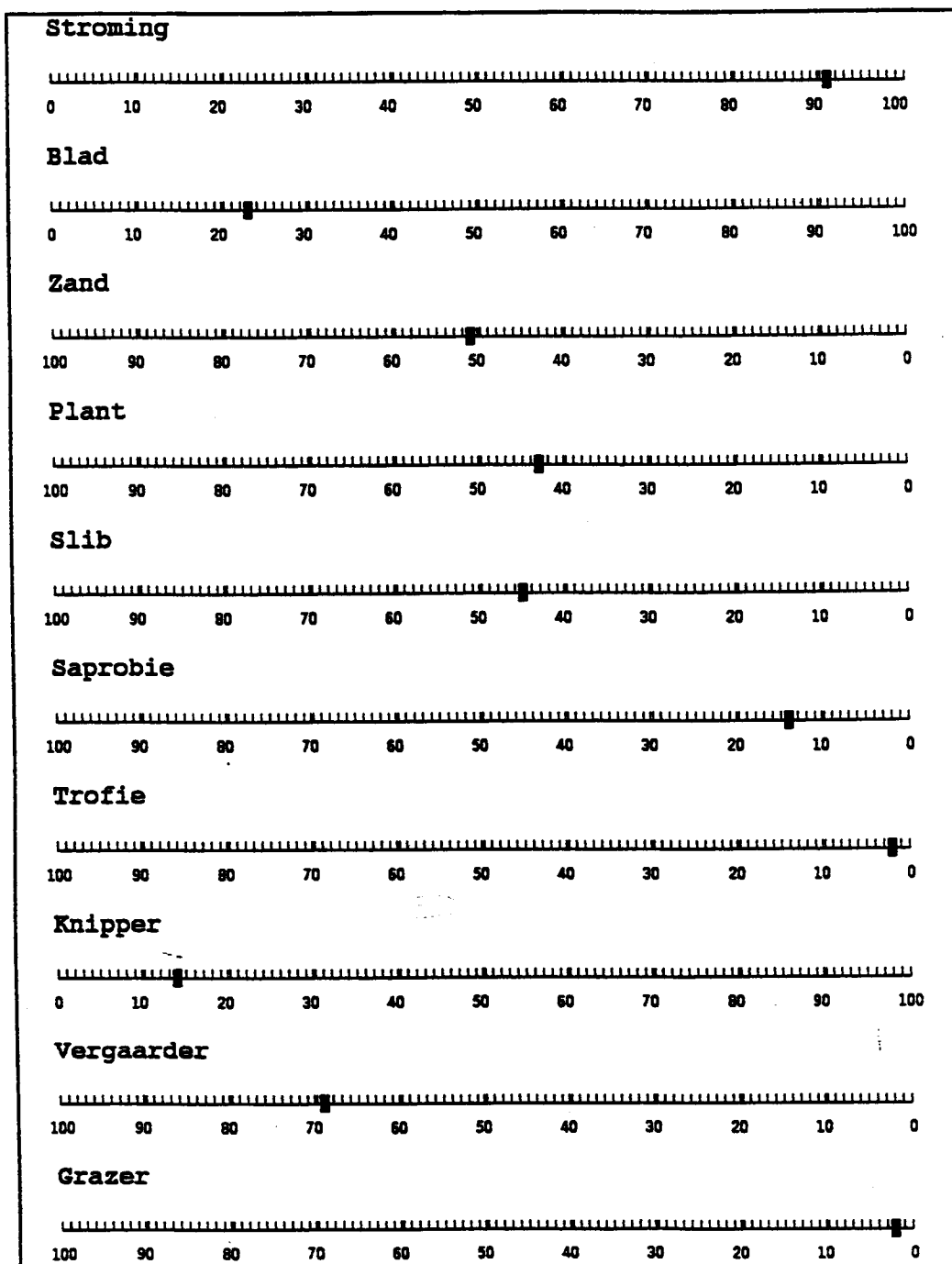
Tabel 1. *Overzicht van de indicatoren in een monster uit het Smalbroekerloopje (september 1984) en hun bijdragen aan de score per karakteristiek (STOWA, 1992a)
(N.B. in de kolom ## is het aantal individuen van ieder taxon weergegeven)*

indicatoren	##	strm	blad	zand	plan	slib	sapr	trof	knip	verg	graz
Erpobdellidae	6				6	6	6				
Sphaeriidae	4			4		4				4	
Gammaridae	14	14	14						14		
Baetis	36	36			36					36	
Nemouridae	8	8	8						8		
Veliidae	2	2									
Hydrphilidae	3				3						
Colymbetinae	1				1						
Hydroptilidae	2				2			2		2	
Limnephilus	12	12	12	12	12					12	
Beraeidae	1	1								1	
Simuliidae	7	7			7					7	
Dicranota	14	14				14					
Macropelopia	2	2				2					
Brillia modesta	3	3	3	3							3
Cricotopus	1				1			1		1	
Odontomesa	1	1								1	
Prodiamesa	16	16				16	16			16	
Micropsectra	29	29				29				29	
Totaal	159	145	37	81	68	71	22	3	22	109	3
Score		91	23	51	43	45	14	2	14	69	2

De scores in bovenstaande tabel zijn berekend volgens:

$$K_i = \frac{\text{TOTAAL AANTAL INDIVIDUEN INDICATIEF VOOR KARAKTERISTIEK } i}{\text{TOTAAL AANTAL INDIVIDUEN VAN ALLE INDICATOREN}} \times 100$$

In Figuur 1 zijn de scores ingevuld op de maatlat behorend bij het beoordelingssysteem voor stromende wateren.



Figuur 1. Maatlat voor stromende wateren met ingevulde scores van een monster uit het Smalbroeker-loopje (september 1984)

Op basis van de criteria voor de plaatsing van monsters in het typologisch raamwerk (zie Bijlage 3 Tabel 4) moet het Smalbroekerloopje tot het hoofdtype laaglandserie bovenlopen worden ingedeeld. Ter bepaling van de ecologische kwaliteitsniveau's moet de toetsingskaart voor laaglandserie bovenlopen over de ingevulde maatlat worden gelegd. Alle karakteristieken behalve 'zand' (zie Bijlage 3 Tabel 8) moeten worden beoordeeld.

Om bij dit rapport niet een los transparant te hoeven leveren zijn de ranges in de scores per karakteristiek die de verschillende ecologische kwaliteitsniveau's aangeven schematisch in Tabel 2 weergegeven (STOWA, 1992b)

Tabel 2. *Getalswaarden van de scores voor de afgrenzing van ecologische kwaliteitsniveau's bij bovenlopen van laaglandbeken (STOWA, 1992b)*
(N.B.: voor de karakteristieken knipper, vergaarder en grazer worden i.p.v. 5, maar 3 kwaliteitsniveau's onderscheiden)

	ecologische kwaliteitsniveau's en bijbehorende kleurcodes				
	beneden laagste	laagste	middelste	bijna hoogste	hoogste
	zwart	rood	geel	groen	blauw
laaglandserie bovenlopen					
stroming	0 - 9	10 - 19	20 - 69	70 - 89	90 - 100
blad	0 - 4	5 - 9	10 - 39	40 - 79	80 - 100
plant	100 - 81	80 - 71	70 - 21	20 - 6	5 - 0
slib	100 - 91	90 - 81	80 - 26	25 - 6	5 - 0
saprobie	100 - 91	90 - 76	75 - 11	10 - 3	2 - 0
trofie	100 - 61	60 - 41	40 - 9	8 - 3	2 - 0
knipper		0 - 10	11 - 45		46 - 100
vergaarder		100 - 80	79 - 35		34 - 0
grazer		100 - 11	10 - 4		3 - 0

Aflesen van de scores op de maatlat in Figuur 1 met Tabel 2 levert een overzicht van het ecologische kwaliteitsniveau van het Smalbroekerloopje op basis van verschillende karakteristieken. Samenvoeging van de karakteristieken *blad*, (*zand*), *plant* en *slib* tot de categorie *substraat*, en *knipper*, *vergaarder* en *grazer* tot de categorie *voedselstrategie* levert ecologische kwaliteitsniveau's voor het ecologisch profiel. Dit is weergegeven in Tabel 3:

Tabel 3. Ecologische kwaliteitsniveau's voor de karakteristieken van het Smalbroekerloopje

karakteristiek	ecologisch niveau	kleurcode per karakteristiek	samenvattend ecologisch niveau	kleurcode ecologisch profiel
<i>stroming</i>	hoogste	blauw	<i>stroming</i> : hoogste	blauw
<i>blad</i> <i>zand</i> <i>plant</i> <i>slib</i>	middelste n.v.t. middelste middelste	geel geel geel	<i>substraat</i> : middelste	geel
<i>saprobie</i>	middelste	geel	<i>saprobie</i> : middelste	geel
<i>trofie</i>	hoogste	blauw	<i>trofie</i> : hoogste	blauw
<i>knipper</i> <i>vergaarder</i> <i>grazer</i>	middelste middelste hoogste	geel geel blauw	<i>voedselstrategie</i> : middelste	geel

Kleurcodes in de laatste kolom van de tabel worden vermeld in het ecologisch profiel in Figuur 2:

voedselstrategie	geel
substraat	geel
trofie	blauw
saprobie	geel
stroming	blauw

Figuur 2. Ecologisch profiel van het Smalbroekerloopje (september 1984)

Bijlage 6. Voorbeeld van de toedeling van een watermonster aan de aquatische ecotootypen: het Smalbroekerloopje

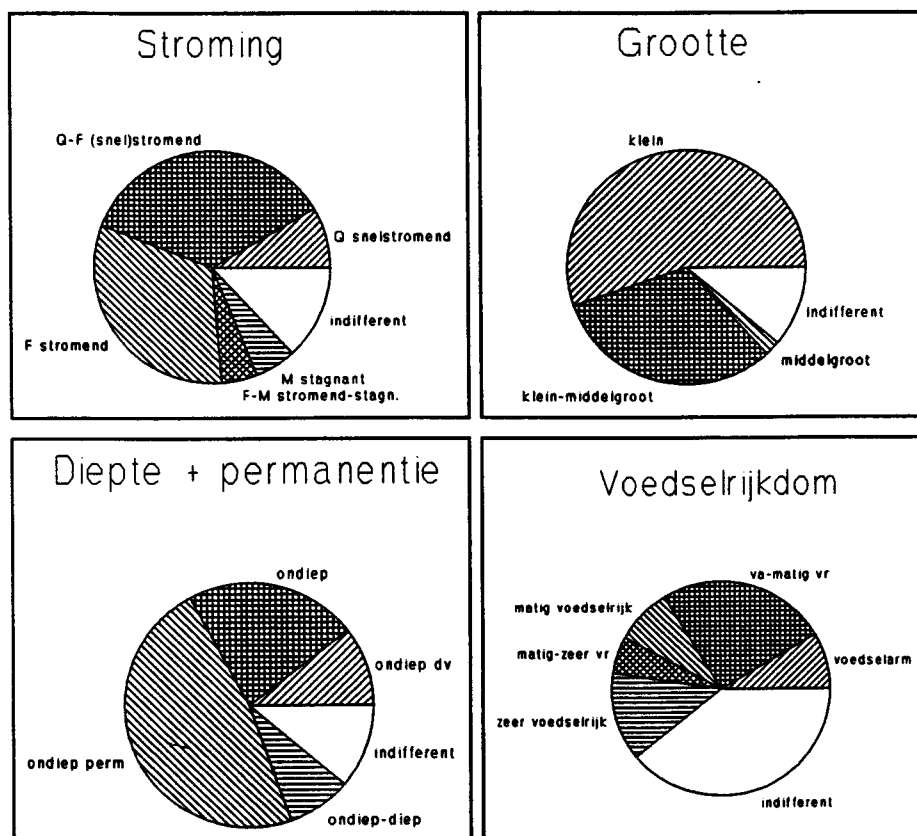
Voor de toedeling aan een aquatisch ecotootype zijn alleen macrofauna-gegevens van **alle soorten** gebruikt. Een volledige soortenlijst met abundanties is in de toedelingsresultaten gegeven in Tabel 1. Bij de toedeling van het Smalbroekerloopje zijn AQUATYP en FAUNATYP gebruikt. Resultaten van beide zijn hieronder weergegeven.

Tabel 1. Soortensamenstelling Smalbroekerloopje, met vermelding van het aantal exemplaren (n) en de ecotootypen waarvoor de soort karakteristiek of zeer karakteristiek is volgens de indeling in ecologische soortengroepen. Voor betekenis codes ecotootypen: zie Bijlage 2 Tabel 2

Soort	n	log(n + 1)	ecotootypen waarvoor soort kenmerkend
Anacaena limbata	2	0,5	-
Baetis vernus	36	1,6	F68, F78
Beraea maura	1	0,3	Q23, F22, F27, F32, F62
Brillia modesta	3	0,6	Q62, Q63, F21, F17, F22, F27, F67
Cricotopus gr. sylvestris	1	0,3	F78
Dicranota sp.	14	0,2	Q23
Erpobdella testacea	6	0,8	M67, M68
Gammarus pulex	14	1,2	Q63, F22, F27, M47
Hydrobius fuscipes	1	0,3	-
Limnephilus extricatus	2	0,5	-
Macropelopia spec.	1	0,3	Q63, F22, F67, F68, M38
Micropsectra gr. praecox	29	1,5	F12, F13
Nemourea cinerea	8	1,0	Q23, Q62, Q63, F27, F37, F38, F67
Odontomesa fulva	1	0,3	F67
Oxyethira flavicornis	1	0,3	-
Pisidium sp.	4	0,7	F17, F22, M38
Platambus maculatus	1	0,3	Q63, Q77, F32, F37, F38, F62, F67, F68, F77
Prodiamesa olivacea	16	1,2	Q63, F67, F68, M73
Simulium sp.	7	0,9	F67, F77
Velia caprai	2	0,5	Q63, F67, F68

Voorbeeld AQUATYP

Uit de ecotooptypen waaraan de soort is toegewezen kan worden afgeleid voor welke kenmerkklassen een soort indicatief is. Zo is bijvoorbeeld *Baetis vernus* op grond van zijn toedeling aan ecotooptypen een soort die kenmerkend is voor klein tot middelgroot, ondiep, permanent, stromend voedselrijk water. In AQUATYP wordt per kenmerk nagegaan wat de verdeling van soorten over de kenmerkklassen is. In onderstaande figuren is dit uitgewerkt voor de kenmerken stroming, grootte, diepte en permanentie en voedselrijkdom. Hierbij is de logaritme uit de presentie gebruikt als abundantie maat. Daaruit blijkt b.v. dat soorten die kenmerkend zijn voor stromend water s.l. (Q, F, Q-F) een abundantie-aandeel van meer dan drie kwart hebben, waarbij soorten met een voorkeur voor stromend water (F) een groter abundantie-aandeel hebben dan soorten van snelstromend water (Q). Op soortgelijke wijze kan op grond van de indicatieve waarde van soorten voor de kenmerken grootte, diepte, permanentie en voedselrijkdom worden nagegaan dat het naar verwachting gaat om een klein, ondiep, permanent, matig voedselrijk water (ecotooptype: F67). De indeling naar voedselrijkdom is het minst eenduidig, omdat veel van de aangetroffen soorten geen voorkeur hebben voor een bepaalde voedselrijkdomsklasse.



Figuur 1. Resultaat van de toedeling van een monster uit het Sambroekerloopje aan de kenmerkklassen uit de AET-methode met AQUATYP. Toedeling: STROMING: stromend; GROOTTE: klein; DIEPTE + PERMANENTIE: ondiep, permanent; VOEDSELRIJKDOM: matig voedselrijk.

Voorbeeld FAUNATYP

De werking van FAUNATYP kan eveneens worden geïllustreerd aan de hand van het voorbeeld van het Smaalbroekerloopje. Figuur 2 geeft per ecotooptype de kenmerkendheidsscore die een maat is voor de verwantschap van het Smaalbroekerloopje met het ecotooptype op basis van de karakteristiekiteit van soorten. In dit geval is de verwantschap het grootst met type F67, 'Stromend, klein, ondiep, matig voedselrijk water'. Dit type omvat bovenlopen van beken en bronbeekjes in het pleistocene deel van Nederland. Andere typen waarmee het type veel verwantschap vertoont zijn Q63 (Snelstromend, klein, ondiep, voedselarm, niet zuur water) en F27 (Permanente, matig voedselrijke bron).
bron dv

[illegible]

Figuur 2. Resultaat van de toedeling van een monster uit het Smalbroekerlooppje (1984) aan de aquatische ecotootypen met FAUNATYP. De hoogste score (54) wordt behaald door het type F67: stromend, klein, ondiep permanent, matig voedselrijk water

Het bestellen van IBN-rapporten

IBN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op gironummer 94 85 40 of banknummer 53.91.05.988 van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) te Wageningen. Vermeld op de overschrijving het nummer van het gewenste IBN-rapport (en naam en afleveradres als die afwijken van de naam en adres op de overschrijving).

Gebruik geen verzamelgiro omdat het adres van de besteller niet op onze bijschrijving komt zodat het bestelde niet kan worden toegezonden.

- 001 M.S.S. Lavaleije & N. Dankers 1993. Voorstudie naar de effecten van de garnalenvisserij op de bodemfauna, met advies over te sluiten gebieden en uit te voeren onderzoek. 36 p. f 10,-
- 002 A.F.M. van Hees 1993. 'Tussen de Goren' bosreservaat Chaam; bossamenstelling en structuur in de steekproefcirkels. 93 p. f 25,-
- 003 G.J.D.M. Müskens & S. Broekhuizen 1993. Migratie bij Nederlandse dassen *Meles meles* (L., 1758). 33 p. f 10,-
- 004 P.F.M. Verdonschot, J.A. Schot & M.R. Scheffers 1993. Potentiële ecologische ontwikkelingen in het aquatisch deel van het Dinkelsysteem; onderdeel van het NBP-project Ecologisch onderzoek Dinkelsysteem. 128 p. f 35,-
- 005 M.A. Elbers & P.E.T. Douben 1993. Effecten van stoffen op de Nederlandse natuur; een inventarisatie. 92 p. f 25,-
- 006 J.J.W.M. Brouns, C. van der Kraan, E. Schurink, K.W. Smilde & H.J.P.A. Verkaar 1993. Saneringstechnieken in het landelijke gebied. 76 p. f 20,-
- 007 W. Schuring, A. Boekestein, K. Hulsteijn & F. Thiel 1993. De verdamping van stadsbomen; huidmondjesfrequenties en -afmetingen van enige voor het stedelijk groen interessante boomsoorten. 39 p. f 10,-
- 008 A.L.J. Wijnhoven 1993. Biologisch-ecologische studie 'De Warande' Oosterhout; de effecten van de bouw van 14 grote woonhuizen op de actuele en potentiële natuurwaarden van het zuidelijk deel van het recreatieoord 'De Warande'. 23 p. f 10,-
- 009 P.J.W. Hinssen 1993. Planning, gebruik en beheer van de stedelijke groene ruimte; een verkenning van de ontwikkelingen in de openbare groene ruimte, kwalitatief en kwantitatief, en een aanzet tot een systematiek voor de planning en evaluatie. 65 p. f 20,-
- 010 C.D. Léon 1993. Kwaliteit van en herstelparameters voor chemisch belaste ecosystemen. 185 p. f 45,-
- 011 F.J.J. Niewold 1993. Raamplan voor behoud en herstel van de leefgebieden van korhoenders (*Tetrao tetrix*) in Midden-Brabant. 158 p. f 35,-
- 012 H. Siepel et al. 1993. De internationale betekenis van Nederland voor de fauna; 1. de terrestrische fauna. 234 p. f 60,-
- 013 H.C. Greven (red.) 1993. Bermbeheer Zuid-Holland; de ontwikkeling van een beslismodel voor ontwikkeling van natuurlijke vegetaties in wegbermen. 75 p. f 20,-

- 014 F.J.J. Niewold 1993. Effectiviteit bij de muskusrattenbestrijding; muskusrattenvangsten tijdens een onderzoek naar onbedoeld gevangen dieren. 46 p. f 15,-
- 015 H.N. Siebel 1993. Bosontwikkeling in de Lauwersmeer; de te verwachten gevolgen van de veranderingen in de waterhuishouding voor de bosontwikkeling in het Ballastplaatbos, het Diepsterbos en het Zomerhuisbos. 27 p. f 10,-
- 016 L.M.J. van den Bergh, A.L. Spaans & J.E. Winkelman 1993. De mogelijke hinder van een 25 MW windpark voor vogels op twee potentiële locaties in Noord-Groningen. 95 p. f 25,-
- 017 S.W.L. Stevens 1993. 'La carte s'il vous plaît?'; kaarten van de compartimenten van het Nationaal Bosbegrazingsonderzoek. 76 p. f 20,-
- 018 L. Jans 1993. Inventarisatie van de natuurlijke verjonging van de dominante boomsoorten in het bosgebied van het nationale park 'De Hoge Veluwe' 61 p. f 20,-
- 019 N.H. Edelenbosch & P.W. Goedhart 1993. Een methode voor het bepalen van het aanwezige volume per rondhoutsortiment in een partij hout die op stam verkocht wordt; een studie voor de grove den. 46 p. f 15,-
- 020 N.C.M. Maes 1993. Genetische kwaliteit inheemse bomen en struiken; deelproject: Randvoorwaarden en knelpunten bij behoud en toepassing van inheems genenmateriaal. 86 p. f 25,-
- 021 M.A.P. Horsthuis & J.H.J. Schaminée 1993. Verspreiding en ecologische spectra van 24 plantengemeenschappen in Nederland. 170 p. f 45,-
- 022 T.A. de Boer 1993. Het gebruik van binnen- en buitenstedelijk groen in Utrecht. 101 p. f 35,-
- 023 H. Siepel et al. 1993. De internationale betekenis van Nederland voor de fauna; 2. de aquatische fauna. 112 p. f 35,-
- 024 H.J. Hekhuis 1993. Het toezicht op de naleving van het natuur- en milieubeschermingsrecht in de knel? Knelpunten in een coördinatie van het toezicht op de Veluwe. 112 p. f 35,-
- 025 A. P. Oost & K.S. Dijkema 1993. Effecten van bodemdaling door gaswinning in de Waddenzee. 149 p. f 35,-
- 026 A.J. Beintema 1993. Broedprestaties van de zwarte stern in 1992; eerste resultaten van een onderzoek naar de factoren die het voorkomen van de zwarte stern in Nederland bepalen. 44 p. f 15,-
- 027 L.M.J. van den Bergh & A.L. Spaans 1993. De mogelijke hinder van een 10 MW windpark langs de Noordermeerdijk (NOP) voor vogels. 95 p. f 25,-
- 028 L.M.J. van den Bergh & A.L. Spaans 1993. De mogelijke hinder van een 8 MW windpark langs de Zuidermeerdijk (NOP) voor vogels. 82 p. f 25,-
- 029 J.L. Guldemon 1993. Adviesnota met aanvullende expertise inzake het integraal structuurplan buitenruimte Kralingse Bos in relatie tot de gewenste ruimtelijke uitbreiding van het C.H.I.O. 26 p. f 10,-
- 030 P.F.M. Verdonschot & B. van de Wetering 1993. Naar een ecologische indeling van sloten, weteringen en 'genormaliseerde' laaglandbeken in Gelderland. 119 p. f 35,-
- 031 A.L.J. Wijnhoven 1993. Biologisch-ecologische effectenstudie "Vrachelen" Oosterhout. 81 p. f 25,-
- 032 J.A. Schot & P.F.M. Verdonschot 1993. Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkerven 4; monitoring en signalering 1990-1992. 40 p. f 10,-

- 033 A.H.P. Stumpel & H. Siepel 1993. Naar meetnetten voor reptielen en amfibieën. 114 p. f 35,-
- 034 J.H. Spijker 1993. Evaluatie terreinbeheer Esso-Benelux. 35 p. f 10,-
- 035 G. van Wirdum 1993. Ecosysteemvisie Hoogvenen. 148 p. f 35,-
- 036 P.A.G. Schouwenberg 1993. Onderzoek naar de gevolgen van verplaatsing van het waterinlaatpunt voor de boezem van Noordwest-Overijssel naar het gemaal Stroink. 64 p. f 20,-
- 037 F.J.J. Niewold 1993. Inrichting en beheer van de Sallandse Heuvelrug en het Wierdense Veld ten behoeve van een duurzame korhoenpopulatie. 149 p. f 35,-
- 038 J.G. de Molenaar & D.A. Jonkers 1993. De invloed van stikstof in de ontlasting van honden op de vegetatie in voedselarme bos- en natuurterreinen. 30 p. f 10,-
- 039 J.B. den Ouden 1993. Het aangestroomde oppervlak van geïnundeerde ooibossen in diverse ontwikkelingsstadia; een bijdrage ter berekening van de stromingsweerstand van ooibossen. 72 p. f 12,50
- 040 A.P.P.M. Clerkx & A.F.M. van Hees 1993. Het vochtgehalte in de strooisellaag onder verschillende vegetaties in twee grove-dennenopstanden. 34 p. f 10,-
- 041 N.C.M. Maes 1993. Genetische kwaliteit inheemse bomen en struiken deelproject: Inventarisatie inheems genenmateriaal in Oost-Twente, Rivierengebied en Zuid-Limburg. 87 p. f 25,-
- 042 W.K.R.E. van Wingerden, A.H.P. Stumpel & J.W.G. van Osch 1993. Vegetatie en fauna van de Vallei van het Veen (Vlieland) voorafgaande aan begrazing. 82 p. f 25,-
- 043 M. Claringbould & S.P. Tjallingii 1993. Groene en blauwe structuren; een ecologische aanloop voor de 'Waalsprong'. 46 p. f 25,-
- 044 J.P. Peeters 1993. Beplantingsproef Broekpolder; 6c. Proefveldresultaten over de periode najaar 1988 - najaar 1991. 78 p. f 20,-
- 045 J. Kopinga & C. Das 1993. Onderzoek naar de oorzaken van de groeistagnatie van de essenbeplanting (*Fraxinus excelsior*) langs de 'Dorpenweg' (Lith-Ravenstein). 38 p. f 10,-
- 046 G.J. Maas, C.A. van den Berg & A. Oosterbaan 1993. Vervolgonderzoek naar oorzaken van de verminderde vitaliteit van zomereik in het duingebied van Nederland. 46 p. f 15,-
- 047 H.N. Siebel 1993. Indicatiegetallen van blad- en levermossen. 45 p. f 35,-
- 048 C.A. van den Berg & A. Oosterbaan 1993. Voorlopige resultaten van een onderzoek naar de invloed van insectenbestrijding en bemesting op de vitaliteit van verzwakte zomereiken. 37 p. f 10,-
- 049 J.H. Bossinade, J. van den Bergs & K.S. Dijkema 1993. De invloed van de wind op het jaargemiddelde hoogwater langs de Friese en Groninger waddenkust. 22 p. f 10,-
- 050 C.C. Vos 1993. Versnippering en landinrichting in Zeeuws-Vlaanderen. Deel 1. Boomkijkers. 80 p. f 25,-
- 051 B.A. Nolet 1993. Terugkeer van de bever: herintroductie van de bever in de Biesbos. 111 p. f 35,-
- 052 H. van Dam, A. Mertens & L.M. Janmaat 1993. De invloed van atmosferische depositie op diatomeeën en chemische samenstelling van het water in sprengen, beken en bronnen. 128 p. f 35,-

- 053 R.P.B. Foppen 1993. Versnippering en landinrichting in Zeeuws-Vlaanderen. Deel II. Moerasvogels. 65 p. f 20,-
- 054 R.H.M. Peltzer 1993. Het recreatief gebruik van het Stroomdallandschap Drentsche A. 157 p. f 35,-
- 055 S. Broekhuizen. G.J.D.M. Müskens & K. Sandifort 1994. Invloed van sterfte door verkeer op de voortplanting bij dassen. 39 p. f 15,-
- 056 H.J. Hekhuis & S.M.G. de Vries 1994. Duurzaam rijshout voor de kwelderwerken; onderzoek naar een goedkoper onderhoud van de rijshoutdammen in de Waddenzee. 49 p. f 15,-
- 057 H.J.J. Kroon 1994. Het recreatief gebruik van bossen en natuurgebieden in Brabant en Limburg; een regionale enquête in oostelijk Noord-Brabant en noordelijk Limburg. 56 p. f 15,-
- 058 J.J.L. Sluijsmans 1994. Planning, gebruik en beheer van de stedelijke groene ruimte; pilot-studie naar de kosten van de stedelijke groene ruimte. 41 p. f 15,-
- 059 L.G. Moraal 1994. Onderzoek naar de preventie van het wildafweermiddel Wöbra tegen de populiereglasvlinder, *Paranthrene tabaniformis*. 19 p. f 10,-
- 061 J.J.L. Sluijsmans, A. Koster, S.P. Tjallingii & W. Kerkhoven 1994. Eind-evaluatie van het project De Grote Pimpernel. 35 p. f 10,-
- 062 M. Claringbould & J. van de Vlugt 1994. De kwaliteit van de ruimte in cijfers. Deel 2 Waardering van de kwaliteit van de openbare ruimte, met accent op de rol van het groen daarin, in negen Utrechtse wijken. 70 p. f 20,-
- 063 J.J.L. Sluijsmans 1994. Praktijkervaringen met het terugdringen van het gebruik van chemische middelen op verhardingen; een inventarisatie in zeven stadsdelen in de gemeente Amsterdam. 49 p. f 15,-
- 064 L.J. van Os 1994. Tussentijdse evaluatie van de opnamemethode van het SILVI-STAR monitoringsysteem. 13 p. f 10,-
- 065 M.E.A. Broekmeyer & G.J. Maas 1994. Vergrassing van opstanden van grove den op droge, arme zandgronden op de Veluwe; een studie naar de ontwikkeling van het humusprofiel. 61 p. f 20,-
- 066 T.A. de Boer 1994. Verkeerstellingen in 1988, 1989 en 1990/1991 in een aantal beheersgebieden van het Staatsbosbeheer. 125 p. f 35,-
- 067 G.J. Tol, P.H. Oldeman & A.J. Griffioen 1994. Toelichting bij de vegetatiekaart van 1992 van het Nationaal Park 'De Hoge Veluwe'. 42 p. f 20,-
- 068 P. Opdam (red.) 1994. Monitoring van biotische elementen na maatregelen in de landbouwenclave "De Driesprong", gemeente Ede. 38 p. f 10,-
- 069 M.J.G. Talsma & P.F.M. Verdonschot 1994. Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen 5. 73 p. f 20,-
- 070 P.F.M. Verdonschot, H.G. Mosterdijk, J.A. Schot & W. Cellarius 1994. Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen 6. 43 p. f 20,-
- 071 J.A. Schot & P.F.M. Verdonschot 1994. Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen 7; monitoring 1993. 36 p. f 10,-
- 072 W.F. van der Hoek & P.F.M. Verdonschot 1994. Functionele karakterisering van aquatische ecotootypen. 136 p. f 35,-
- 073 H.M. Beijer, P. Moen & A.L.J. Wijnhoven (red.) 1994. Een nieuwe kijk op hei; verslag van de heideworkshop gehouden op 25 mei 1993 te Wagnen. 64 p. f 20,-

- 074 A. Oosterbaan 1994. Wortelontwikkeling van plugplanten in vergelijking met traditioneel geteelde planten van grove den enkele jaren na de aanleg. 21 p. f 10,-
- 075 A.H. Prins, Th. van der Sluis, G. van Wirdum 1994. Mogelijkheden voor de brakwatervegetaties in Polder Westzaan. 96 p. f 25,-
- 076 N.C.M. Maes 1994. Genetische kwaliteit inheemse bomen en struiken; deelproject: Inheems genenmateriaal in de Achterhoek rond Winterswijk. 75 p. f 20,-
- 077 C.J. Smit 1994. Alternatieve voedselbronnen voor schelpdier-etende vogels in Nederlandse getijdewateren. 80 p. f 20,-
- 078 H.J. Hekhuis, J.G. de Molenaar & D.A. Jonkers 1994. Het sturen van natuurwaarden door bosbedrijven; een evaluatiemethode voor multifunctionele bossen. 146 p. f 35,-
- 079 J.L. Guldemon 1994. Is de iepeziekte in Nederland nog beheersbaar? 37 p. f 10,-
- 080 A.T. Kuiters, G.W.T.A. Groot Bruinderink & S.E. van Wieren 1994. Het Nationaal Park i.o. Zuid-Kennemerland: een ideaal biotoop voor het edelhert? 31p. f 10,-
- 081 J.J.L. Sluismans & J.H. Spijker 1994. Maatregelen om het gebruik van chemische middelen op verhardingen in de gemeente Utrecht uit te sluiten. 33 p. f 20,-
- 082 S. Roest (red.), B.C. van Dam, P.W. Evers, D.E.A. Florack & A.M.T. Snel 1994. Het inbrengen van genen coderend voor antibacteriële eiwitten bij wilg ter bescherming tegen de watermerkziekte. 60 p. f 50,-
- 083 E.P.A.G. Schouwenberg 1994. Basenverzadiging in trilvenen in De Weerribben. 48 p. f 20,-
- 084 E.P.A.G. Schouwenberg, T. Reijnders & G. van Wirdum 1994. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring in De Weerribben. 76 p. f 30,-
- 085 H.F. van Dobben, M.J.M.R. Vocks, E. Jansen & G.M. Dirkse 1994. Veranderingen in de ondergroei van het Nederlandse dennenbos over de periode 1985-1993. 37 p. f 20,-
- 086 J.L. Guldemon, F.Th.J. Hoksbergen & J. Kopinga 1994. Verkeersgeleiders en boomspiegels in de gemeente Utrecht; onderhoud in relatie tot ontwerp en constructie. 56 p. f 30,-
- 087 M. Claringbould 1994. Vlaardings Broekpolder: de groene optie. 55 p. f 45,-
- 088 L.G. Moraal, G.F.P. Martakis & J. van den Burg 1994. Insektenaantastingen in bemestingsproefvelden met naaldhout in de Peel. 60 p. f 40,-
- 089 W. Schuring, A. Boekestein, K. Hulsteijn & J.G. Kornet 1994. De verdamping van stadsbomen: verdamping in relatie tot bladeigenschappen; aanbeveling voor de praktijk. 48 p. f 20,-
- 090 R. Ketelaar 1994. Mogelijkheden voor begrazing in het natuurgebied "De Douwelerkolk" bij Deventer. 63 p. f 30,-
- 091 H. Haccoû, S.P. Tjallingii & W. Zonneveld 1994. Econiveaus; een discussie over schaalniveaus en strategieën voor duurzame ontwikkeling van stedelijke systemen. 127 p. f 50,-
- 092 A. Augustijn-van Buuren, E.W. de Jonge & A.M. Langezaal-van Swaay 1994. Een groenstructuurplan voor NS?; onderzoek naar de noodzaak van een groenstructuurplan voor de spoorwegterreinen. 27 p. f 30,-
- 093 H. Koop 1994. Beheervisie Amsterdamse Bos; deelrapport 1. 59 p. f. 40,-

- 094 N.H. Edelenbosch 1994. Economische evaluatie van mengteelt van bomen met landbouwgewassen; interimrapport over mengteelt van populieren met suikerbieten, snijmaïs en gras. 74 p. f 40,-
- 095 J.G. de Molenaar 1994. Effecten van verstrooien van crematie-as; betreffende het asverstrooiveld nabij de Kampdwarsweg te Zeist. 46 p. f. 30,-
- 096 A.P.P.M. Clercx, K.W. van Dort, P.W.F.M. Hommel, A.H.F. Stortelder, J.G. Vrielink, R.W. de Waal & R.J.A.M. Wolf 1994. Broekbossen van Nederland. 372 p. f 75,-
- 097 H. Koop 1994. Deelplan Natuurboszone Amsterdamse Bos; deelrapport 2. 42 p. f. 30,-
- 098 J.J.L. Sluijsmans 1994. Reductieprogramma chemische onkruidbestrijdingsmiddelen bij gemeenten; fase 1. Opzet van een reductieprogramma. 40 p. f 30,-
- 099 R. Ketelaar 1994. Loopkevers (Coleoptera: Carabidae) in drie stadsparken van Deventer. 57 p. f 40,-
- 100 H. van Dam, A. Mertens & H. Heijnis 1994. Retrospectieve monitoring van verzuring en eutrofiëring in het Kolkven en Van Esschenven bij Oisterwijk. 76 p. f 40,-
- 101 t/m 105 J. van den Burg 1994. Verslagen van het landelijk bemestingsonderzoek in bossen 1986 t/m 1991; deelrapporten 1 t/m 5. f 175,-
- 106 J. van den Burg & A.F.M. Olsthoorn 1994. Het landelijk bemestingsonderzoek in bossen 1986 t/m 1991; deelrapport 6. Overzicht en bespreking van de resultaten. 126 p. f 50,-
- 107 J.P. Peeters 1994. Ruim twintig jaar beplantingsproef Broekpolder. 7. Proefveldresultaten over de periode 1970 - 1991. 156 p. f 60,-
- 108 G.W.T.A. Groot Bruinderink, E. Hazebroek & M. Petrak 1994. De draagkracht van het Duits-Nederlands natuurgebied Maas-Swalm-Nette voor wilde zwijnen. 35 p. f 30,-
- 109 T.A. de Boer & P.A.M. Visschedijk 1994. Gebruik en waardering van binnen- en buitenstedelijk groen. 105 p. f 50,-
- 112 A.L. Spaans & L.M.J. van den Bergh 1994. MER Windstreek: basisrapport A. Grootschalige windenergie en vogels in Friesland: een onderzoek naar de mogelijke hinder voor vogels van het project Windstreek. 168 p. f 60,-
- 113 S.M.J.M. Brasseur & P.J.H. Reijnders 1994. De invloed van diverse verstoringsbronnen op het gedrag en habitatgebruik van gewone zeehonden: consequenties voor de inrichting van het gebied. 62 p. f 40,-
- 114 F.J.J. Niewold 1994. Herstelplan korhoen Noord-Nederland: het Fochtelooërveen en het Dwingelderveld als prioritaire accentgebieden. 148 p. f 50,-
- 115 A.F.M. Olsthoorn & G.J. Maas 1994. Relatie tussen vitaliteitskenmerken, groeiplaats, ziekten en herkomst bij douglas. 84 p. f 40,-
- 116 M.E. Sanders & G. van Wirdum 1994. Ontwerpen van een methode voor tijdreeksanalyse van vegetatiegegevens ten behoeve van monitoring. 67 p. f 40,-
- 117 W.F. van der Hoek & P.F.M. Verdonchot 1994. Naar een landelijk aquatisch ingreep-effectmodel. 113 p. f. 50,-

