

KWR 2017.091 | December 2017

Instrumenten voor ecologische diagnose en effectvoorspelling

Een overzicht van de huidige Nederlandse
situatie

Instrumenten voor ecologische diagnose en effectvoorspelling

Een overzicht van de huidige Nederlandse situatie

KWR 2017.091 | December 2017

Opdrachtnummer

400976

Projectmanager

Ton van Leerdam

Opdrachtgever

TKI onderzoek (project DNA Watersysteem Scan & Reference Tool)

Kwaliteitsborger(s)

Edwin Kardinaal & Gertjan Medema

Auteur(s)

Michiel Hootsmans (KWR) & Roel Knoben (Royal HaskoningDHV)

Verzonden aan

Aqualab Zuid, Naturalis Biodiversity Center, Royal HaskoningDHV

Dit onderzoek is uitgevoerd in samenwerking met Aqualab Zuid, Naturalis Biodiversity Center en Royal HaskoningDHV. Deze activiteit is mede gefinancierd met PPS-financiering uit de Toeslag voor Topconsortia voor Kennis en Innovatie (TKI's) van het ministerie van Economische Zaken en Klimaat en de resultaten zijn openbaar.



Jaar van publicatie
2017

Meer informatie

dr.ir. Michiel Hootsmans
T (030) 6069 648
E michiel.hootsmans@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
F +31 (0)30 60 61 165
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

KWR Watercycle
Research
Institute

KWR 2017.091 | December 2017 © KWR

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de uitgever.

Samenvatting

Ecologische diagnostiek - laat soorten vertellen wat ze nodig hebben

Deze studie biedt een overzicht van een aantal bestaande instrumenten voor ecologische diagnostiek. Inzicht in allerlei meer verfijnde, soortspecifieke habitat aspecten is nog tamelijk beperkt. Naast bijvoorbeeld eutrofiëringsproblematiek bepalen deze aspecten eveneens de leefomstandigheden. Dit beperkte inzicht vormt ná het letterlijk ophelderen van het eutrofiëringsvraagstuk waarschijnlijk een nieuwe bottleneck bij het realiseren van soortenrijke levensgemeenschappen. Er is daarom hernieuwde aandacht nodig voor de doorontwikkeling van ecologische diagnostiek die gebruik maakt van gedetailleerde milieu-informatie afgeleid uit de aan- of afwezigheid van soorten of soortengroepen.

Belang: Op grond van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) moeten waterbeheerders doelen opstellen voor een viertal geaggregeerde biologische componenten van waterlichamen: fytoplankton, overige waterflora, macrofauna en vissen. Om deze doelen te kunnen definiëren, en om te kunnen bepalen of beheers- en inrichtingsmaatregelen leiden tot gewenste veranderingen in de ecologische kwaliteit, is inzicht nodig in het functioneren van het ecosysteem. Hiervoor is een watersysteem analyse onontbeerlijk. Het ontwikkelen en implementeren van het raamwerk van ecologische KRW maatlatten voor de toestandsbepaling en -beoordeling heeft in de afgelopen 15 jaar veel tijd en inzet gevraagd van beheerders en adviseurs. Daarnaast is een palet aan diagnostisch instrumentarium tot stand gekomen. Deze instrumenten beogen de oorzaken van een geconstateerde toestand bloot te leggen. De toepasbaarheid en het gebruik hiervan lijken relatief beperkt gebleven. Dit is onder meer het gevolg van een gebrek aan bekendheid en het vrijblijvende/niet verplichte karakter van een diagnose. Daarbij speelt ook mee dat er bij waterbeheerders een sterke focus ligt op doelformulering, op inrichting en uitvoering van de nieuwe KRW monitoring en op de beoordeling van de ecologische waterkwaliteit.

De eutrofiëringsproblematiek van een groot deel van de Nederlandse wateren was (en is) de belangrijkste reden waardoor ecologische doelen voornamelijk niet of nauwelijks worden behaald. En dus moet allereerst het vraagstuk van externe en interne eutrofiëring worden opgelost, om überhaupt in staat te zijn om KRW doelen te behalen. Maar hieruit ontstaat nog geen inzicht in meer verfijnde habitat aspecten die op het niveau van soorten de leefomstandigheden eveneens bepalen. En die vormen na het oplossen van eutrofiëringsproblemen waarschijnlijk een nieuwe bottleneck bij het realiseren van soortenrijke levensgemeenschappen die zowel naar de letter als de geest aan de KRW doelen voldoen.

Deze studie beoogt een overzicht te bieden van een aantal diagnostische instrumenten en de mate van hun gebruik en bruikbaarheid bij watersysteemanalyse. Daarnaast schetsen we mogelijkheden voor een doorontwikkeling van ecologische diagnostiek die gebruik maakt van gedetailleerde milieu-informatie, afgeleid uit de aan- of afwezigheid van soorten of soortengroepen. De beoogde doelgroep van deze studie bestaat uit watersysteem specialisten bij waterbeheerders, adviesbureaus en kennisorganisaties. Zij krijgen hiermee een ingang om het voor hun behoeften beschikbare diagnostisch instrumentarium nader te verkennen.

Aanpak: Om de huidige stand van zaken op het terrein van ecologisch diagnostisch instrumentarium beter in beeld te krijgen zijn dertien al langere tijd bestaande instrumenten nader verkend en mede op hun bruikbaarheid voor watersysteemanalyse beoordeeld. Daarbij is via onder meer de Stowa website ook gezocht naar andere of meer recente ontwikkelingen van diagnostisch instrumentarium. Op deze manier bieden we een handreiking aan waterbeheerders, om weer meer aandacht te schenken aan de toepassing en verdere ontwikkeling van dergelijke instrumenten en de daarin vervatte systeemkennis.

Resultaten: Onze analyse maakt duidelijk dat een deel van de onderzochte instrumenten nog maar weinig lijkt te zijn toegepast. Uitzonderingen daarop zijn de EBEOsystemen, AQMAD, de KRW-Verkenner met de daarin opgenomen EEE module, en de beide gedetailleerde ecosysteemmodellen PCLake en PCDitch. De laatste twee vragen echter wel om een behoorlijke hoeveelheid input data om simulaties te kunnen doen die voldoende locatie specifiek zijn. Bovendien richten deze ecosysteemmodellen zich op processen, en maken ze geen gebruik van specifieke milieu informatie die kan worden afgeleid uit een aanwezig soortenpalet. De EEE module concentreert zich op de correlatie tussen een beperkt aantal belangrijke omgevingsfactoren en de resulterende EKR waarden voor de groepen van KRW organismen. Ze geeft daarmee dus alleen informatie over de hoofdlijnen waarlangs beheer kan ingrijpen om een verbetering in EKR waarden te verkrijgen. AQMAD, de EBEOsystemen en ook DAN benutten diverse milieu indicatiewaarden van flora en fauna om de toestand van een levensgemeenschap te beschrijven. Zo kunnen voor diverse abiotische en biotische factoren verschillen worden bepaald tussen levensgemeenschappen over ruimte en tijd. Ook kunnen de zo bepaalde toestanden worden vergeleken met de situatie zoals die door referentiegemeenschappen wordt geïndiceerd.

Samengevat lijkt er voor een goede diagnose van abiotische en biotische habitatgeschiktheid nog geen uitgewerkt en beproefd instrumentarium voorhanden te zijn waarin de milieu indicaties op grond van zoveel mogelijk soorten dieren en planten tegelijk en in samenhang worden benut. Tegelijkertijd zijn er beslist een aantal goed bruikbare bouwstenen uit al bestaande en toegepaste instrumenten, die voor de verdere realisatie van zo'n meer omvattend instrument kunnen worden ingezet. De door Stowa ingezette ontwikkeling van ecologische sleutelfactoren (ESF) voor watersysteemanalyses in stilstaande en stromende wateren draagt hier ook aan bij.

Implementatie: Het lijkt kansrijk om op basis van een waargenomen gemeenschap en een doelgemeenschap in te schatten welke abiotische en biotische factoren vooral verschillend zijn tussen beide situaties (zoals gebeurt in AQMAD). Er kan daarbij bijvoorbeeld gebruik worden gemaakt van een mediaan of een gemiddelde waarde van soortoptima, of van een discrete classificatie van soortpreferenties voor relevante milieufactoren. Een systeem zoals RISTORI dat gebruik maakt van de voorspelde kans op voorkomen van soorten lijkt vooralsnog geen zinvolle weg om tot een goede diagnose en noodzakelijke beheersopties te komen, omdat de betrouwbaarheid van de resultaten tegenvalt.

Soortspecifieke responswaarden voor stressoren bieden een interessante mogelijkheid om referentiegemeenschappen te construeren. Aan de hand van bijvoorbeeld de lijsten met kenmerkende soorten voor een KRW watertype kan een selectie worden gemaakt van soorten die in meer of mindere mate gevoelig zijn voor stressoren die van belang worden geacht. Zo kan bijvoorbeeld de huidige soortensamenstelling van een locatie worden vergeleken met een referentie die specifiek bestaat uit soorten die gevoelig zijn voor eutrofiëring. En ook de via deze soortenlijsten af te leiden abiotische en biotische indicatiewaarden kunnen op deze manier gericht worden op de respons van soorten die juist voor eutrofiëring gevoelig zijn.

Om te komen tot inschattingen van bijvoorbeeld abiotische indicatiewaarden van soorten zijn uitgebreide gegevensbestanden nodig. De database *Limnodata Neerlandica* verschaft toegang tot een zeer groot deel van de monitoring gegevens die sinds 1980 in Nederland door met name de waterbeheerders zijn verzameld. De kwaliteit van de in *Limnodata* beschikbare maar ongevalideerde en niet gestandaardiseerde gegevens wordt echter wisselend bevonden. Dat leidt tot de vraag of deze tijdreeks nu helemaal niet, of met voorzichtigheid moet worden gebruikt. Onze voorkeur gaat uit naar het laatste. Er zijn voorbeelden waarbij met behulp van deskundige kennis de beschikbare dataset goed kon worden ontdaan van kennelijke fouten in taxonomie en abiotische waarden. In 2017 zal de opvolger van de *Limnodata Neerlandica* het licht zien bij het Informatiehuis Water (IHW). Deze heeft de centrale inwinning van ecologische monitoringsgegevens in de vorm van de Landelijke Enquête Waterkwaliteit overgenomen. Op afzienbare termijn komen daarmee weer nieuwe, gestandaardiseerd verzamelde gegevens beschikbaar om het instrumentarium te verbeteren.

Het hergebruiken en doorontwikkelen van concepten uit bestaande diagnostische instrumenten is naar onze overtuiging veelbelovend. Zeker in de context van een sterk verbeterde datakwaliteit als gevolg van KRW standaardisatie van monitoring. Voortbouwend op een snelle ontwikkeling van op (e)DNA gebaseerde regelmatige biomonitoring kan de waterbeheerder in de toekomst een veel scherper en frequenter inzicht krijgen in het reilen en zeilen van de door hen beheerde waterlichamen.

Dit onderzoek is uitgevoerd in samenwerking met Aqualab Zuid, Naturalis Biodiversity Center en Royal HaskoningDHV en mede gefinancierd uit de Toeslag voor Topconsortia voor Kennis en Innovatie (TKI's) van het ministerie van Economische Zaken.

Inhoud

1	Inleiding	7
1.1	Aanleiding	7
1.2	DNA Watersystem Scan & Reference Tool	8
1.3	Doelstellingen	9
1.4	Projectgroep en samenwerking	9
2	Overzicht van de Nederlandse situatie	10
2.1	Inleiding	10
2.2	Stowa EBEO systemen	11
2.3	Handreiking Diagnostiek	12
2.4	AQMAD	13
2.5	Waternood-DAN	21
2.6	EKO - Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren	24
2.7	Aquaherstel	24
2.8	MaatregelWijzer Waterbeheer	25
2.9	KRW-Verkenner	25
2.10	PClake en PCditch	26
2.11	Habitat	27
2.12	Infobladen oorzaak-gevolg relaties voor MEP/GEP	27
2.13	Grontmij Matrix	27
2.14	RISTORI	27
2.15	Recent onderzoek naar operationaliseren van de Stowa sleutelfactor Habitatgeschiktheid (ESF 4)	28
3	Discussie en conclusies	30
3.1	Diagnostisch instrumentarium: stand van zaken	30
3.2	Mogelijkheden voor nieuwe ontwikkelrichtingen	33
4	Literatuur	36

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Op grond van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) moeten waterbeheerders doelen opstellen voor een viertal geaggregeerde biologische componenten van waterlichamen: fytoplankton, overige waterflora, macrofauna en vissen. Dit is voor het eerst uitgevoerd ten behoeve van de formulering van de Stroomgebiedbeheerplannen 2009-2015. Sinds de invoering van de KRW verzamelen waterbeheerders daarom op een nationaal en internationaal afgestemde wijze ecologische informatie over de staat van de door hen beheerde wateren. Met deze monitoring bepalen waterbeheerders de ecologische toestand, toetsen deze en vergelijken deze met de doelen. Hiervoor is een breed palet aan ecologische maatlaten en beoordelingscriteria beschikbaar gekomen (zie onder meer Evers *et al.*, 2012, en Van der Molen *et al.*, 2012, voor een overzicht).

Om doelen te kunnen definiëren, en om te kunnen bepalen of beheers- en inrichtingsmaatregelen leiden tot gewenste veranderingen in de ecologische kwaliteit, is inzicht nodig in het functioneren van het ecosysteem. Hiervoor is een watersysteemanalyse onontbeerlijk. Daarbij worden zoveel mogelijk externe en interne factoren beoordeeld die een rol kunnen spelen bij de geconstateerde huidige toestand. Daaruit wordt weer afgeleid welke ingrepen nodig zijn om het waterlichaam in de gewenste ecologische toestand te brengen, conform de daarvoor vastgestelde KRW doelen. Onder regie van Stowa zijn en worden hiervoor onder meer zogenaamde ecologische sleutelfactoren beschreven voor stilstaande en stromende wateren (zie onder meer Stowa, 2014). Met dit concept biedt men beheerders een handreiking om te komen tot een solide watersysteemanalyse inclusief handelingsperspectief.

De door Stowa gedefinieerde ecologische sleutelfactoren dienen meerdere doelen. Het gaat onder meer om het geven van een heldere, voor een breed (bestuurlijk) publiek begrijpelijke toelichting op voorgestelde inrichtings- en beheersmaatregelen. Ze zijn daarmee wel gerelateerd met, maar niet zonder meer gelijk aan, ecologische sleutelfactoren *sensu stricto* zoals gedefinieerd door Verdonschot (2015). Volgens Verdonschot (2015) bepalen sleutelfactoren direct (oorzakelijk) of organismen ergens kunnen voorkomen. Indirecte factoren kunnen de sleutelfactoren beïnvloeden. Stuurfactoren zijn factoren die door een waterbeheerder kunnen worden benut om sleutelfactoren en indirecte factoren te sturen. De door Stowa toegepaste ecologische sleutelfactoren zijn hybrides van deze drie typen factoren.

Het ontwikkelen en implementeren van het raamwerk van ecologische KRW maatlaten voor de toestandsbepaling en -beoordeling heeft in de afgelopen 15 jaar veel tijd en inzet gevraagd van beheerders en adviseurs. Daarnaast is een palet aan diagnostisch instrumentarium tot stand gekomen. Deze instrumenten beogen de oorzaken van een geconstateerde toestand bloot te leggen. De toepasbaarheid en het gebruik hiervan lijken relatief beperkt gebleven. Dit is onder meer het gevolg van een gebrek aan bekendheid en het vrijblijvende/niet verplichte karakter van een diagnose. Maar daarbij speelt ook mee dat er bij waterbeheerders een sterke focus ligt op doelformulering, op inrichting en uitvoering van de nieuwe KRW monitoring en op de beoordeling van de ecologische waterkwaliteit. Om effectief te kunnen ingrijpen op het detailniveau van het individuele waterlichaam zijn echter, afhankelijk van de situatie, ook meer of minder gedetailleerde watersysteemanalyses nodig.

Het gaat dan niet alleen om hydrologische en chemische inzichten in water- en stofstromen (waaronder nutriënten), maar ook om het beschikbaar krijgen van kennis omtrent de eisen die organismen aan hun leefmilieu stellen. Het realiseren hiervan voor alle waterlichamen is een taak van enigszins afschrikwekkende omvang. Mede hierom is bij de implementatie van de KRW besloten om de monitoring en beoordeling van waterlichamen te beperken tot een representatieve deelverzameling van waterlichamen van een minimale ruimtelijke omvang van 50 ha of een stroomgebied tussen 10-100 km². Dit heeft er ook toe geleid dat voornamelijk generieke maatregelen werden en worden uitgevoerd. Niet altijd was vooraf altijd voldoende duidelijk of deze ook doeltreffend konden zijn. Ondertussen is voor de meeste waterbeheerders wel vast komen te staan dat watersysteemanalyses maatwerk vereisen, waar meer energie in moet worden gestoken om teleurstellingen te voorkomen (Waajen, 2017). Daarmee is er ook weer meer interesse bij waterbeheerders om informatie die besloten ligt in ecologische monitoringsgegevens beter te ontsluiten en te benutten. Dat moet dan leiden tot het stellen van een beter onderbouwde diagnose als verklaring van de huidige toestand, en als basis voor de op grond daarvan te nemen maatregelen.

1.2 DNA Watersystem Scan & Reference Tool

Gemotiveerd door bovenstaande situatie is in 2015 het TKI project 'DNA Watersystem Scan & Reference Tool' van start gegaan. De oorspronkelijke doelstelling werd omschreven als: '(De) ontwikkeling van een framework voor een expertsysteem waarmee biodiversiteitsinformatie wordt geduid en vertaald naar indicatoren voor ecologische waterkwaliteit. De input van het systeem bestaat uit een taxonomische monsteridentificatie (zoals een soortenlijst) gebaseerd op DNA analyse (DNA barcodes) of een morfologische analyse (klassiek)'. Hiermee werd aangehaakt bij de veelbelovende ontwikkeling van het identificeren van aquatische organismen met DNA barcode informatie, die de laatste jaren in een stroomversnelling is geraakt (zie bijvoorbeeld Thomsen & Willerslev, 2015). Wereldwijd worden DNA barcodes van een veelheid aan soorten verzameld en via publiek toegankelijke databases beschikbaar gesteld. Voor Nederlandse aquatische taxa draagt Naturalis Biodiversity Center daar in belangrijke mate aan bij. Een snelle en betrouwbare identificatie leidt tot lijsten met soorten die vervolgens gekoppeld kunnen worden aan soortspecifieke informatie in kennisbanken. Dergelijke informatie kan bestaan uit de ecologische rol die soorten innemen, en hun indicatiewaarde voor diverse waterkwaliteitsparameters.

Maar ook zonder de geavanceerde benutting van DNA barcodes kan de uitkomst van de huidige morfologische analyse van aquatische biodiversiteit baat hebben bij een expertsysteem met koppeling aan soortspecifieke informatie. Zo kunnen waterbeheerders veel sneller en completer dan nu inzicht krijgen in de betekenis van biodiversiteitspatronen. En daarvan kunnen bijvoorbeeld noodzakelijke vereisten aan inrichting en beheer worden afgeleid om beoogde ecologische doelen te realiseren.

Een (semi)automatische analyse en samenvatting van dit soort gegevens tot een beslissingsondersteunende kenschets van de betekenis van de geconstateerde biodiversiteit is uniek te noemen. Er zijn voorbeelden waarbij op soortniveau dergelijke informatie beschikbaar komt, maar een opschaling van alle soortspecifieke signalen uit KRW monitoring data tot een interpretatie op het niveau van een waterlichaam is ons onbekend. Een belangrijke wetenschappelijke uitdaging ligt daarbij in het tot stand brengen van een transparante, verifieerbare samenvatting van de op diverse bronnen van verschillende kwaliteit gebaseerde soort-gerelateerde kennis en inzichten.

1.3 Doelstellingen

Voortschrijdend inzicht heeft ons geleerd dat we de complexiteit van het oorspronkelijke doel hebben onderschat. Binnen de beperkte middelen van het project hebben we daarom de focus gericht op het realiseren van drie afgeleide doelen:

- 1) een overzicht van instrumenten voor ecologische diagnose en effectvoorspelling die voor de huidige Nederlandse situatie beschikbaar zijn, inclusief een inschatting van hun gebruik en bruikbaarheid voor watersysteemanalyse (het nu voorliggende deelrapport),
- 2) een overzicht van internationale ontwikkelingen rond het gebruik van functional traits bij ecologische diagnostiek,
- 3) een beschrijving van functionele vereisten van een diagnostische applicatie, waarbij als pilot een demonstratie met een beperkte dataset wordt uitgevoerd.

1.4 Projectgroep en samenwerking

Dit project is uitgevoerd als samenwerking tussen Aqualab Zuid, Royal HaskoningDHV, Naturalis Biodiversity Center en KWR Watercycle Research Institute. Aqualab Zuid is als gerenommeerd waterkwaliteitslaboratorium nauw betrokken bij de interpretatie van de informatie en gegevens die zij haar klanten / eindgebruikers levert. Dat betekent dat zij voortdurend bouwt aan een steeds betere positie op het terrein van databeheer, data analyse, toegankelijkheid van datasystemen en van integratie tussen haar eigen systemen en die van derden. KWR beschikt als toegepast onderzoeksinstituut over een goed netwerk met diverse partijen en uitvoerende organisaties in de watersector, en heeft een belangrijke brugfunctie tussen kennisvragers en kennisontwikkeling. KWR is zeer geïnteresseerd in een goede ontsluiting van het belangrijke terrein van de duiding van aquatische biodiversiteit voor allerlei gebruiksfuncties. Deze ontwikkeling past goed bij haar groeiende rol op het gebied van de inzet van eDNA als sleutel tot een kostenbesparende aquatische monitoring, in samenwerking met Naturalis Biodiversity Center. Royal HaskoningDHV speelt een belangrijke rol bij de ontwikkeling van ecologische beoordelingssystemen, zoals die voor de Kaderrichtlijn Water, en is goed in staat om de behoeften van eindgebruikers in binnen- en buitenland te peilen en te vertalen naar op maat gesneden oplossingen. Voor dit project was zeker ook hun ervaring van belang bij de ontwikkeling en het beheer van de landelijke monitoring databank *Limnodata Neerlandica*. Daarnaast is bij hen, door toepassing in projecten, veel kennis aanwezig van natuurwetgeving en daarvoor benodigde soortspecifieke informatie. Naturalis Biodiversity Center is het Nederlandse kenniscentrum voor biodiversiteit. KWR en Naturalis werken samen aan een programma Biodiversiteit en Water, met als doel de ontwikkeling van snelle en betrouwbare biodiversiteitsindicatoren voor stakeholders als waterbeheerders en aquatische onderzoekers. Binnen het voorliggende samenwerkingsproject droeg Naturalis bij aan de inventarisatie van kennisbehoeften en daarbij geschikte databanken, aan kennisregels en aan de functionele ontwikkeling van data analyse tools.

De projectgroep bestond uit:

- Bernd Kroon, Jeroen Lutmers (tot 1/8/15), Ferry van Tol (vanaf 1/12/16) (Aqualab Zuid)
- Berry van der Hoorn, Tiedo van Kuijk (Naturalis Biodiversity Center)
- Roel Knoben (Royal HaskoningDHV)
- Michiel Hootsmans, Ton van Leerdam (KWR Watercycle Research Institute)

2 Overzicht van de Nederlandse situatie

2.1 Inleiding

In 2009 is door Stowa een overzicht gepubliceerd van bestaand ecologisch instrumentarium voor diagnose, maatregelkeuze en effectvoorspelling in Nederland (Van Geest *et al.*, 2009). Men hanteerde daarbij een functionele indeling waarbij vijf verschillende toepassingsgebieden werden onderscheiden:

- *Beoordeling* van waterlichamen (volgens KRW maatlatten)
- *Diagnose* van oorzaken voor het niet behalen van een ecologisch doel
- Identificatie van relevante *stuurvariabelen*
- Identificatie van mogelijke *maatregelen*
- *Voorspelling* van effecten van maatregelen

Per instrument werd een globale aanduiding gegeven van het geschikte schaalniveau voor een toepassing. Van Geest *et al.* (2009) waren erg summier wat betreft de beschrijving van de gevonden instrumenten. Zij lieten het aan de lezer om zelf op zoek te gaan naar achterliggende informatie om te kunnen beoordelen wat een instrument nu precies doet, en of het al dan niet geschikt kan zijn voor de kennisvraag bij de gebruiker. Sinds 2009 is er geen herziening of nadere uitwerking van dit rapport verschenen over diagnostische instrumenten. Dat is opvallend gezien het toenemende belang dat wordt gehecht aan het uitvoeren van goede watersysteem analyses. Wel is en wordt er veel aandacht besteed aan de ontwikkeling van het concept ecologische sleutelfactoren (Stowa, 2014). Bovendien is er door Stowa sterk ingezet op de verbetering en operationalisering van het ecosysteem modellenpaar PCLake en PCDitch (zie hierna). En ook heeft Stowa gezorgd voor herzieningen van milieu indicatiewaarden van diatomeeën en waterplanten op basis van de landelijke monitoring databank *Limnodata Neerlandica* (hierna aangeduid als *Limnodata*). In *Limnodata* zijn zeer veel fysisch-chemische en biologische monitoring gegevens van Nederlandse waterbeheerders verzameld over de periode 1980-2010. In 2017 zal de opvolger van de *Limnodata* het licht zien bij het Informatiehuis Water (IHW). Deze organisatie heeft de centrale inwinning van ecologische monitoringsgegevens in de vorm van de Landelijke Enquête Waterkwaliteit overgenomen. Op afzienbare termijn komen daarmee weer nieuwe, gestandaardiseerd verzamelde gegevens beschikbaar om het instrumentarium te verbeteren.

Om de huidige stand van zaken op het terrein van ecologisch diagnostisch instrumentarium beter in beeld te krijgen, hebben we de in Van Geest *et al.* (2009) beschreven instrumenten nader verkend en mede op hun bruikbaarheid voor ons TKI project beoordeeld. Daarbij is, via onder meer de Stowa website, ook gezocht naar andere of meer recente ontwikkelingen van diagnostisch instrumentarium. Op deze manier bieden we een meer uitgebreide en actuele handreiking aan watersysteem specialisten bij waterbeheerders, adviesbureaus en kennisorganisaties. Zij krijgen hiermee een ingang om het voor hun behoeften beschikbare diagnostisch instrumentarium nader te verkennen. En we willen zo weer meer aandacht vragen voor verdere toepassing en ontwikkeling van diagnostische instrumenten en de daarin vervatte systeemkennis.

In dit hoofdstuk worden de voor ons doel relevante instrumenten uit Van Geest *et al.* (2009) nader beschreven. We gebruiken daarbij dezelfde volgorde van behandeling als Van Geest *et al.* (2009). Op een aantal instrumenten wordt meer uitgebreid ingegaan omdat deze volgens ons met name geschikt zijn voor ecologische diagnostiek op basis van soortspecifieke milieukekenmerken. De *Handreiking Hydromorfologie* (in Van Geest *et al.* (2009) ingedeeld bij het onderwerp *Diagnose*) richt zich op hydromorfologische zaken en niet op de biologie. Dit instrument is daarom uit het onderstaande overzicht weggelaten. Ook de uitsluitend op *Beoordeling* gerichte instrumenten worden hier niet nader belicht. Dat onderwerp is in de afgelopen tijd meer dan voldoende uitgewerkt, vastgelegd en toegepast in de KRW maatlatsystemen en de bijbehorende ecologische kwaliteitsratio's (EKR; Stowa, 2012).

Naast de als relevant beoordeelde instrumenten uit Van Geest *et al.* (2009) wordt door ons ook het concept *Doelbenadering Aquatische Natuur* behandeld (Elbersen & Hennekes, 2005; Didderen & Verdonchot, 2007). Dit instrument was niet in Van Geest *et al.* (2009) opgenomen, maar lijkt interessante diagnostische mogelijkheden te bieden. Verder gaan we nog in op een studie over de bepaling van abiotische optima voor diatomeeën (Van Dam, 2013); op een recente studie naar operationalisering van de Stowa ecologische sleutelfactor *Habitatgeschiktheid* (Coops & Van Geest, 2016); en op een recente in opdracht van Stowa herziene analyse van milieu indicatiewaarden voor macrofyten (Jaarsma, 2016). Hiernaast zijn er in Nederland, voor zover ons bekend, geen andere voor ons doel relevante nieuwe ontwikkelingen bijgekomen op het gebied van ecologische diagnostiek met behulp van soortspecifieke milieukekenmerken.

2.2 Stowa EBEO systemen

De onder regie van Stowa voor zeven watertypen gerealiseerde Ecologische Beoordeling Systemen (EBEO systemen) vormden voorafgaand aan de invoering van de KRW maatlatsystemen een van de belangrijkste ecologische diagnostische instrumenten voor toepassing op landelijk en regionaal niveau in Nederland. Franken *et al.* (2006) geven een samenvattend overzicht van de ontwikkeling van dit veelomvattende diagnose en beoordelingsinstrumentarium. De systemen kwamen tot stand in de periode 1990-2006, en hadden een minder gedetailleerde watertype indeling dan de latere KRW-typologie. De EBEO systemen zijn ontwikkeld voor gebruik op nationale schaal. Ze zijn dus niet gebaseerd op regionale typeringen, alhoewel ze een behoorlijke mate van detail bevatten in de zogenaamde subtypen. Voor elk subtype is een globale referentie omschrijving gemaakt: een ideale toestand met geen of minimale menselijke invloed. Dit is volgens Franken *et al.* (2006) een abstract referentiebeeld, geen concrete situatie die zich ergens bevindt. Getalsmatig is de referentie bepaald als de maximale waarde van de verschillende in de EBEO systematiek gebruikte maatstaven per watertype. Uit de bijbehorende soortenlijsten is af te leiden wat een referentie soortensamenstelling is (dat vergt echter wel veel handmatig uitzoekwerk). De indeling in hoofdwatertypen (gebaseerd op hydromorfologische aspecten) en subtypen is als volgt:

- Stromend water (2 subtypen op basis van stroomsnelheid, elk met 3 subtypen op basis van breedte; in totaal dus 6 subtypen)
- Sloten (2 subtypen op basis van pH; bij pH>5 nog 3 subtypen op basis van de bodemtypen zand, klei, veen)
- Kanalen (3 subtypen op basis van de bodemtypen zand, klei, veen)
- Diepe plassen (2 subtypen op basis van pH)
- Ondiepe plassen (4 subtypen op basis van alkaliniteit en geografische ligging)
- Stadswateren (ingedeeld in 4 subtypen op grond van diepte en breedte);
- Brak binnenwater (4 subtypen op basis van chloridegehalte, elk met 3 subtypen op basis van breedte en diepte; in totaal dus 12 subtypen)

De laatste twee watertypen vormen een restgroep waarbij de ruimtelijke ligging *cq* het chloride gehalte als dominante factor meer bepalend zijn voor het ecologisch functioneren dan de morfologie.

Per watertype maakt het systeem gebruik van zogenaamde *karakteristieken*: deze worden gedefinieerd als het effect van een *omgevingsfactor* op het betreffende ecosysteem. Bijvoorbeeld: de karakteristiek 'stroming' of 'trofie' kwantificeert wat het effect is van stroming of trofie op het functioneren van een systeem. Dat gebeurt met één of meer *maatstaven* per karakteristiek. Een maatstaf kan gebaseerd zijn op de waarde van een abiotische variabele, of op indicatiewaarden op grond van aanwezige soorten. Afhankelijk van het watertype kan het dan gaan om macrofauna, macrofyten, diatomeeën en fyto- en zoöplankton. Het systeem komt door de diverse karakteristieken en maatstaven tot diagnostische informatie. Ook wordt hiermee een kwaliteitsbeoordeling van een water gedaan ten opzichte van een referentie. De gebruikte sets van karakteristieken en maatstaven zijn afhankelijk van het watertype. Voor het grote aantal in de karakterisering gebruikte soorten is steeds bepaald of zij al of niet indiceren voor een bepaalde factor (bijvoorbeeld stroming; blad; zand; trofie en saprobie; steeds gecodeerd als 'ja' of 'nee', zonder verfijnde verdeling daarbinnen). De bron voor deze indicatiewaarden is uit de achterliggende informatie in de wetenschappelijke verantwoordingsrapportage alleen in algemene zin duidelijk: men noemt wel de hierbij gebruikte literatuur, maar niet gespecificeerd per soort-kenmerk combinatie. De indicatiewaarden werden oorspronkelijk ook op CD beschikbaar gesteld, maar zijn nu niet meer vindbaar op de Stowa website. Ze zijn wel in tabelvorm in de wetenschappelijke verantwoordingsrapporten te vinden. Vervolgens wordt, met de lijst van op een monsterlocatie aangetroffen soorten, voor elk van de op indicatorsoorten gebaseerde maatstaven een percentage (tussen 0-100%) berekend. Bijvoorbeeld voor de maatstaf 'blad': de som van de abundanties van alle voor deze factor indicerende taxa gedeeld door de totale abundantie van alle aangetroffen taxa. Deze scores worden gebruikt om tot een kwaliteitsoordeel te komen (ingedeeld in vijf klassen), maar de afzonderlijke scores op een maatstaf voor een karakteristiek bieden natuurlijk ook informatie voor een diagnose. Overigens worden deze score percentages voor verschillende watertypen en verschillende organismen groepen op uiteenlopende manieren berekend, al of niet met wegingsfactoren tussen groepen van indicatoren. De basis daarvoor lijkt niet duidelijk gedocumenteerd, maar is op hoofdlijnen in de achterliggende wetenschappelijke verantwoordingsrapportages te vinden (zie hiervoor de Stowa website, waarop deze rapporten zijn verzameld:

http://kwr.stowa.nl/Projecten/EBEO___ecologische_beoordelingssystemen.aspx).

Waterbeheerders waarderen de diagnostische mogelijkheden die de maatstaven per karakteristiek hen bieden. Dat bleek onder meer uit een enquête in 2010, gehouden door Royal Haskoning onder waterbeheerders in opdracht van Stowa (Knoben, 2010). Dit komt wellicht vooral doordat de verplichte KRW beoordelingssystematiek géén diagnostische mogelijkheden biedt, terwijl beheerders op grond van een beoordeling wél moeten kunnen besluiten 'wat te doen' om een KRW kwaliteitsoordeel te verbeteren. Momenteel lijken beheerders de EBEO systemen nog maar weinig te gebruiken. Niettemin werd de waarde van de EBEO maatstaven bij het verzamelen van diagnostische informatie recent nog eens bevestigd in een evaluatie ervan voor Wetterskip Fryslân (Bijkerk & Boonstra, 2015).

2.3 Handreiking Diagnostiek

De Handreiking Diagnostiek (Van Riel & Knoben, 2007) biedt een overzicht van veld- en labexperimenten om oorzaken te achterhalen voor een geconstateerde onvoldoende waterkwaliteit. Daarmee heeft dit instrument een ander karakter dan een puur diagnostisch systeem op basis van soortkenmerken. Het levert advies over nader onderzoek waarmee

stuurvariabelen die mogelijk bepalend zijn voor de geconstateerde toestand kunnen worden achterhaald. De volgende stappen worden onderscheiden bij het bereiken van KRW doelen:

- Monitoring en beoordeling (conform KRW maatlatten: de reguliere Toestand & Trend Monitoring, dan wel de meer intensieve Operationele Monitoring als doelen niet lijken te worden behaald)
- Knelpuntenanalyse (men constateert dat die vaak slechts beperkt is; meestal gebeurt het op basis van expert meningen, en regelmatig leidt dit tot symptoombestrijding)
- Maatregelen kiezen en uitvoeren (de auteurs constateren dat deze zeker niet altijd effectief zijn, als ze gebaseerd zijn op een kwalitatief matige/indicatieve diagnose)

De Handreiking Diagnostiek wil vooral behulpzaam zijn bij de onder de KRW bedoelde Monitoring voor Nader Onderzoek. Deze wordt ingezet als knelpunten kennelijk niet goed zijn bepaald, en de genomen maatregelen dus niet het gewenste effect hebben. Van Riel & Knoben (2007) gaan voor de watersysteem analyse uit van de 5-S benadering van Verdonschot (1995). Deze bestaat uit Systeemvoorwaarden (factoren van buiten inwerkend, zoals klimaat, zure depositie), Stroming (=hydrologie, herkomst van water), Structuur (=morfologie), Stoffen (water- en bodemkwaliteit) en Soorten (samenstelling levensgemeenschap).

Men biedt voor elk van de vijf onderscheiden watertypen (stromende wateren, meren, vennen, overgangswateren, kustwateren) een overzicht van mogelijke knelpunten voor elk van de vier biologische kwaliteitselementen van de KRW (fytoplankton, overige waterflora (fytobenthos en macrofyten), macrofauna en vissen). De knelpunten zijn weer gegroepeerd volgens het kwartet stoffen, hydrologie, morfologie en soorten. Per onderscheiden knelpunt wordt een uitgebreid overzicht gegeven van mogelijke onderzoeksmethoden, kennisregels en referenties. De Handreiking biedt geen eigen rekenkundig instrument of uitwerkingsgereedschap om tot een diagnose te komen.

2.4 AQMAD

2.4.1 Beschrijving van AQMAD

AQMAD is een acronym voor Aquatische Macrofyten Diagnose, een diagnostisch instrument ontwikkeld door Roel Riegman in 2009 en geadopteerd door STOWA. Er bestaat voor zover ons bekend geen openbare, aparte rapportage (alleen een flyer) van de eerste versie. Er is wel een rapport over de tweede versie, opgesteld door Van Oorschot *et al.* (2012).

AQMAD bevat voor elk van ruim 750 soorten water- en oeverplanten optimum waarden voor 33 abiotische variabelen (zie Tabel 2-1 hieronder, uit Van Oorschot *et al.*, 2012). Het betreft voor elke soort en variabele de gemiddelde waarde die is berekend over alle beschikbare locaties van voorkomen. De op de Stowa website beschikbare Excel database voor deze indicatiewaarden bevat overigens géén gegevens voor de wel in deze tabel genoemde parameters peilfluctuatie, stroming en kwel. Volgens Van Oorschot *et al.* (2012) is 75% van de voor de indicatiewaarden gebruikte data afkomstig uit *Limnodata* (de herkomst van de overige 25% is echter niet duidelijk). Bij het bepalen van de optima per factor per soort zijn alleen de gegevens tussen het P10 en P90 percentiel gebruikt. De waarden buiten de grenzen werden door de auteurs namelijk beschouwd als mogelijke meet- of invoerfouten, dan wel als gegevens afkomstig uit situaties waarin de vegetatie nog niet in evenwicht was met de abiotiek.

AQMAD berekent voor een waterplantenopname de gemiddelde optimum waarden voor elk van deze 33 abiotische variabelen op basis van de individuele optima van de soorten uit die opname. Hetzelfde gebeurt voor een gekozen KRW referentiegemeenschap (dan wel een

eigen referentiebeeld voor de betreffende locatie). Uit het verschil tussen de voor een opname berekende gemiddelde optimum waarde van een variabele en die voor het gewenste referentiebeeld kan worden afgeleid óf en waar eventuele knelpunten in milieuparameters aanwezig zijn. Het instrument berekent deze verschillen voor elke variabele als een dimensieloos getal Z. Dat getal Z volgt uit het verschil tussen de gemiddelde optimum waarde voor een opname en de gemiddelde optimumwaarde van haar referentie, gedeeld door de standaardafwijking van de gemiddelde optimumwaarde van de referentie. De abundantie van soorten in een opname speelt geen rol in de analyse. De resultaten worden apart bepaald voor water- en oeverplanten.

TABEL 2-1 OVERZICHT BESCHIKBARE MILIEUINDICATIEWAARDEN IN AQMAD (BRON: VAN OORSCHOT *ET AL.* (2012))

Hydro-morfologie	Nutriënten	Helderheid	Macro-elementen	Overig	Zuurstof
Diepte	Totaal fosfaat	Doorzicht	Calcium	EGV	O2 gehalte
Peilfluctuatie	Orthofosfaat	Bodemzicht	Chloride	Saliniteit	O2 verzadiging
Stroming	Totaal stikstof	Chlorofyl	Sulfaat	pH	BZV
	Kjeldahl N	Zwevende stof	Ijzer	Temperatuur	CZV
	Ammoniak		Kalium	Kwel	
	Ammonium		Magnesium		
	Nitriet		Natrium		
	Nitraat		Zink		
			Bicarbonaat		

De zo berekende resultaten voor Z worden als volgt per milieuvariabele gewaardeerd:

- Te hoog ($>0,75$ voor waterplanten, >1 voor oeverplanten)
- Te laag ($<-0,75$ voor waterplanten, <-1 voor oeverplanten)
- Gering verschil ($-0,75 < Z < -0,5$ of $0,5 < Z < 0,75$ voor waterplanten; $-1 < Z < -0,5$ of $0,5 < Z < 1$ voor oeverplanten)
- Minimaal tot geen verschil ($-0,5 < Z < 0,5$)

Door Van Oorschot *et al.* (2012) zijn ter validatie voor een set van vegetatie opnames de met AQMAD berekende waarden van diverse variabelen vergeleken met de resultaten op basis van fysisch-chemische indicatiewaarden uit De Lyon & Roelofs (1986). De overeenkomsten worden goed genoemd (alhoewel de regressiecoëfficiënt zeker niet altijd gelijk is aan de verwachte waarde van 1; maar dit wijt men onder meer aan omrekenfouten bij het gebruik van molen en grammen).

Begin 2012 heeft Witteveen+Bos in opdracht van Deltares een invoermodule gebouwd in Matlab, waarmee grote aantallen vegetatie opnamen geautomatiseerd kunnen worden ingelezen (vanuit vier verschillende invoerformats). Van Oorschot *et al.* (2012) beschrijven deze versie 2.0 (of 2.1: dit is wat onduidelijk uit de op de Stowa site beschikbare handleidingen). Stowa is eigenaar van de Excelversie en van de Matlab versie die in 2012 werd gerealiseerd vanuit de oorspronkelijke Excel versie 1.0. Deze Matlab versie van AQMAD is gratis te verkrijgen vanaf de Stowa website. Deltares wordt in de inleiding van Van Oorschot *et al.* (2012) genoemd als 'verantwoordelijk voor de doorontwikkeling'. Een beperkte update (versie 2.1.5) kwam uit in april 2013 maar hiervan is geen nadere toelichting beschikbaar.

2.4.2 Hernieuwde berekening van milieu indicatiewaarden voor waterplanten

Jaarsma (2016) deed een belangrijke vervolgstudie waarin hij met *Limnodata* gegevens voor waterplanten uit stilstaande wateren (1980-2012) opnieuw abiotische milieu indicatiewaarden berekende. Gewerkt is met zomergemiddelden (april-september) per jaar en locatie, en deze zijn nu bepaald op grond van de data binnen het P1-P99 percentiel (voor AQMAD gebruikten Van Oorschot *et al.*, 2012, het P10-P90 percentiel). Vervolgens zijn deze fysisch-chemische waarden aan soorten gekoppeld. Daarbij is steeds voor een opname-locatie-variabele combinatie alleen het meest recente jaar gebruikt voor de uiteindelijke analyse (een locatie komt hierdoor slechts éénmaal voor in de uiteindelijke dataset per soort; dat lijkt een tamelijk strenge selectie). De milieu indicatiewaarden per soort zijn door Jaarsma (2016) berekend volgens twee rekenmethoden.

- *Optima schatting* volgens Ter Braak (1987): deze berekent het naar abundantie gewogen gemiddelde voor alle waarden die zijn gevonden voor de abiotische variabele bij voorkomen van de betreffende soort.
- *Gewogen gemiddelden schatting* volgens Bloemendaal & Roelofs (1988): dit zijn de naar de 'relatieve respons' per klasse van een abiotische variabele gewogen gemiddelden van de klassenwaarden van een abiotische variabele. De berekening van de 'relatieve respons' verloopt als volgt:
 - o Maak eerst een klassenindeling van alle beschikbare waarden voor de abiotische variabele in de totale dataset voor die variabele (dus over alle soorten).
 - o Bereken dan de procentuele verdeling van de waarnemingen van de soort over die klassen, gewogen naar het aantal wateren per klasse dat voor de abiotische variabele is bemonsterd.

Dit is de 'relatieve respons' (relatieve presentie) voor een soort over de gekozen klassenindeling van de abiotische variabele. Daarmee beperk je de invloed van naar verhouding wellicht in hoge aantallen gemonitorde wateren in sommige klassen en dus van het aantal waarnemingen aan de soort in die klassen. Vervolgens kan het gewogen gemiddelde voor de abiotische variabele voor een plantensoort worden berekend door de gemiddelde waarden per klasse te wegen naar de berekende 'relatieve respons' van de soort in die klasse. Bloemendaal & Roelofs (1988) geven van de berekening van de 'relatieve respons' een voorbeeld (zie Tabel 2-2).

TABEL 2-2 VOORBEELD BEREKENING RELATIEVE RESPONS VAN EEN SOORT (BRON: BLOEMENDAAL & ROELOFS, 1988)

	Klassen van abiotische variabele						
	1	2	3	4	5	6	som
n wateren bemonsterd	50	50	100	200	140	50	590
n waarnemingen / klasse	5	10	20	20	7	0	62
% waarnemingen / klasse	10	20	20	10	5	0	65
Herleid naar 100%: relatieve respons	15	31	31	15	8	0	100

In dit voorbeeld (uit Bloemendaal & Roelofs, 1988) is de relatieve respons voor deze soort het hoogst (31%) voor de klassen 2 en 3 van de onderzochte abiotische variabele. Zonder de weging van de gemiddelde klassenwaarden van een abiotische variabele met deze relatieve respons hebben de gemiddelde waarden van klassen 3 en 4, die kennelijk relatief vaak zijn bemonsterd, relatief meer invloed op het totaal gemiddelde (=optimum) dan de klassen die relatief minder vaak zijn bemonsterd.

De indicatiewaarden zijn door Jaarsma (2016) berekend voor de hele set aan *Limnodata* gegevens uit stilstaand water, aan deelsets ingedeeld naar landschappelijke regio, of naar hoofdwatertype (sloten, kanalen, ondiepe en diepe plassen) en aan deelsets naar enkele beheergebieden. Jaarsma (2016) geeft verder in zijn Tabel 2.3 nog een helder overzicht van stuurfactoren *sensu* Verdonschot (2015). Hij koppelt deze aan de Stowa ecologische sleutelfactoren én aan variabelen uit *Limnodata* die voor kwantificering ervan beschikbaar zijn. De beide sets aan indicatiewaarden ('optima' en 'gewogen gemiddelden') zijn door Jaarsma (2016) onder meer vergeleken met de oorspronkelijke AQMAD indicatiewaarden versie 1.0. Ook vergelijkt Jaarsma (2016) zijn resultaten met indicatiewaarden berekend door De Lyon & Roelofs (1986), en met indicatiewaarden afgeleid uit aparte regionale datasets afkomstig van de waterschappen Waternet en Rivierenland.

Met de diverse datasets is bekeken in welke mate de op beide manieren berekende indicatiewaarden met elkaar en met de uit literatuur beschikbare indicatiewaarden overeenkwamen. Daarbij werd gekeken naar de mate van overeenstemming (een perfecte overeenstemming betekent dat alle punten van de twee gegevenssets op de lijn $Y=X$ liggen). Met lineaire regressie werd onderzocht of twee sets aan indicatiewaarden eenzelfde trend vertonen. Ook is nagegaan of transformatie van de gegevens invloed had op de mate van overeenkomst (gebruikt werden een $\ln(x+1)$ dan wel wortel(x) transformatie, en géén transformatie). Voor de gewogen gemiddelden *sensu* Bloemendaal & Roelofs (1988) werden de daarvoor benodigde klassengrenzen van een abiotische variabele door Jaarsma (2016) op twee manieren berekend: met percentielwaarden (dus met een gelijk aantal waarnemingen per klasse) of met een vaste breedte (dus niet afhankelijk van het aantal waarnemingen in een klasse; klassen met minder waarnemingen tellen dus relatief zwaarder mee).

Er kwamen duidelijke relaties naar voren tussen de met alle beschikbare gegevens uit *Limnodata* berekende optima / gewogen gemiddelden en de indicatiewaarden uit AQMAD en die uit Bloemendaal & Roelofs (1988). De gevonden relaties waren echter niet altijd 1:1. De met *Limnodata* bepaalde optima en de gewogen gemiddelden bepaald met percentielklassen leken meestal sterk op elkaar (1:1); de optima lieten meer verschil zien met de gewogen gemiddelden bepaald op vaste klassegrenzen. Jaarsma (2016) adviseert daarom het gebruik van optima omdat de berekening daarvan eenduidig is (niet afhankelijk van een gekozen klassenindeling voor een abiotische variabele, die een nogal bepalende rol speelt bij het berekende soortoptimum). Maar hij geeft wel aan dat hiermee het probleem van de verdeling van de gegevens in de dataset over de reikwijdte van de abiotische variabele niet wordt opgelost. Een belangrijk punt daarbij is de vraag waarom in een bepaald deel van het abiotische bereik minder waarnemingen worden aangetroffen: doordat de soort er niet graag voorkomt (indicatief dus) of omdat er toevallig minder locaties in dat bereik zijn bemonsterd (dat is een ongewenst effect van heterogene monsterring). Door geen rekening te houden met een dergelijke scheve verdeling van de bemonsterde locaties over de milieugradiënt kunnen optima een vertekend beeld geven van de werkelijke indicatiewaarde voor een milieuvariabele. Ter Braak & Looman (1986) geven aan dat bij ongelijke verdeling van waarnemingen over een milieugradiënt, een logistische regressie een beter instrument is om optima te schatten dan het gebruik van al dan niet naar abundanties gewogen gemiddelden.

De vergelijking tussen de optima berekend met *Limnodata* deelsets (watertypen of landschapstypen) met elkaar en de totale landelijke dataset liet verschillen zien. Het gaat met name om verschillen tussen brakke meren en de andere watertypen, en tussen hoog en laag Nederland met het rivierengebied als overgangszone. De oorzaak ligt in ieder geval ook in de meestal smallere bandbreedte van een milieuvariabele in een deelset ten opzichte van de landelijke dataset. De indicatiewaarden bepaald met de gegevens van één waterschap (Waternet of Rivierenland) vertoonden een matige tot geen relatie met de indicatiewaarden

berekend met de landelijke *Limnodata* set. Jaarsma adviseert daarom voor de bepaling van milieu-indicatiewaarden uit te gaan van grote, landelijke datasets, om zo een voldoende brede milieugradiënt te waarborgen. Die is in regionale datasets meestal niet breed genoeg.

De berekende absolute indicatiewaarden voor waterplanten kunnen dus nogal verschillen bij gebruik van de totale landelijke dataset of de landschaps- of watertype indelingen. De ordening van de indicatiewaarden ten opzichte van elkaar binnen een dataset verschilt echter veel minder tussen de diverse datasets. Als deze waarden dus relatief ten opzichte van elkaar binnen een dataset worden gebruikt, maakt de keuze van de indeling blijkbaar niet heel veel uit voor het resultaat. Dat is ook wat AQMAD doet (het instrument berekent steeds het verschil tussen een monsterwaarde en een referentiereferentie, gestandaardiseerd op de standaardafwijking van de referentiewaarde).

2.4.3 Schatting van de waarde van een abiotische variabele op basis van het voorkomen van (planten)soorten

Het toepassen van berekende indicatiewaarden (optima) per (planten)soort om de waarde van een abiotische variabele op een locatie te schatten gaat als volgt (zie ook Jaarsma, 2016).

- Bereken voor een trainingset met veel locaties de optima van elke soort voor een abiotische variabele. Dat kan bijvoorbeeld met de hierboven beschreven aanpak *sensu* Ter Braak (1987).
- Bereken nu voor elke locatie van diezelfde trainingset de gemiddelde optimum waarde van alle soorten (op basis van de eerder berekende optima van elk van de op een locatie waargenomen soorten).
- Voer een lineaire regressie uit met als X de per locatie van de trainingset berekende gemiddelde optima en als Y de per locatie werkelijk gemeten waarden voor de abiotische variabele.
- Bereken voor de testlocatie eveneens het gemiddelde optimum op basis van de met de trainingset berekende optima van alle daar voorkomende soorten.
- Schat nu de voorspelde waarde Y van de abiotische variabele voor de testlocatie met behulp van de lineaire regressievergelijking op grond van de trainingset en het gemiddelde optimum van de soorten van de testlocatie als X.

Bij de berekening van het gemiddelde optimum op elke locatie in de trainingset cq het berekenen van het gemiddelde optimum voor de testlocatie kunnen de optima per soort nog worden gewogen naar abundantie. Dat kan zowel voor de schatting van de optima per soort, als vervolgens bij de schatting van de gemiddelde optimum waarden per locatie in de trainingset. Tenslotte kan dit nog voor de daaropvolgende schatting van de gemiddelde optimum waarde van de soorten voor een abiotische variabele op de testlocatie.

De bovenstaande stap met lineaire regressie is nodig omdat er in de hele berekening tweemaal wordt gemiddeld: allereerst bij de berekening van de optimum waarde voor een soort, en daarna bij de berekening van het gemiddelde optimum van alle soorten op een testlocatie. Daardoor wordt de bandbreedte van de voorspelling versmald. De inzet van de lineaire regressie verbetert dit weer. Deze techniek heet '*linear deshrinking*'. Bij de regressieberekening kan er nog voor worden gekozen om de abiotische waarden van de locaties, en de waarden van de abundanties van soorten, al dan niet te transformeren. Door Jaarsma (2016) is bij de abiotische waarden gewerkt met niet-transformeren, dan wel met een $\ln(x+1)$ of een wortel(x) transformatie. Bij de abundantiewaarden is gewerkt met niet-transformeren, dan wel een $\ln(x+1)$ transformatie. Op grond van resulterende r^2 waarden voor de regressielijn van de trainingset bleek een $\ln(x+1)$ transformatie van zowel abundanties als van de abiotische waarden het beste resultaat op te leveren.

De resultaten van Jaarsma (2016) met de trainingset en testlocatie aanpak lieten helaas zien dat de voorspelde abiotische waarden slechts matig tot (heel) slecht overeenkwamen met de gemeten waarden. Dat gold ook voor analyses met deelsets op basis van watertype, landschap of beheerder.

Jaarsma (2016) stelt daarom een alternatieve aanpak voor bij de voorspelling van de waarde van een abiotische variabele op een locatie. Daarbij berekent hij met de gegevens uit de trainingset de zogenaamde Kans op Voorkomen (KOV) van een soort per klasse van een milieuvariabele. Dat betekent wel dat er een minimaal aantal waarnemingen=locaties in een klasse van de milieuvariabele moet zijn. Dat minimum benodigde aantal is vooralsnog niet duidelijk. Ook adviseert Jaarsma (2016) klassen van gelijke breedte. Het gemiddelde van de abiotische klasse met de hoogste KOV wordt dan gekozen als de voorspelling van de abiotische waarde in de testlocatie, al dan niet aangevuld met een bandbreedte als er meer klassen een min of meer gelijke KOV van de soort hebben. De KOV kan ook worden berekend voor combinaties van soorten; daarmee wordt de bandbreedte soms beperkt. Het is niet duidelijk hoe die gecombineerde KOV wordt berekend. Vermoedelijk gebeurt dit voor een combinatie van een beperkt aantal soorten op basis van de grote training set - maar als dit zou gebeuren met een veel grotere combinatie van soorten die op een testlocatie wordt aangetroffen, kan de KOV voor die gemeenschap over de klassen wellicht heel laag uitvallen.

Bij het gebruik van de KOV in een klasse, spelen klassen met relatief hoge of lage waarden en maar weinig waarnemingen geen rol meer bij de berekening van de indicatiewaarde. Dat doen ze wel bij de berekening van optima *sensu* Ter Braak (1987) en van gewogen gemiddelden *sensu* Bloemendaal & Roelofs (1988). Mogelijk zou ook de abundantie bij de schatting van de KOV nog een rol moeten spelen. Als presentatie methode is de door Jaarsma (2016) voorgestelde methode van de KOV helder. Zonder dat gebruik wordt gemaakt van een berekend optimum en standaardafwijking in een Gauss curve, wordt een verdeling verkregen van soortvoorkomen over het bereik van de diverse gekozen abiotische variabelen. Tabel 2-3 geeft hiervan een voorbeeld uit Jaarsma (2016), waarbij de KOV voor een tweetal soortcombinaties is berekend over de klassenwaarden van diverse abiotische variabelen.

TABEL 2-3 VERDELING VAN DE KANS OP VOORKOMEN (KOV) VAN TWEE COMBINATIES VAN SOORTEN VOOR DIVERSE ABIOTISCHE VARIABELEN. DE KOV IS STEEDS PER VARIABELE GESCHAALD NAAR DE HOOGSTE KOV IN DE RANGE VAN KLASSEN (BRON: FIG. 3.8 UIT JAARSMA, 2016).

parameter	Hydrocotyle vulgaris, Juncus bulbosus en Sphagnum cuspidatum	schatting (klasse max KOV)	Chara vulgaris, Elodea canadensis en Hottonia palustris	schatting (klasse max KOV)
Bicarbonaat		6		98
Calcium		3		53
Chloride		16		29
Doorzicht		0.28		0.93
Fosfor-totaal		0.11		0.11
Kjeldahl stikstof		0.57		0.57
Nitraat		0.18		0.18
ortho-Fosfaat		0.08		0.08
Stikstof-totaal		0.96		0.96
Sulfaat		8		30
Zuurgraad (veldmeting)		5.58		7.07
Zuurstofverzadigingspercentage		105		59

2.4.4 *Limnodata* analyse naar optima voor diatomeeën

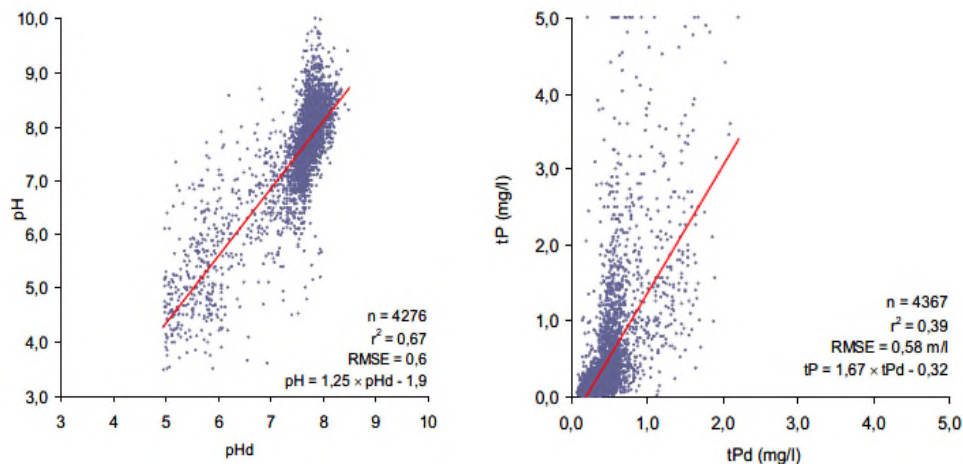
In opdracht van Stowa deed Van Dam (2013) een analyse van optima van diatomeeën voor diverse abiotische variabelen. De brongegevens waren afkomstig uit *Limnodata*. In totaal waren er 3565 locaties beschikbaar met in totaal 61909 monsters voor diatomeeën en fysisch-chemische variabelen. Soortnamen zijn door Van Dam (2013) op orde gebracht in overeenstemming met de vastgestelde taxonomie.

Van alle beschikbare 3565 locaties is door Van Dam (2013) een deelverzameling geselecteerd. Daarbij is gezorgd dat voor elk waterschap maximaal 5% van de locaties in de totale dataset van dat waterschap afkomstig is. Dit betekent dat van sommige waterschappen alle gegevens zijn gebruikt, en van andere waterschappen een deelverzameling. Bij de selectie is gezorgd dat de totaal-fosfaat gradiënt uit de totale dataset in zijn geheel in stand bleef. Er zijn daarbij uit de dataset voor elk waterschap locaties geselecteerd langs de totaal-fosfaat as die zoveel mogelijk dezelfde gemiddelde waarde opleverden als de totale dataset voor het waterschap. Zo bleven 2215 locaties over.

De abiotische gegevens zijn doorzocht op kennelijke fouten; waar mogelijk zijn deze hersteld of verwijderd. Omdat deze waarnemingen zeker niet altijd op hetzelfde moment als de diatomeeën monsters zijn gedaan, werd gebruik gemaakt van kwartaalgemiddelde waarden voor een abiotische variabele op een locatie in samenhang met een bijbehorend diatomeeën monster uit diezelfde periode. Uiteindelijk bleven er in totaal 10640 kwartaalgemiddelden over waaruit bovengenoemde selectie plaatsvond. Na de selectie resteerden 5143 kwartaalwaarden.

Van Dam (2013) heeft de dataset eerst in totaal geanalyseerd, en daarna nog eens in deelsets per chloride klasse (om recht te doen aan verwachte effecten van verschillen tussen zoete en diverse brakke watertypen). Met de geselecteerde kwartaaldata werden per soort optima berekend: gemiddelde waarden, gewogen naar abundantie van de betreffende soort in het betreffende monster (abundantie uitgedrukt als percentage van het totaal aantal diatomeeën in het monster). Bovendien zijn toleranties voor elke soort-variabele combinatie berekend. Dit is een maat voor de spreiding rond het berekende optimum. Deze tolerantiewaarden worden door Van Dam (2013) gebruikt om de waarden van de soortoptima te wegen bij de berekening van een abiotische variabele op basis van die soortoptima. Maar ook een schatting van de waarde van een milieuvariabele voor een monster zónder weging naar die tolerantiewaarden is uitgevoerd.

Om de oorspronkelijke spreiding in milieuwaarden gelijk te houden in de op deze manier geschatte waarden van milieuvariabelen, beproefde Van Dam (2013) ook nog een regressie correctie tussen gemeten en voorspelde milieuwaarden ('linear deshrinking', zoals ook hierboven bij 2.4.3 besproken). Uiteindelijk koos Van Dam (2013) voor de eenvoudigste aanpak: voorspellen van een milieuvariabele met soortoptima gewogen naar abundantie, zónder weging naar tolerantie en zónder 'linear deshrinking' als correctie van de vernauwing van de voorspelbare range door al het middelen van waarden binnen en tussen soorten. Het resultaat van de voorspellingen blijkt matig, met vrij veel spreiding tussen voorspelling en werkelijkheid (zie Figuur 2-1 met twee voorbeelden afkomstig uit Van Dam, 2013). Overigens geldt hier ook: wat is de 'werkelijke' kwartaalwaarde eigenlijk?



FIGUUR 2-1 TWEE VOORBEELDEN VAN CORRELATIE TUSSEN DE OP GROND VAN INDICATIEWAARDEN BEREKENDE EN DE GEMETEN KWARTAALWAARDEN VOOR MILIEUPARAMETERS (UIT: VAN DAM, 2013). LINKS: PH; RECHTS: TOTAAL-FOSFAAT. HORIZONTAAL: BEREKENDE WAARDEN; VERTICAAL: GEMETEN WAARDEN.

Omdat het hier steeds gaat om correlaties tussen soortvoorkomen en waarden van een milieuvariabele is voorzichtigheid geboden. Van Dam (2013) raadt aan om alleen die relaties te gebruiken waarvan bekend is dat deze in redelijkheid ook een causale oorzaak kunnen hebben. Als voorstel geeft hij:

- Zoutgehalte (chloride)
- Alkaliniteit (sterk gerelateerd aan pH, macro-ionen, geleidbaarheid)
- Nutriënten (fosfaat, silicium, in mindere mate anorganisch stikstof)
- Zuurstofhuishouding
- Microverontreinigingen (zwarte metalen, bestrijdingsmiddelen)

2.4.5 Onderzoek naar twee wiskundige methoden voor het bepalen van optima bij diatomeeën.

Ter Braak & Van Dam (1989) vergeleken de inzet van logistische regressie en van de methode van naar soortabundantie gewogen gemiddelden voor het schatten van een abiotische variabele. In een eerdere studie gebruikten Ter Braak & Looman (1986) beide methoden al eens voor de schatting van het optimum van één soort over een milieugradiënt. Hieruit bleek dat een ongelijke verdeling van waarnemingen over een milieugradiënt maakt dat een gewogen gemiddelde van de waarnemingen meestal een slechter resultaat oplevert voor het berekende soortoptimum dan een logistische regressie. In deze vervolgstudie naar het schatten van de pH van een monster met pH optima van diatomeeën gaat het naast het schatten van het optimum per soort, óók over de combinatie van die waarden voor soortspecifieke optima tot een schatting van de pH op een locatie op basis van de soortensamenstelling. Daarbij bleek de betrouwbaarheid van de schatting van de pH van een monster met gebruik van gewogen gemiddelden van de optima per soort (gewogen naar hun relatieve abundantie ten opzichte van elkaar in het te beoordelen monster) niet veel minder te zijn dan bij het gebruik van een multi-pele logistisch regressiemodel waarin de respons curven en optima per soort zijn geschat met een trainingsdataset.

2.5 Waternood-DAN

De Module Doelrealisatie Aquatische Natuur, kortweg DAN, is een interessante compilatie van kennis over stressor indicatiewaarden van soorten, en over het gebruik van referentie soortenlijsten. Ze werd ontwikkeld en beschreven door Elbersen & Hennekens (2005) en Didderen & Verdonschot (2007). Er is over daadwerkelijk gebruik van dit instrument geen eenvoudig toegankelijke informatie gevonden. DAN is niet opgenomen in het overzicht van ecologische instrumenten door Van Geest *et al.* (2009).

DAN vormt een aanvulling op het in opdracht van Stowa ontwikkelde Waternood instrumentarium. Daarmee kunnen waterschappen zicht krijgen op het grondwaterregime dat nodig is om goede randvoorwaarden voor natuur en landbouw te scheppen. Per gebruiksfunctie en grondsoort is een optimaal hydrologisch regime te bepalen. Door belangen afweging kan vervolgens een Gewenst Grond- en Oppervlaktewater regime (GGOR) worden vastgesteld. In het Waternood instrument waren de mogelijkheden voor aquatisch ecologische waarden volgend op de zo vastgestelde GGORs. Maar met DAN kunnen ook de functie eisen van aquatisch ecologische waarden mee worden gewogen in de totale afweging naar GGORs. In de eerste DAN versie (Elbersen & Hennekens, 2005) richt men zich op sloten en beken. In de tweede DAN versie (Didderen & Verdonschot, 2007) zijn de referenties uitgebreid tot alle KRW typen, aquatische natuurdoeltypen (uit het Handboek Aquatische Natuurdoeltypen (NDT), Bal *et al.*, 1995, herzien 2001) en de nog meer gedetailleerde aquatische supplement typen (AS; EC-LNV, 2000). DAN heeft een invoerroutine waarmee de gebruiker uit moet komen op het door hem gewenste referentietype voor zijn waterlichaam. Deze invoerroutine is afkomstig uit de AS typologie; deze typologie bergt ook al een koppeling in zich met de NDT typologie. In Didderen & Verdonschot (2007) wordt ook nog een koppeling gelegd tussen de AS typen en KRW typen op grond van de abiotiek omschrijvingen van beide typologieën en met expert opinion.

Als biotische referentie gebruikt DAN (versie 2007) uit de AS typen de kenmerkende soorten (*niet* de doelsoorten) van de drie organismen groepen macrofauna, macrofyten en vissen. Bij de Aquatische Natuurdoeltypen gebruikt men bij macrofauna zowel indicatoren als doelsoorten, voor macrofyten en vissen alleen de doelsoorten. Van de KRW referentie watertypen gebruikt men bij macrofauna alleen de kenmerkende taxa, bij macrofyten de soortenlijsten en bij de vissoorten de indicatoren voor de KRW referentie (in de tweede DAN versie uit 2007 zijn de individuele vissoorten echter verdwenen, omdat de definitieve KRW typen werken met vissengildes, en dus niet met afzonderlijke soorten). De huidige of een realiseerbaar geachte abiotische cq biotische situatie kan met DAN worden vergeleken met een gewenste referentie. Daarmee kun je dus ook tot een diagnose komen: welke factor(en) vertonen meer afwijking van de referentie en is/zijn vermoedelijk de belangrijkste oorzaak van de gevonden verschillen tussen de huidige en referentie situatie? De beheerder kan dan zijn maatregelen inzetten op deze oorzaken / stuurfactoren.

Abiotische doelrealisatie

Op basis van de bij de gekozen referentie behorende waarden voor de abiotische factoren wordt een abiotisch doelrealisatie percentage berekend. Dat gebeurt met de rechtstreeks gemeten (of op grond van ingrepen voorspelde) abiotische waarden, niet met waarden die afgeleid zijn van bijvoorbeeld indicatiewaarden van de soorten in de huidige toestand. In DAN (versie 2007) wordt beschreven hoe onderscheiden abiotische factoren voor een watertype onderling kunnen worden gewogen bij de berekening van de overall doelrealisatie voor abiotische factoren. Voor KRW typen worden alle abiotische factoren even zwaar gewogen, voor aquatische supplementdoeltypen is er een verfijning aangebracht (om niet echt duidelijke redenen). In Bijlage 4 van DAN (versie 2007) staat nog een uitgebreide lijst van abiotische factoren die als input kunnen worden gebruikt om de abiotische doelrealisatie

te berekenen. Per variabele wordt door DAN vastgesteld of de huidige waarde valt binnen de range van de referentie. Als dat voor alle variabelen zo is, dan wordt de abiotische doelrealisatie 100%. Als bijvoorbeeld van tien abiotische variabelen van een referentie, voor acht daarvan in de huidige toestand niet de referentie range wordt behaald, dan is de abiotische doelrealisatie 20%.

Biotische doelrealisatie

De eerste DAN versie uit 2005 maakt gebruik van lijsten met soortspecifieke responsies die indicatororganismen hebben voor een aantal onderscheiden stuurfactoren, stressoren genaamd. Deze geven de sterkte van de reactie tussen het voorkomen van de soort en deze stressoren. De mate waarin een indicator soort reageert op een verandering in een stressor is uitgedrukt in getalswaarden: 3, 2, 1, 0, -1, -2, -3 (van sterk afnemend in aantal via neutraal tot sterk toenemend in aantal in respons op een toename van een stressor). Deze responsiewaarden zijn gebaseerd op expert opinion en literatuur, het betreft geen directe resultaten van *Limnodata* analyses of respons curves. Ze zijn voor een aantal omgevingsvariabelen opgesteld door Verdonschot *et al.* (2003): hydrologische verstoring; morfologische verstoring; eutrofiëring; verdroging; verzuring. Voor macrofyten geeft Verdonschot *et al.* (2003) nog responsies voor een aantal extra stressoren. Tabel 2-4 geeft hiervan een overzicht. Voor vissen is dergelijke informatie veel minder beschikbaar dan voor macrofauna en macrofyten.

Hydrologie omvat invloeden van stroomsnelheid, afvoer- en peildynamiek (overeenkomend met de factor Stroming uit het 5-S model van Verdonschot, 1995).

Morfologie omvat invloeden van lengte- en dwarsprofiel, diepte, verlanding en substraattypen (de factor Structuren uit het 5-S model).

Eutrofiëring omvat invloeden van ammonium, totaal-N, totaal-P en orthofosfaat (onderdeel van de factor Stoffen uit het 5-S model).

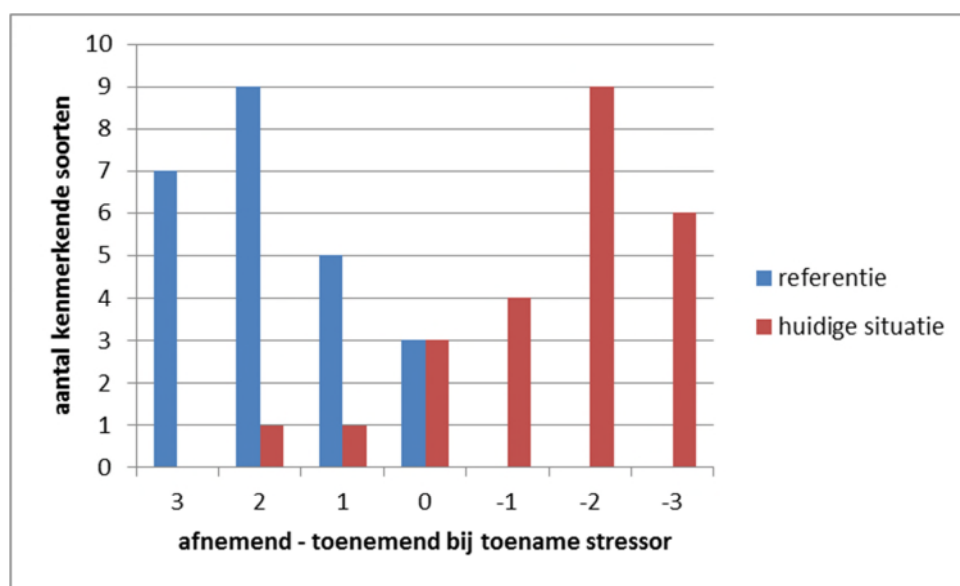
TABEL 2-4 AANTAL SOORTEN MET RESPONSIEWAARDEN VOOR HUN GEVOELIGHEID VOOR EEN STRESSOR
(BRON: VERDONSCHOT *ET AL.*, 2003)

	hydrologische verstoring	morfologische verstoring	eutrofiëring/ organische belasting	verdroging/ droogval	verzuring	inlaat	verzilting	verzoeting	stroming	beschaduwing	verontreiniging
macrofauna	444	419	643	16	88						
macrofyten	32	13	147	62	50	25	101	9	41	43	23
vissen	33	35	34	46	36						

De responsiewaarden per soort voor de stressoren hydrologie en morfologie zijn in de overzichten van Verdonschot *et al.* (2003) vrijwel steeds hetzelfde, maar regelmatig is er geen responsiewaarde voor morfologie, wel hydrologie. Men werkt ook alleen met macrofyten, macrofauna en vissen, omdat over fytoplankton/fytobenthos indicator soorten geen referentie informatie aanwezig is in de aquatische natuurdoeltypen. DAN (2005) gebruikt van deze responsiewaarden uit Verdonschot *et al.* (2003) alleen de responsie waarden voor hydrologische verstoring, morfologische verstoring en eutrofiëring.

Op basis van de beschikbare informatie bleek er in DAN (2005) voor sloten alleen met gevoeligheden voor eutrofiëring te kunnen worden gewerkt, en voor beken met gevoeligheden voor alle drie gebruikte stressoren (hydrologie, morfologie en eutrofiëring).

Voor een referentiegemeenschap wordt in DAN (2005) per stressor een histogram gemaakt van het aantal indicatorsoorten verdeeld over de 7 respons typen (3, 2, 1, 0, -1, -2, -3, als code voor sterk afnemend in aantal, via neutraal, tot sterk toenemend in aantal in respons op een toename van een stressor). Dit referentieprofiel voor elk van de drie stressors per soortengroep voor een watertype kan worden vergeleken met het actuele profiel (zie als voorbeeld Figuur 2-2). Dit gebeurt ook nog voor een totaal profiel van de drie soortgroepen samen. In totaal zijn er zo dus 12 referentieprofielen waarmee de actuele situatie kan worden vergeleken. Daaruit kan worden afgeleid welke stressoren in het onderzochte waterlichaam vooral van belang zijn.



FIGUUR 2-2. FICTIEF VOORBEELD VAN EEN STRESSOR PROFIEL VOOR EEN SOORTGROEP. DE REFERENTIE HEEFT ALLEEN SOORTEN DIE AFNEMEN OF NIET IN AANTAL VERANDEREN BIJ TOENAME VAN DE STRESSOR. DE HUIDIGE SITUATIE LAAT EEN SOORTENPALET ZIEN MET VEEL SOORTEN DIE JUIST TOENEMEN BIJ EEN TOENAME VAN DE STRESSOR.

In DAN (2005) wordt het biotisch doelrealisatie percentage berekend als het aanwezige percentage van alleen de kenmerkende soorten die *afnemen* bij een toenemende stressor. Een 100% biotische doelrealisatie wordt behaald als er voor een waterlichaam een 'voldoende' aantal kenmerkende soorten is aangetroffen. Bij de bepaling van het percentage doelrealisatie wordt er namelijk rekening mee gehouden dat in de praktijk niet alle aanwezige soorten ook zullen worden gevangen. Voor macrofauna betekent dit dat van het maximaal aantal kenmerkende soorten niet meer dan 30% hoeft te worden gevonden om op 100% doelrealisatie uit te komen. Een vergelijkbare aanpak is ook gebruikt in de Nederlandse KRW macrofauna maatlaten (Van der Molen *et al.*, 2012).

In DAN (2007) zijn de responsies gebruikt voor zes stressoren: hydro-morfologie, eutrofiëring, verzuring, verdroging, verzilting (in niet-brakke typen) en stagnantie (in stromende typen). Hiervoor is ook extra informatie uit onder meer de WEW indeling voor macrofauna (Verberk *et al.* 2012) vertaald naar een responsiewaarde. Er werd in deze DAN versie besloten om alleen met de negatieve stressindicatoren te werken (dus soorten die

door toename in aantal aangeven dat een stressor toeneemt). De focus ligt dus op het vaststellen of een of meer van de zes stressoren tot een toename van stress indicerende soorten heeft geleid. Vissen vielen door deze keuze af. De negatieve getalswaarde van de overblijvende responsies uit Verdonschot *et al.* (2003) werd in DAN (2007) omgezet naar de absolute waarde, oplopend van 1 naar 3. Nieuw in de DAN versie uit 2007 is ook dat men de stressor indicatiewaarden van alle soorten in een monster voor elk van het zestal stressoren optelt. Hoe hoger de totale score per stressor, hoe sterker de aanwijzing dat deze stressor een probleem vormt. Er wordt in DAN (2007) niet meer vergeleken met een responsie profiel van de referentie, omdat in een referentiegemeenschap (vrijwel) geen soorten voorkomen die toenemen bij toename van een stressor.

In DAN (2007) wordt het biotisch doelrealisatie percentage berekend als het aanwezige percentage van *alle kenmerkende soorten* (dus niet alleen soorten die afnemen bij een toename van een stressor, zoals in de DAN versie uit 2005). Ook nu wordt er bij de bepaling van het % biotische doelrealisatie rekening mee gehouden dat in de praktijk niet alle aanwezige soorten ook zullen worden gevangen. Aan de hand van een analyse van vele macrofaunamonsters van verschillende kwaliteit is geschat dat in het geval van een 100% doelrealisatie bij aquatische supplementtypen, er zo'n 50% van de kenmerkende soorten macrofauna wordt aangetroffen. Voor KRW typen is dit geschat op 17%, voor aquatische natuurdoeltypen op 34%. De KRW maatlatten voor stromende wateren zetten eveneens het aantal kenmerkende soorten in een monster af tegen een maximaal aantal kenmerkende soorten dat verwacht kan worden in de referentie.

Ook wordt in DAN (2007) niet meer met een biotische doelrealisatie voor vissen gewerkt: de KRW typen werken met gilden van vissen, niet met kenmerkende soortenlijsten, en dus kan er ook geen percentage doelrealisatie worden bepaald.

2.6 EKO - Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren

Keizer-Vlek & Verdonschot (2007) geven een beschrijving van het software pakket EKO waarmee een macrofaunamonster wordt toegedeeld aan een bestaand netwerk van referentietypen en tussentypen (cenosen genaamd). Dit netwerk is onder meer gebaseerd op eerder verzamelde abiotische en biotische informatie voor de provincie Overijssel, bewerkt met clusteranalyse en ordinatie (zie Verdonschot, 1990). De cenosen hebben elk een karakteristieke set van waarden voor milieuvariabelen. Zo is af te leiden welke factoren de huidige toestand vooral bepalen. Bovendien worden maatregelen gesuggereerd om een bepaalde ontwikkeling te bereiken. Dat gebeurt echter op basis van door de gebruiker aangegeven inschattingen over de mate waarin diverse stuurfactoren al dan niet als belemmerend moeten worden gezien. De aanpak wordt door de auteurs landelijk toepasbaar geacht voor sloten en beken, met een tamelijk grote bandbreedte in de uitspraken. Daarnaast gebruikt het pakket regionale typologieën voor sommige streken van Nederland (Veluwe/Utrecht, Overijssel en Limburg). De software is volgens het rapport beschikbaar op CDROM, maar ze was niet vindbaar op internet. Het pakket besteedt veel aandacht aan het correct inlezen van monstergegevens.

2.7 Aquaherstel

Nijboer *et al.* (2004) geven met dit rapport en een website een overzicht van herstelprojecten. De website was vooral bedoeld om ervaringen vast te leggen en te kunnen delen. De website (aquaherstel.wur.nl) bestaat echter niet meer. Nijboer *et al.* (2004) geven ook aan dat er van alle opgenomen projecten eigenlijk maar weinig informatie kon worden verzameld, zodat de bruikbaarheid van het overzicht beperkt bleef.

2.8 MaatregelWijzer Waterbeheer

Bleeker & Verdonschot (2007) ontwikkelden de MaatregelWijzer Waterbeheer (MWW). Aan de hand van een vragenlijst wordt bepaald in welke mate een of meer stuurfactoren verstoord zijn (in beken of sloten), en wat daarbij geschikte maatregelen kunnen zijn. Het geheel bouwt als kennissysteem voort op de database Aquaherstel (Nijboer *et al.*, 2004), maar is (omdat die database slecht gevuld bleef) zelf ook een doodlopend spoor geworden. Het MWW systeem werkt net als EKO (Keizer-Vlek & Verdonschot, 2007; zie hierboven) met een door de gebruiker in te vullen vragenlijst over de mate waarin stuurfactoren verstoord zijn. Dat leidt dan tot een diagnose van wat er aan de hand kan zijn, en dat wordt weer gekoppeld aan mogelijke maatregelen.

2.9 KRW-Verkenner

De KRW-Verkenner wordt ontwikkeld door Deltares, in samenwerking met PBL en Alterra. Op de website <https://publicwiki.deltares.nl/display/KRWV/Project+informatie> zijn diverse rapportages te vinden. Het instrument is oorspronkelijk bedoeld voor toepassing op landelijke schaal, om zo de potentiële effectiviteit van beoogde beleidsmaatregelen op de waterkwaliteit op landelijk niveau in te schatten. Versie 2.0 (begin 2013 verschenen) is beproefd voor landelijke water- en stoffenbalansen (in nauwe samenhang met de ontwikkeling van het Nationaal Hydrologisch Instrumentarium, NHI). Bij deze toetsing is geen aandacht besteed aan de kwaliteit van de ecologische voorspellingen die mede gebaseerd zijn op de onderliggende water- en stoffenbalansen. De ecologische voorspellingen kunnen echter ook gemaakt worden zonder gebruik te maken van deze gemodelleerde balansen.

In de KRW-Verkenner worden via regressies gemaakte koppelingen gelegd tussen een klein aantal niveaus van een beperkt aantal stuurfactoren en bijbehorende waargenomen EKR scores. De stuurfactoren betreffen totaal fosfaat, totaal stikstof (voor beide met als waarden de zomergemiddelde concentraties) en hydromorfologische factoren (met decimale waarden tussen 1-3 of 1-5, gekozen op grond van expert opinion). De Nederlandse regionale KRW watertypen zijn voor de berekeningen in acht clusters verdeeld. Per cluster zijn gegevens van zoveel mogelijk waterlichamen gebruikt voor de afleiding van de gewenste relaties. De gebruikte data zijn afkomstig uit *Limnodata*. Zo kan een indruk worden verkregen in hoeverre een of meerdere maatregelen voldoende effect zouden kunnen hebben om tot een verbetering van een EKR score te komen. De ecologische effectvoorspelling kan in de KRW-Verkenner volgens drie algoritmen gebeuren:

- EEE (expertsysteem ecologische effecten; momenteel EEE versie 4) is een benadering op basis van neurale netwerken ontwikkeld door Royal Haskoning (Evers *et al.*, 2009);
- een tweede benadering werkt met zogenaamde regressiebomen ontwikkeld door PBL (Visser & Wortelboer, 2013);
- een derde benadering werkt met zogenaamde product unit neurale netwerken (PUNNs) gerealiseerd door Witteveen+Bos (De Niet, 2012).

Deze drie benaderingen zijn met dezelfde basisdataset ontwikkeld. In de praktijk lijkt het gemiddelde resultaat van de drie methoden de beste keuze voor een redelijke voorspelling van een EKR score als resultante van maatregeloptyes (Visser, 2013). De huidige KRW-Verkenner 2.1 werkt als standaard met de PUNNs benadering omdat deze in uitgeschreven regels kan worden geprogrammeerd. De andere twee benaderingen kunnen echter ook worden aangezet in de KRW Verkenner.

Alleen de EEE systematiek is voor zover wij hebben kunnen achterhalen ook los van de KRW Verkenner toegepast voor het doen van ecologische voorspellingen. De bruikbaarheid en betrouwbaarheid van de EEE systematiek op regionaal niveau is onderzocht bij diverse waterschappen. Evers *et al.* (2011) pasten EEE versie 2 voor het eerst toe in een regionale

analyse van waterlichamen bij waterschap Rivierenland. Daaruit bleek dat de berekende EKR waarden voor de vier ecologische KRW groepen (fytoplankton, waterplanten, macrofauna en vissen) gemiddeld over de onderzochte waterlichamen redelijk goed overeenkwamen met de gemiddelde EKR scores op basis van monitoring. Een toepassing van EEE (versie 2) bij de waterschappen Veluwe en Vallei & Eem (tegenwoordig samen in het waterschap Vallei & Veluwe) gaf een vergelijkbaar beeld (Evers, 2012). Voor waterschap Brabantse Delta (Evers, 2013a) en Aa & Maas (Evers, 2013b) gaf een bijgewerkte EEE (versie 3, aangepast aan de nieuwe KRW maatlatten uit Van der Molen *et al.*, 2012) opnieuw een gemiddeld vaak goede overeenstemming tussen voorspelde EKR waarden en EKR waarden op basis van monitoring. Evers & Schipper (2015) pasten EEE versie 4 toe bij waterschap Reest & Wieden, met vergelijkbare resultaten.

Verschillen tussen resultaten uit voorspellingen en monitoring werden in de genoemde studies toegeschreven aan monitoringeffecten (bijvoorbeeld langer doorzoeken of gericht werken op 'mooie' plekken om meer soorten te vinden). Maar ook de beperkte hoeveelheid stuurvariabelen in het neurale netwerk kan een verschil verklaren tussen voorspelling en werkelijkheid. Zo ontbreekt bijvoorbeeld een maat voor lichtbeschikbaarheid, wat een belangrijke stuurfactor is voor het voorkomen van fytoplankton en waterplanten.

Op basis van deze resultaten lijken de met de EEE benadering voorspelde effecten van maatregelen op EKR scores dus goed bruikbaar voor het definiëren van beheersopties. Niettemin blijft de vraag van belang hoe groot de bandbreedte is van de EKR voorspellingen met behulp van de op landelijke gemiddelden gebaseerde relaties op het niveau van een waterlichaam. Deze mag niet te breed zijn om geschikt te kunnen zijn voor lokale watersysteemanalyses. Voor individuele waterlichamen konden de met EEE voorspelde EKR waarden en EKR waarden op basis van monitoring in genoemde studies echter fors van elkaar verschillen (0,2 - 0,5 EKR, op een totale bandbreedte van de EKR schaal van 0-1).

2.10 PCLake en PCDitch

PCLake en PCDitch zijn gedetailleerde ecosysteem modellen, toepasbaar in ondiepe meren en sloten. Janse (2005) geeft een uitgebreide beschrijving van deze door hem ontwikkelde modellen. Met de modelsimulaties komen locatie-specifieke resultaten voor veel abiotische en biotische ecosysteemvariabelen beschikbaar. De modellen vragen daarvoor veel data, waarvoor echter geput kan worden uit een default database om een eerste indruk te krijgen. De focus bij de toepassing door waterbeheerders ligt vooral op het inschatten van totaal fosfaat belastingniveaus bij omslagpunten (van helder naar troebel, en omgekeerd).

Door middel van een metamodel is het mogelijk gemaakt om op basis van enkele kenmerken van een waterlichaam een globale inschatting te maken van de te verwachten zogenaamde kritische fosfaatbelasting waarbij een systeem kan omslaan van een heldere naar een troebele toestand (PCLake) of van een waterplanten gedomineerd systeem naar een door kroos gedomineerd systeem (PCDitch). Het PBL heeft daarvoor twee websites ingericht (<http://themasites.pbl.nl/modellen/pclake/> en <http://themasites.pbl.nl/modellen/pcditch/>). Meer achtergrondinformatie over onder meer het concept van kritische fosfaatbelasting is te vinden in Jaarsma *et al.* (2008). Voor een korte introductie over PCLake en PCDitch zijn ook twee Wikipedia artikelen beschikbaar: <https://en.wikipedia.org/wiki/PCLake> en <https://en.wikipedia.org/wiki/PCDitch>. In een uitgebreid onderzoek onder leiding van NIOO zijn in de afgelopen jaren diverse praktijkvoorbeelden doorgerekend waarmee de kwaliteit en toepasbaarheid van de modellen is vergroot. Eind 2016 zijn hierover twee promotieprojecten afgerond (zie ook http://www.stowa.nl/projecten/pclake_en_pcditch).

2.11 Habitat

Door Deltares is het web-gebaseerde instrument Habitat (<http://habitat.deltares.nl>) ontwikkeld. Het biedt allereerst een kennisbank in de vorm van een soort Wikipedia. Daarnaast beschikt het over een invoermodule om op basis van ruimtelijke informatie over stuur- of standplaatsfactoren, kansen op voorkomen van soorten of soortgroepen in te schatten. Dit gebeurt op basis van een set aan voorspelregels, die deels sterk gerelateerd zijn aan die welke in de KRW-Verkenner worden gebruikt (zie hierboven). Het betreft ongeveer 25 soorten of groepen van soorten waterplanten; de macrofauna EKR als groep voor stromend water en als groep voor meren; en 25 soorten of groepen van soorten vissen. De gebruikte relaties zijn vaak generiek voor veel watertypen. De gebruikte KRW rekenregels (regressies voor een beperkt aantal stuurfactoren) leveren voor een dataset van locaties een orde van grootte voorspelling van de EKR op, maar de variatie tussen voorspelde en gevonden waarde is groot. De gebruikte rekenregels voor de deelmaatlat waterplanten soortensamenstelling bleken niet voldoende betrouwbaar te zijn. Voor maatregelen kan middels een inschatting van het effect daarvan op de waarde van de gebruikte, beperkte set stuurfactoren worden herberekend wat dan de te verwachten kans op voorkomen van een soort wordt, dan wel wat de te verwachten EKR score kan worden. Het instrument heeft vooral zijn waarde voor het zichtbaar maken van ruimtelijke verschillen en is vooral in grote wateren (bv IJsselmeer, Markermeer) toegepast.

2.12 Infobladen oorzaak-gevolg relaties voor MEP/GEP

De infobladen oorzaak-gevolg relaties voor MEP/GEP bevatten volgens beschrijvingen in Rijkswaterstaat (2005) en Van Geest *et al.* (2009) onder meer de voor de KRW-Verkenner1.0 ontwikkelde rekenregels voor het schatten van maatregel effecten op de EKR scores van de vier KRW hoofdgroepen van organismen voor diverse watertypen. Deze informatiebladen werden bij de implementatie van de KRW door RIZA en RIKZ opgesteld. Ze bundelden kennis over de ecologische effecten van hydromorfologische ingrepen en eventuele mitigerende maatregelen. Ze ondersteunden daarmee de ontwikkeling en toepassing van de voor de KRW noodzakelijke afleiding van maximaal en goed ecologisch potentieel (MEP en GEP). Deze informatie is opgenomen en verder ontwikkeld in de nu door Deltares verschaft informatie op de websites voor de KRW-Verkenner en Habitat (zie hierboven). De infobladen zelf zijn niet meer als zodanig te vinden op internet.

2.13 Grontmij Matrix

Dit instrument ontwikkeld door Grontmij in 2008 wordt kort beschreven in Van Geest *et al.* (2009) en betreft rekenregels in een spreadsheet om de effecten van maatregelpakketten op EKR-totaal scores door te rekenen. De Grontmij Matrix is toegepast voor de waterschappen Stichtse Rijnlanden en Rivierenland. Een beschrijving van het instrument is alleen teruggevonden in bijlage 4 van een rapport van waterschap Rivierenland (Ruigrok, 2008). Het lijkt uit de beschrijving aldaar op een tamelijk kwalitatieve koppeling tussen een factor 'Nutriënten' (opgebouwd uit N en P) en een factor 'Inrichting & Beheer' die vervolgens samen een totaal EKR score bepalen. Het instrument baseert zich voor de inschatting van effecten van maatregelen op de rekenregels uit de KRW-Verkenner.

2.14 RISTORI

RISTORI betreft een modelontwikkeling in de periode 1997-2004 door RIZA, Alterra en RIVM-MNP (tegenwoordig PBL), beschreven in Ertsen *et al.* (2007a; 2007b). Doel was om ingreep-effect relaties te kwantificeren tussen abiotische factoren en het voorkomen van soorten (aan- of afwezigheid). Het betrof macrofaunasoorten en macrofaunagemeenschappen (cenosen) in beken en sloten, evenals waterplantsoorten in sloten. Diverse eerdere werkdocumenten en conclusies zijn in 2007 gebundeld in de genoemde twee rapporten.

Brongegevens voor RISTORI komen uit *Limnodata*. Het achtergrond document van Ertsen *et al.* (2007b) geeft veel informatie over de voorselectie van data uit *Limnodata* (men zorgt er bijvoorbeeld voor dat sommige regio's niet overmatig gerepresenteerd zijn). RISTORI was bedoeld voor toepassing op lokaal/regionaal niveau (naast landelijke effectrelaties die werden ontwikkeld voor implementatie in de KRW-Verkenner). De resultaten werden echter niet geschikt bevonden voor waterbeheerders gezien de vereiste specialistische kennis van statistiek en het ontbreken van gebruiksvriendelijke software. De toegepaste macrofauna cenosen werden voorafgaand aan RISTORI onder meer geconstrueerd in het project EKO (zie bespreking daarvan hierboven; Verdonschot, 1990; Keizer-Vlek & Verdonschot, 2007). De relaties (kansverdeling op voorkomen van soorten of van cenosen, bij combinaties van waarden van abiotische factoren) zijn berekend met stepwise multinomiale logistische regressie. Daarbij zijn ook interactie termen tussen de abiotische modelvariabelen meegenomen. De in de modellering gebruikte abiotische factoren zijn vooraf gekozen in overleg met waterbeheerders. Het betreft continue variabelen (absolute waarden of percentages; bijvoorbeeld stroomsnelheid, beschaduwingspercentage, totaal-fosfaat concentratie) en nominale variabelen (waarde 0 of 1, zoals aanwezigheid van veen, of klei, of zand; of van droogval of kwel). Sommige van de vooraf gekozen milieufactoren werden in geen van de modellen gebruikt (bijvoorbeeld bij de beken betrof het de twee nominale factoren 'grondgebruik natuur' en 'voorjaar', en de continue variabele 'Kjeldahl stikstof'). In de stepwise aanpak bleken deze milieufactoren te weinig voorspellende waarde toe te voegen. De gevonden regressiemodellen per cenose of soort waren meestal significant, maar hadden vaak óf een slechte tot matige fit óf vielen bij validatie met een onafhankelijke dataset door de mand. Doordat goede monitoring tijdreeksen in praktijksituaties vaak ontbreken, bleek een praktijk test moeizaam uitvoerbaar. De auteurs constateren voor de beschikbare praktijkresultaten dat de modellen op grond van diverse statistische criteria in het algemeen een redelijke (30-70% van de gevallen 'goed') tot goede (>70% 'goed') voorspellende waarde hebben. Hun toepasbaarheid op lokale situaties kan echter sterk wisselend zijn.

2.15 Recent onderzoek naar operationaliseren van de Stowa sleutelfactor Habitatgeschiktheid (ESF 4)

Coops & Van Geest (2016) zochten naar mogelijkheden om de Stowa sleutelfactor Habitatgeschiktheid (ESF 4) te operationaliseren, en naar beschikbare methoden voor diagnose en prognose. Zij deden daarvoor een literatuurstudie en hadden interviews met experts. Verschillende concepten voor het begrip habitat worden door hen gepresenteerd, samen met habitat classificaties. Enkele invloeden van waterbeheer op habitat structuur worden beschreven. De uiteindelijke beschrijving van een diagnose tool blijft echter tamelijk algemeen. Er volgen niet veel nieuwe inzichten of handreikingen uit voor het kwantificeren van habitatgeschiktheid, behalve dat de omschrijving van deze sleutelfactor door Coops & Van Geest (2016) wordt beperkt tot fysieke habitatkenmerken (zie hierna).

Als algemene definitie voor het begrip habitat geven Coops & Van Geest (2016) dat een habitat is samengesteld uit een set van abiotische en biotische aspecten van de omgeving waarin een soort voorkomt. Dit kan dus anders zijn voor verschillende levensstadia. Een actueel habitat is de omgeving waarin een soort voorkomt; potentieel habitat is de omgeving waarin een soort zou kunnen voorkomen. Men presenteert het *5-S model* van Verdonschot (1995) als omschrijving van de verschillende schaalniveaus waarop ecologische factoren een gemeenschap van soorten bepalen. Daarbij werkt de factor Systeemvoorwaarden regionaal op de factor Soorten, de factoren Stoffen en Stroming doen dat lokaal, en Structuren doen dit binnen het lokale niveau. Waterbeheer kan op meerdere schaalniveaus invloed hebben.

Voor de operationalisering van de sleutfactor Habitatgeschiktheid beperken de auteurs hun bovengenoemde ruime definitie van habitat tot de fysieke structuurcomponenten (hydrologie; morfologie inclusief vegetatiestructuur; oppervlak; en ruimtelijke verspreiding van verschillende deelhabitats). Chemische habitat aspecten wordt geacht vooral opgenomen te zijn in de combinatie van de Stowa sleutfactoren ESF 1, 2, 3 (gezamenlijk typerend voor de eutrofiëringstoestand), 7 (organische belasting) en 8 (toxicologie). De biologische aspecten zitten dan in ESF 5 (connectiviteit/bereikbaarheid) en ESF 6 (beheer). Dat laatste lijkt discutabel: ook biologische interacties kunnen de potentiële geschiktheid van een leefmilieu maken of breken, en die interacties lijken toch alleen te kunnen worden benoemd binnen ESF 4. De auteurs zijn bij hun beperking van de habitatdefinitie niet heel consequent: ze geven aan dat habitat*geschiktheid* óók door andere sleutfactoren wordt bepaald, met name water- en sedimentkwaliteit. Deze hybride opvatting blijkt ook bij de omschrijving van 'kenmerkende fysieke structuren die de habitatfunctie bepalen'. Hieronder vallen schaal, configuratie, water - en sedimentkwaliteit en habitat diversiteit. De auteurs hanteren vervolgens de sleutfactoren volgens Verdonschot (2015) voor macrofyten en macrofauna. Voor vissen verwijzen ze naar Zoetemeijer & Lucas (2007). Men concludeert dat gegevens over habitat preferenties voor macrofauna relatief schaars zijn, en vaak zijn gebaseerd op expert opinion of anekdotische informatie.

De auteurs gaan specifiek in op hydromorfologische (oa. KRW) classificaties van stilstaande wateren. De KRW typologie gebruikt oppervlak, breedte, diepte, saliniteit, al dan niet met rivier in verbinding zijn, en buffercapaciteit/ alkaliniteit. Deze aspecten definiëren de macroschaal (een kanaal of een plas). Veel soorten zijn zoals Coops & Van Geest (2016) terecht constateren echter gebonden aan meso-schaal aspecten (oeverzone; diep water; vegetatie bed). Die kunnen in beeld worden gebracht door kartering van structuurelementen, zoals in vegetatiekaarten. Habitats kunnen ook worden gekarteerd op basis van het voorkomen van kenmerkende soorten en soortengroepen uit een referentie. Men noemt als nadeel daarvan dat veel soorten ergens in potentie kunnen zijn, maar veel minder soorten ook daadwerkelijk aanwezig zijn. Het gebruik van modellen die soortspecifieke eisen aan habitatkenmerken kwantificeren is volgens de auteurs erg lastig door gebrek aan data en hun vaak alleen lokale/regionale geldigheid.

3 Discussie en conclusies

3.1 Diagnostisch instrumentarium: stand van zaken

De basis voor de beoordeling van de ecologische waterkwaliteit wordt gevormd door informatie over biotische en abiotische milieuomstandigheden. Die omstandigheden kunnen worden afgeleid uit de aan- of afwezigheid van soorten of soortengroepen. Daarmee kan ook een noodzakelijke diagnose worden opgesteld waarmee de meest waarschijnlijke oorzaken van de geconstateerde kwaliteitstoestand van een waterlichaam worden benoemd. Een dergelijke diagnose kan dan weer worden gebruikt om eventueel noodzakelijke kansrijke maatregelen te formuleren waarmee naar verwachting de gewenste kwaliteitstoestand wordt behaald. De effecten van maatregelen kunnen vervolgens ook weer op grond van veranderingen in soortensamenstelling worden beoordeeld, waarna beheer eventueel kan worden aangepast. Als een doelgemeenschap is beschreven, dan kan de daarbij behorende soortensamenstelling worden benut om daaruit de bijbehorende milieuomstandigheden af te leiden. Daarmee wordt ook richting gegeven aan de keuze van benodigde maatregelen.

Een effectief diagnostisch instrument moet daarom bestaan uit een aantal ingrediënten: een lijst met relevant geachte milieu indicatie waarden van de potentieel in een water voorkomende soorten; een lijst van aanwezige soorten op grond van monitoring; en een lijst van soorten die de referentie voor het water vormen. Door het kiezen van deelcomponenten uit het palet aan mogelijke soorten en milieuvariabelen kan een diagnose worden gericht op aspecten die op grond van watersysteemkennis van belang worden geacht.

Tabel 3-1 geeft een overzicht van de in deze studie besproken diagnostische instrumenten. Duidelijk is dat een deel van de instrumenten nog maar weinig lijkt te zijn toegepast. Uitzonderingen daarop zijn de EBEOsystemen, AQMAD, de KRW-Verkenner met de daarin opgenomen EEE module, en de beide gedetailleerde ecosysteemmodellen PCLake en PCDitch. De laatste twee vragen echter wel om een behoorlijke hoeveelheid input data om simulaties te kunnen doen die voldoende locatie specifiek zijn. Bovendien richten deze ecosysteemmodellen zich op processen, en maken ze geen gebruik van specifieke milieu informatie die kan worden afgeleid uit een aanwezig soortenpalet. De EEE module concentreert zich op de correlatie tussen een beperkt aantal belangrijke omgevingsfactoren en de resulterende EKR waarden voor de groepen van KRW organismen. Ze geeft daarmee dus alleen informatie over de hoofdlijnen waarlangs beheer kan ingrijpen om een verbetering in EKR waarden te verkrijgen. Hierbij moet bedacht worden dat het aantal stuurknoppen waaraan een waterbeheerder kan draaien ook vrij beperkt is.

De instrumenten EKO, Aquaherstel en MaatregelWijzer Waterbeheer (MWW) hangen zoals eerder beschreven duidelijk met elkaar samen. Ristori is daarbij te beschouwen als een zeer gedetailleerde verdere uitwerking van de benadering met cenosen zoals ontwikkeld voor EKO.

TABEL 3-1 OVERZICHT VAN BESPROKEN INSTRUMENTEN VOOR ECOLOGISCHE DIAGNOSTIEK.

LEGENDA: *DOEL*: OP WELK HANDELINGSPERSPECTIEF RICHT HET INSTRUMENT ZICH; *GEBRUIKTE BIOGROEP*: OP WELKE ORGANISMENGROEPEN WORDT GERICHT; *GEBRUIK*: GLOBALE INSCHATTING VAN DE MATE VAN GEBRUIK DOOR WATERBEHEERDERS; *BRUIKBARE ELEMENTEN*: IN HOEVERRE LEVERT HET INSTRUMENT HERBRUIKBARE INZICHTEN VOOR EEN NIEUW ONTWERP VAN EEN OP SOORTEN GEBASEERDE DIAGNOSTIEK.

	doel	gebruikte biogroep	gebruik	bruikbare elementen	toepassingsgebied	opmerking
EBEOSystemen	D	A,WP,MF, (v)	++	+	regionale wateren	sinds KRW veel minder in gebruik
Handreiking Diagnostiek	D, S	A,WP,MF, (v)	+/-	0	alle wateren, overzicht van methoden	overzicht van lab/veldexperimenten
AqMad	D, S	WP	+	++	regionale wateren	uit te breiden naar A, MF
DAN	D, S	WP, MF, V	0	+	alle wateren, natuurwaarde	benut stressor indicatiewaarden
EKO	D, S, M	MF	0	0	vnl in oost-Nederland toegepast	subjectief bepalen van stuurfactoren
Aquaherstel	D, S, M	nvt	0	0	database met projecten	overzicht van herstelprojecten
MaatregelWijzer Waterbeheer	D, S, M	nvt	0	+/-	regionale wateren	subjectief bepalen van stuurfactoren
KRW-Verkenner / EEE	D, S, M, V	EKR	+	0	nationale en regionale wateren	focus op EKR scores
PcLake/PcDitch	D, S, M, V	A,WP,MF, (v)	+	0	afzonderlijke, stagnante watersystemen	gericht op processen
Habitat	S, M, V	WP, MF, V	+/-	0	ruimtelijke variatie, grote wateren	voorspellen van kans op voorkomen
Infobladen MEP/GEP	D, S, M, V	nvt	0	0	alle watertypen	focus op EKR scores
Grontmij Matrix	M, V	nvt	0	0	regionale wateren	focus op EKR scores
Ristori	M,V	WP, MF	0	0	niet in praktijk toegepast	voorspellen van kans op voorkomen

Verklaring van afkortingen:

doel	biogroep	gebruik	bruikbare elementen
D=diagnose	A=algen	0 nauwelijks	0 nauwelijks
S=stuurvariabelen	WP=waterplant	+/- weinig	+/- weinig
M=maatregelkeuze	MF=macrofauna	+ redelijk	+ redelijk
V=voorspelling effecten	V=vis	++ veel	++ goed

De inzet van deze groep van instrumenten heeft geen grote vlucht genomen, vermoedelijk deels door complexiteit (Ristori) en door een schrijnend gebrek aan goede monitoring informatie over herstelprojecten. Het functioneel ontwerp van MWW lijkt overigens een goede basis om met name de identificatie mogelijk te maken van gewenste referentie gemeenschappen (behorend bij de KRW watertypen, Aquatische Natuurdoeltypen en de typen uit de aquatische supplementen).

Habitat en de infobladen MEP/GEP zijn deels te beschouwen als voorlopers van de in de KRW-Verkenner uitgewerkte relaties tussen enkele belangrijke milieufactoren en maatregelen

enerzijds, en EKR scores van KRW waterlichamen anderzijds. Daarnaast biedt Habitat aanvullende informatie om voor een aantal soorten de kans op voorkomen te berekenen in afhankelijkheid van enkele milieufactoren. Het biedt daarbij een Wikipedia-achtige kennisbibliotheek, die weer aansluit bij de in de Handreiking Diagnostiek verzamelde kennis. De Grontmij Matrix richt zich eveneens op het voorspellen van EKR scores, maar heeft na een beperkte regionale toepassing klaarblijkelijk geen verder vervolg gekregen.

Tenslotte lijkt het instrument DAN (Doelbenadering Aquatische Natuur; Elbersen & Hennekens, 2005, en Didderen & Verdonshot, 2007) ten onrechte niet opgenomen in het overzicht van Van Geest *et al.* (2009). Met name de hierin opgenomen inzet van stressor indicatiewaarden van soorten is een benaderingswijze die duidelijk afwijkt van de andere besproken instrumenten. Maar ook DAN lijkt weinig te zijn toegepast; in ieder geval ontbreken hier beschikbare rapportages over.

Het is opvallend dat er sinds 2009 feitelijk geen nieuwe ontwikkelingen rond diagnostisch instrumentarium lijken te hebben plaatsgevonden. Pas de laatste paar jaar is er wel veel aandacht besteed aan de verdere ontwikkeling van de modellen PCLake / PCDitch. Ook zijn de abiotische indicatiewaarden voor macrofyten en diatomeeën op grond van vooral de beschikbare gegevens uit *Limnodata* herzien (Jaarsma, 2016) cq voor het eerst berekend (Van Dam, 2013).

Bij de implementatie van de KRW was er een grote behoefte aan de ontwikkeling van een watertypologie met een uitgebreide beoordelingssystematiek en bijbehorende internationaal afgestemde (deel)maatlatten per watertype. Als logisch gevolg is er relatief veel aandacht gegaan naar het bepalen van directe relaties tussen EKR scores en milieuomstandigheden. Hiermee samenhangend is ook veel werk gemaakt van het operationaliseren van de Stowa sleutelfactoren ESF 1, 2 en 3. Immers, de eutrofiëringsproblematiek van een groot deel van de Nederlandse wateren was (en is) de belangrijkste reden waardoor ecologische doelen vooralsnog niet of nauwelijks worden behaald. En dus moet allereerst het vraagstuk van externe en interne eutrofiëring worden opgelost, om überhaupt in staat te zijn om KRW doelen te behalen.

Maar hieruit ontstaat nog geen inzicht in meer verfijnde habitat aspecten die op het niveau van soorten de leefomstandigheden eveneens bepalen. En die vormen ná het letterlijk ophelderen van de eutrofiëringsproblemen waarschijnlijk een nieuwe bottleneck bij het realiseren van soortenrijke levensgemeenschappen die zowel naar de letter als de geest aan de KRW doelen voldoen. De Stowa sleutelfactor 4 (ESF 4 Habitatgeschiktheid) is dan ook als concept in het leven geroepen om hier expliciet aandacht aan te besteden (naast enkele andere Stowa sleutelfactoren zoals Verspreiding en Toxiciteit).

Coops & Van Geest (2016) geven aanwijzingen voor een diagnose van habitatgeschiktheid, om zo de invulling van ESF 4 vorm te geven. Deze diagnose bestaat uit een lijst van vrij algemene vragen waarmee echter alleen de *fysieke structuur* wordt beschreven, zowel van referenties als van de huidige toestand. Men stelt daarbij dat kennis van de relaties tussen soortvoorkomen en (fysieke) habitatkenmerken hiervoor noodzakelijk is, maar helaas wel vaak ontbreekt. Om dat kennisprobleem op te lossen pleit men voor het gebruik van relaties tussen soortgroepen en fysieke habitatkenmerken, maar die zijn er volgens de auteurs ook nog niet. Kennelijk is hier de verwachting dat zo'n hoger aggregatie niveau meer betrouwbare relaties oplevert tussen biologische diversiteit enerzijds en habitatkenmerken en habitatgeschiktheid anderzijds. Het is niet duidelijk waarop dat is gebaseerd. Bovendien is ook niet helder waarom allerlei fysisch-chemische factoren én biologische interacties

tussen soorten geen rol zouden moeten spelen bij het definiëren en op orde krijgen van een geschikt habitat.

Abiotische indicatiewaarden van organismen, zoals gebruikt voor waterplanten in AQMAD, geven een veel meer gedifferentieerd beeld van habitatgeschiktheid. In zijn conclusies merkt Jaarsma (2016) op dat voorspelling van absolute abiotische waarden met indicatiewaarden het beste kan met datasets per watertype en landschap, omdat de deelsets verschillende indicatiewaarden opleveren. Uit zijn resultaten blijkt echter ook dat de deelsets meestal geen of een zeer matige relatie vertonen ten opzichte van de optima op basis van de totale dataset. Onze conclusie is daarom dat deelsets meestal een te beperkte milieugradiënt omvatten, en dus meestal géén goede indicatiewaarden kunnen opleveren om absolute waarden te voorspellen. Het is overigens ook de vraag of dat het doel moet zijn van de bepaling van abiotische optima van soorten. Het relatief gebruiken van dergelijke informatie (zoals bij vergelijking van locaties in ruimte en tijd, of met referentie gemeenschappen) is misschien wel veel meer relevant. Een belangrijke beperking bij het bepalen van de optima van soorten uit beschikbare monitoringsgegevens is dat de gebruikte meetgegevens niet voor dat doel zijn verzameld.

Samengevat lijkt er voor een goede diagnose van abiotische en biotische habitatgeschiktheid nog geen uitgewerkt en beproefd instrumentarium voorhanden te zijn waarin de milieu indicaties op grond van zoveel mogelijk soorten dieren en planten tegelijk en in samenhang worden benut. Tegelijkertijd zijn er beslist een aantal goed bruikbare bouwstenen uit al bestaande en toegepaste instrumenten, die voor de verdere realisatie van zo'n meer omvattend instrument kunnen worden ingezet (zie Tabel 3-1).

3.2 Mogelijkheden voor nieuwe ontwikkelrichtingen

De uitgebreide RISTORI analyses met de *Limnodata* gegevens vallen qua betrouwbaarheid van de resultaten wat tegen. Daarom lijkt het proberen te verbeteren van de voorspelde kans op voorkomen van soorten vooralsnog geen zinvolle weg om tot een goede diagnose en noodzakelijke beheeropties te komen. Duidelijk meer kansrijk lijkt het om op basis van een waargenomen gemeenschap en een doelgemeenschap in te schatten welke abiotische en biotische factoren vooral verschillend zijn tussen beide situaties (zoals gebeurt in AQMAD). Er kan daarbij bijvoorbeeld gebruik worden gemaakt van een mediaan of een gemiddelde waarde van soortoptima, of van een discrete classificatie van soortpreferenties voor relevante milieufactoren (zoals in het geval van de door Verberk *et al.*, 2012, gegeven waarden voor milieupreferenties van macrofauna soorten).

Om te komen tot inschattingen van bijvoorbeeld abiotische indicatiewaarden van soorten zijn uitgebreide gegevensbestanden nodig. Daarbij dient de datakwaliteit goed geborgd te zijn en dit maakt veel inzet van deskundigheid nodig. De database *Limnodata* verschaft toegang tot een zeer groot deel van de monitoring gegevens die sinds 1980 in Nederland door met name de waterbeheerders zijn verzameld. De kwaliteit van de in *Limnodata* beschikbare maar ongevalideerde en niet gestandaardiseerde gegevens wordt echter wisselend bevonden. Verdonschot & Van Oosten-Siedlecka (2010) vergeleken de macrofauna bronbestanden van een viertal waterschappen met de daarvan in *Limnodata* overgekomen informatie. Daarbij bleek slechts 34-46% correct te zijn overgenomen. Netten *et al.* (2010) onderzochten een subset van locaties met waterplanten en abiotische gegevens in stilstaande wateren uit *Limnodata*. Zij troffen diverse voorbeelden aan van kennelijk foutieve of ontbrekende invoergegevens. Deze auteurs benadrukken het belang van gestandaardiseerde dataverzameling en van een kwaliteitsborging bij de invoer. Het is te verwachten dat met de voor de KRW noodzakelijke standaardisatie en borging van invoer de algemene kwaliteit van de beschikbare monitoring data zal gaan verbeteren. De huidige

Aquo standaard zoals gehanteerd door het Informatiehuis Water (IHW), samen met het Handboek Hydrobiologie (Bijkerk, 2014), zijn daarbij van grote waarde. Ook zal IHW door middel van de Landelijke Enquete Waterkwaliteit alle monitoringsinformatie van waterbeheerders gestructureerd opvragen en daarmee een nieuwe dataset opbouwen. Blijft de vraag of de waardevolle bestaande tijdreeks in *Limnodata* nu helemaal niet, of met voorzichtigheid moet worden gebruikt. Onze voorkeur gaat uit naar het laatste. Van Dam (2013) liet zien dat met behulp van deskundige kennis de beschikbare dataset voor diatomeeën goed kon worden ontdaan van kennelijke fouten in taxonomie en abiotische waarden.

In ons beeld van een ontwerp voor een verder te ontwikkelen ecologisch diagnostisch instrument wordt de levensgemeenschap die wordt gebruikt niet beperkt tot één soortengroep (zoals macrofauna), maar wordt waar mogelijk ook informatie van bijvoorbeeld waterplanten en diatomeeën benut. Dergelijke verschillende invalshoeken bieden mogelijk een beter inzicht in de ecologische situatie van de gemeenschap als geheel.

In principe worden daarbij alle beschikbare abiotische en biotische soortindicaties gebruikt om milieu indicatiewaarden op het niveau van de levensgemeenschap te berekenen. Het zal immers *a priori* niet altijd duidelijk zijn welke variabelen met name een diagnostisch signaal zullen kunnen geven. Daarbij kan het ook zinvol zijn om een vergelijking te maken tussen de indicatiewaarden op grond van onderdelen van de totale levensgemeenschap (macrofauna versus waterplanten bijvoorbeeld).

Om een diagnose te kunnen stellen van mogelijke oorzaken van verschillen tussen een aangetroffen levensgemeenschap en een beoogd doel, is vanzelfsprekend zo'n doel of referentie gemeenschap noodzakelijk. De KRW systematiek met lijsten van indicatorsoorten voor watertypen biedt daarvoor niet een eenvoudig antwoord, aangezien deze bestaan uit een groot aantal kenmerkende en minder kenmerkende soorten. De lijsten met doelsoorten uit de systematiek van aquatische natuurdoeltypen zijn meestal tamelijk beperkt in aantal soorten per watertype.

De in de DAN systemen gebruikte responsiewaarden voor stressoren uit Verdonchot *et al.* (2003) bieden een interessant concept om referentiegemeenschappen te construeren. Aan de hand van bijvoorbeeld de lijsten met kenmerkende soorten voor een KRW watertype kan een selectie worden gemaakt van soorten die in meer of mindere mate gevoelig zijn voor stressoren die van belang worden geacht. Zo kan bijvoorbeeld in stilstaande wateren de huidige soortensamenstelling van een locatie worden vergeleken met een referentie die specifiek bestaat uit soorten die gevoelig zijn voor eutrofiëring. De via deze soortenlijsten af te leiden abiotische en biotische indicatiewaarden kunnen op deze manier gericht worden op de respons van soorten die juist voor eutrofiëring gevoelig zijn. Ook kan er gekozen worden voor een andere of aanvullende filtering op basis van één of meerdere abiotische of biotische indicatiewaarden vanuit *Limnodata* of andere informatie bronnen.

De vergelijking tussen diverse gemeenschappen op grond van de milieu indicatiewaarden kan bijvoorbeeld met een factor analyse of correspondentie analyse. De afstand tussen de gemeenschappen in een multidimensionale ruimte en de samenhang met verklarende variabelen geeft informatie over de mate van belang van elk daarvan. Nieuwe big data analyse methoden kunnen hier wellicht onverwachte nieuwe inzichten verschaffen. Daarbij kan slimme software al met een selectie uit alle berekende indicatiewaarden attenderen op opmerkelijke overeenkomsten of verschillen.

Het hergebruiken en doorontwikkelen van concepten uit bestaande diagnostische instrumenten, ingebed in een context van een sterk verbeterde datakwaliteit als gevolg van KRW standaardisatie van monitoring, is naar onze overtuiging veelbelovend. Voortbouwend op een snelle ontwikkeling van op (e)DNA gebaseerde regelmatige biomonitoring kan de waterbeheerder in de toekomst een veel scherper en frequenter inzicht krijgen in het reilen en zeilen van de aan hem toevertrouwde waterlichamen.

4 Literatuur

- D. Bal, H.M. Beijer, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11. Ministerie van LNV, 408 pp.
- D. Bal, D., H.M. Beijer, M. Fellingier, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal en F.J. van Zadelhoff, 2001. Handboek natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV 2001/020, 850 pp.
- M. Bleeker & P.F.M. Verdonschot, 2007. Een expertsysteem voor de keuze van hydrologische herstelmaatregelen. V. MaatregelWijzer Waterbeheer. Alterra rapport 1521, 90 pp.
- F.H.J.L. Bloemendaal & J.G.M. Roelofs (red.), 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting KNNV, Natuurhistorische bibliotheek nr 45, 189 pp.
- R. Bijkerk & H. Boonstra, 2015. EBEO beoordeeld. Onderzoek naar de meerwaarde van EBEO naast de KRW-maatlatten. Koeman & Bijkerk rapport 2015-036, 78 pp.
- H. Coops & G. van Geest, 2016. 'Habitat suitability', an Ecological Key Factor in standing waters. Stowa rapport 2016-W-02, 48 pp.
- M.J.H. de Lyon & J.G.M. Roelofs, 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 1 en 2. Technisch rapport, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- A.C. de Niet, 2012. Voorspellen ecologische kwaliteitsratio op basis van product unit neural networks. Rapport Witteveen+Bos, 20 pp.
- K. Didderen en P.F.M. Verdonschot, 2007. Waternood-DAN. Applicatie Doelrealisatie Aquatische Natuur voor regionale wateren. Alterra rapport 1468, 90 pp.
- EC-LNV, 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Achtergronddocumenten bij het 'Handboek natuurdoeltypen in Nederland'. Diverse rapporten Expertisecentrum LNV.
- J.W.M. Elbersen & S.M. Hennekens, 2005. Doelbenadering aquatische natuur in Waternood; functioneel ontwerp module "doelrealisatie aquatische natuur". Stowa rapport 2005-17, 48 pp.
- D. Ertsen, P. Verdonschot, R. Wortelboer & B. van der Wal, 2007a. RISTORI: modellen voor het voorspellen van de effecten van maatregelen op de aquatische gemeenschappen van sloten en beken. STOWA rapport 2007-15, 12 pp.
- D. Ertsen, P. Verdonschot, R. Wortelboer & B. van der Wal, 2007b. RISTORI: modellen voor het voorspellen van de effecten van maatregelen op de aquatische gemeenschappen van sloten en beken. Achtergronddocument behorend bij STOWA rapport 2007-15, 196 pp.
- C.H.M. Evers, 2012. Eindnotitie resultaten EEE2. Rapport Royal Haskoning, 38 pp.

- C.N. Evers, R.A.E. Knoben & F.C.J. van Herpen (red), 2012. Omschrijving MEP en maatlatten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. Stowa rapport 2012-34, 162pp.
- C.H.M. Evers, 2013a. Resultaten toepassing EEE3 op de waterlichamen van Waterschap Brabantse Delta. Rapport Royal HaskoningDHV, 55 pp.
- C.H.M. Evers, 2013b. Effecten KRW-maatregelen op het ecologisch doelbereik bij Waterschap Aa & Maas. Rapport Royal HaskoningDHV, 70 pp.
- C.H.M. Evers, F. Keukelaar & A.H.H.M. Schomaker, 2009. Verbeteren datasets en afleiding ecologische rekenregels voor de KRW-Verkenner op basis van regressieboom-analyse en neurale netwerk. Rapport Royal Haskoning 9T6271, 50 pp, 3 bijlagen.
- C.H.M. Evers & M. Schipper, 2015. Analyse ecologische effecten KRW-maatregelen met de KRW-Verkenner - Waterschap Reest en Wieden. Rapport Royal HaskoningDHV, 45 pp.
- N. Evers, R. Gylstra, T. Ruigrok & T. Schomaker, 2011. Regionale toepassing rekeninstrument EEE2 geeft beter overzicht van effecten KRW-maatregelen. H2O 23: 27-30.
- R.J.M. Franken, J.J.P. Gardeniers & E.T.H.M. Peeters, 2006. Handboek Nederlandse ecologische beoordelingssystemen (EBEO-systemen). Deel A. Filosofie en beschrijving van de systemen. Stowa rapport 2006-04., 255 pp.
- N.G. Jaarsma, 2016. Vergelijkende analyse milieuindicatiewaarden macrofyten. Stowa rapport 2016-W-03 25 pp.
- N.G. Jaarsma, R. Gylstra, G. van Ee & G. van Geest, 2015. Pilot soortresponsies waterschap Rivierenland en hoogheemraadschap Hollands Noorderkwartier. H2O-online, 27 augustus 2015.
- N.G. Jaarsma, M. Klinge & L. Lamers, 2008. Van Helder naar Troebel... en weer terug. Een ecologische systeemanalyse en diagnose van ondiepe meren en plassen voor de Kaderrichtlijn Water. Stowa rapport 2008-04, 12 pp.
- J.H. Janse, 2005. Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift Wageningen Universiteit, 378 pp.
- H.E. Keizer-Vlek & P.F.M. Verdonchot, 2007. Gebruikersinstructie voor de Ecologische Karakterisering van Oppervlaktewateren (EKO 4.7). Alterra rapport 1509, 102 pp.
- R.A.E. Knoben, 2010. Resultaten telefonische gesprekken over gebruik van EBEOsys. Memo Royal Haskoning in opdracht van STOWA, 12 pp.
- J. Netten, N. Evers, B. van der Wal & R. Knoben, 2010. Kwaliteit monitoringsgegevens niet altijd voldoende. H2O 16: 26-28.
- R.C. Nijboer, L.T.A. van Diepen & L.W.G. Higler, 2004. Een expertsysteem voor de keuze van hydrologische herstelmaatregelen. III. Inventarisatie van hydrologische herstelprojecten. Alterra rapport 1067, 82 pp.

- Rijkswaterstaat, 2005. Europese Kaderrichtlijn Water / Handreiking MEP/GEP. RIZA rapport 2006.002, 130 pp.
- T. Ruigrok, 2008. KRW-Rivierenlandplan. Eindrapport Waterschap Rivierenland, 37 pp, 15 bijlagen. <https://www.waterschaprivierenland.nl/binaries/content/assets/wsrl---corporate/common/werk+uitvoering/kaderrichtlijn+water/krwrivierenlandplandefinitief.pdf>.
- Stowa, 2014. Ecologische sleutelfactoren. Begrip van het watersysteem als basis voor beslissingen. Stowa rapport 2014-19, 47 pp.
- C.J.F. ter Braak, 1987. Unimodal models to relate species to environment. Agricultural mathematics group, 152 pp.
- C.J.F. ter Braak & H. van Dam, 1989. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223.
- C.J.F. ter Braak & C.W.N. Looman, 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio* 65: 3-11.
- P.F. Thomsen & E. Wilerslev, 2015. Environmental DNA - An emerging tool in conservation for monitoring past and present biodiversity. *Biol. Cons.* 183: 4-18.
- H. van Dam, 2013. Ontwikkeling module diatomeeën voor Volg- en Stuursysteem en KRW-Verkenner. Rapport AWN 906 in opdracht van Stowa, 71 pp.
- G. van Geest, R. Gylstra, F. van Herpen, B. van der Wal & T. van Wijngaarden, 2009. Ecologische instrumenten, een overzicht voor het Nederlandse Waterbeheer. Stowa rapport 2009-22, 25 pp.
- M. van Oorschot, G. van Geest, A. de Niet en R. Riegman, 2012. Handleiding AQMAD 2.0 macrofyten. Stowa rapport 2012-09, 28 pp.
- M. van Riel & R. Knoben, 2007. Handreiking diagnostiek. Ecologische kwaliteit van watersystemen. Rapport Royal Haskoning, 157 pp.
- D.T. van der Molen, R. Pot, C.H.M. Evers & L.L.J. van Nieuwerburgh (red), 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. Stowa rapport 2012-31, 391 pp.
- R. Bijkerk (red.), 2014. Handboek Hydrobiologie. Biologisch onderzoek voor de ecologische beoordeling van Nederlandse zoete en brakke oppervlaktewateren. Deels aangepaste versie. Stowa rapport 2014-02.
- W.C.E.P. Verberk, P.F.M. Verdonschot, T. van Haaren & B. van Maanen, 2012. Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna. WEW Themanummer 23, 32 pp.
- P.F.M. Verdonschot, 1990. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel: het netwerk van cenotypen als instrument voor ecologisch beheer, inrichting en beoordeling van oppervlaktewateren. Provincie Overijssel, Zwolle, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum, 301 pp.

- P.F.M. Verdonshot (red), 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. Stowa rapport 95-03 en WEW rapport 06, 236 pp.
- P.F.M. Verdonshot, 2015. Ecologisch raamwerk voor aquatische ecosystemen, visie op aquatisch ecosysteem functioneren en afgeleide parameters voor modelontwikkeling en waterbeheer. Stowa rapport 2015-29, 118 pp.
- P.F.M. Verdonshot & A.M. van Oosten-Siedlecka, 2010. Graadmeters aquatische natuur. Analyse gegevenskwaliteit *Limnodata*. Wettelijke onderzoekstaken Natuur & Milieu, WOt-werkdocument 210, 106 pp.
- P.F.M. Verdonshot, R.C. Nijboer, L.W.G. Higler & Tj.H. van den Hoek, 2003. Selectie van indicatoren voor oppervlaktewateren. Invulling van indicatieve macrofauna, macrofyten en vissen voor Kaderrichtlijn Water typen. Alterra rapport 865, 190 pp.
- H. Visser, 2013. De ecologische kwaliteit van Nederlands oppervlaktewater: een vergelijking van drie modelleringstechnieken. PBL Notitie 500208002, 21 pp.
- H. Visser & R. Wortelboer, 2013. De ecologische analyse van Nederlands oppervlaktewater; een analyse met regressiebomen. PBL Notitie 1075, 73 pp.
- G.W.A.M. Waajen, 2017. Eco-engineering for clarity. Clearing blue-green ponds and lakes in an urbanized area. PhD Thesis Wageningen University, 308 pp.
- R.B. Zoetemeijer & B.J. Lucas, 2007. Basisboek visstandbeheer. Sportvisserij Nederland, 104 pp.