



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Abiotische randvoorwaarden

Deel 2: Langzaam stromende midden- en benedenlopen op zand

H.E. Keizer-Vlek
M.A.K. Bleeker
P.F.M. Verdonchot

Alterra-rapport 1472, ISSN 1566-7197



landbouw, natuur en
voedselkwaliteit



Abiotische randvoorwaarden

Abiotische randvoorwaarden

Deel 2: Langzaam stromende midden- en benedenlopen op zand

H.E. Keizer-Vlek

M.A.K. Bleeker

P.F.M. Verdonschot

Alterra-rapport 1472

Alterra, Wageningen, 2007

REFERAAT

Keizer-Vlek, H.E. M., A. K.. Bleeker & P.F.M. Verdonshot, 2007. *Abiotische randvoorwaarden; Deel 2: Langzaam stromende midden- en benedenlopen op zand*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1472. 2 blz.; 15 fig.; 61 tab.; 27 ref.

Het doel van deze studie is het gekwantificeerd invullen van de abiotische randvoorwaarden behorende bij de (zeer) goede ecologische (Z)GET van het KRW type R5 'Langzaam stromende middenloop- en benedenloop op zand'. Meetgegevens van de 10 'best beschikbare' locaties van KRW type R5 zijn voor dit doel geanalyseerd. De resultaten geven aan dat geen van de beken voldoet aan de ZGET voor één van de biologische kwaliteitselementen. Slechts op drie locaties voldoet de macrofaunagemeenschap aan de GET. Voor de overige biologische kwaliteitselementen is de ecologische toestand op zijn hoogst matig. Deze resultaten zijn niet verwonderlijk omdat de meeste hydromorfologische en fysisch-chemische variabelen niet aan de KRW referentiewaarden en de GET-normen voldoen. Een bijstelling van de abiotische randvoorwaarden is niet mogelijk gezien de relatief slechte ecologische toestand van de onderzochte locaties. Verder lijken de KRW maatlatten voor de macrofyten, het fyto benthos en de vissen ongeschikt voor toepassing in de praktijk. Aanbevolen wordt om de op zoek te gaan naar buitenlandse referenties om de maatlatten te testen en te verbeteren. In het geval van de vissen en het fyto benthos is daarnaast methodisch onderzoek noodzakelijk om de monitoring en beoordeling te kunnen optimaliseren. Tot slot werpen de resultaten de vraag op in hoeverre er een verband bestaat tussen de goede mate van doelrealisatie (nationale natuurbeleid) en de GET (KRW), een verband dat momenteel automatisch wordt aangenomen.

Trefwoorden: abiotische randvoorwaarden, macrofauna, macrofyten, fyto benthos, vissen, chemie, hydrologie, morfologie, middenlopen, benedenlopen, Kaderrichtlijn Water, natuurdoeltype, oppervlaktewater, ecologische toestand, indicatoren

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice

© 2007 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Aanleiding	11
1.2 Doel	11
1.3 Europese Kaderrichtlijn Water	12
1.4 Aquatisch Supplement en Handboek Natuurdoeltypen	14
1.5 Leeswijzer	15
2 Materiaal en Methoden	17
2.1 Selectie beste locaties	17
2.2 Methoden	19
2.2.1 Hydromorfologie	19
2.2.2 Fysisch-chemische variabelen	21
2.2.3 Macrofauna	22
2.2.4 Macrofyten	23
2.2.5 Fytobenthos	24
2.2.6 Vissen	24
2.3 Analyse	25
3 Hydromorfologie	27
3.1 KRW referentiewaarden	27
3.2 Meetwaarden	27
3.3 Discussie	31
4 Fysisch-chemische variabelen	35
4.1 KRW referentiewaarden	35
4.2 Meetwaarden	36
4.2.1 Referentiewaarden	36
4.2.2 GET-normen	43
4.3 Discussie	47
5 Macrofauna	49
5.1 Natuurdoeltype indicatoren en doelsoorten	49
5.2 Aquatisch Supplement indicatoren en doelsoorten	51
5.3 Zeldzaamheid	54
5.4 Bekentypologie	55
5.5 KRW indicatoren	57
5.6 Samenvatting	57
5.7 Discussie	58
6 Macrofyten	61
6.1 Natuurdoeltype indicatoren en doelsoorten	61

6.2	Aquatisch Supplement indicatoren	62
6.3	KRW indicatoren	63
6.4	Discussie	67
7	Fytobenthos	69
7.1	Indexwaarden voor saprobie en trofie	69
7.2	KRW indicatoren	69
7.3	Discussie	72
8	Vissen	73
8.1	Natuurdoeltype indicatoren en doelsoorten	73
8.2	Aquatisch Supplement indicatoren	74
8.3	KRW indicatoren	75
8.4	Discussie	78
9	Conclusies en aanbevelingen	81
	Literatuur	83

Woord vooraf

De Europese Kaderrichtlijn Water verplichte de EU- lidstaten om in maart 2005 over een aantal zaken te rapporteren. Het betreft onder andere een beschrijving van de onverstoorde staat (referentie) van de watertypen (KRW bijlage II.1.3). Verplichte onderdelen hierbij waren een aantal omschreven biologische, algemene fysisch-chemische en hydromorfologische kwaliteitselementen (bijlage V.1.1).

De kwantitatieve referentiewaarden van de biologische, algemene fysisch-chemische en hydromorfologische kwaliteitselementen vormen een uitgangspunt voor de ecologische doelstelling van natuurlijke wateren en bovendien een vertrekpunt voor het afleiden van het maximaal ecologisch potentieel van sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen. Dit potentieel is vervolgens weer uitgangspunt voor de doelstelling van deze waterlichamen. Bovenstaande geeft aan hoe belangrijk het is om over de juiste, kwantitatieve waarden per KRW type te beschikken.

De Europese Unie heeft zich ten doel gesteld in 2010 de achteruitgang van de biodiversiteit te stoppen. Een belangrijk instrument hiertoe is het realiseren van een netwerk van natuurgebieden van Europees belang: het Natura 2000 netwerk. Er is afgesproken dat EU-lidstaten alle maatregelen nemen die nodig zijn om een gunstige staat van instandhouding van soorten en habitattypen te realiseren. De Nederlandse Natura 2000 gebieden liggen nagenoeg geheel binnen de Ecologische Hoofdstructuur (EHS).

De inspanning van Nederland ten aanzien van de KRW is van invloed op de termijn waarop de Nederlandse bijdrage in het kader van de Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn (VHR) geleverd wordt.

De implementatie van de VHR en EHS stellen ook ecologische doelen aan wateren of vragen randvoorwaarden die een duurzame instandhouding waarborgen. Afstemming en wederzijds gebruik van doelen, monitoring en maatregelen is van cruciaal belang. De eerste stap in dit proces is het formuleren van eenduidige, kwantitatieve referentiewaarden voor onder andere oppervlaktewateren.

Dit rapport bevat de resultaten van een studie naar de 10 'best beschikbare' locaties van KRW type R5 'Langzaam stromende midden- en benedenloop op zand'. De studie is gefinancierd uit het beleidsondersteunend onderzoek van LNV binnen het cluster Vitaal Landelijk Gebied, thema 'Water'.

De uitvoering van deze studie was niet mogelijk geweest zonder de inzet van Waterschap De Dommel, Waterschap Rijn & IJssel, Waterschap Vallei & Eem, Waterschap Regge & Dinkel, Waterschap Veluwe, Waterschap Noorderzijlvest en Waterschap Hunze en Aa's. De betreffende waterbeheerders hebben fysisch-chemische gegevens aangeleverd van de verschillende onderzoekslocaties. Onze dank gaat uit naar iedereen die bij het onderzoek betrokken is geweest.

Samenvatting

In Nederland wordt gewerkt aan kansen voor gewijzigd waterbeheer met een koppeling aan een ecologisch verantwoorde inrichting van ruimte, implementatie van Natura 2000 en geïntegreerde functietoekenning. Dit vraagt om een balans tussen voorgenomen wijzigingen in het waterbeheer met de daaruit voortvloeiende wijzigingen in milieuomstandigheden versus de eisen die een goede ecologische toestand stelt. Deze goede ecologische toestand moet in termen van milieuomstandigheden worden gekwantificeerd teneinde toekomstig waterbeheer te kunnen uitvoeren. Immers, de consequenties van de doelstellingen in termen van te nemen maatregelen kunnen drastisch en kostbaar zijn. Het is daarom van het grootste belang dat een gekwantificeerde onderbouwing van oppervlaktewateren plaats vindt ten aanzien van:

- biologie (biologische kwaliteit);
- milieu (hydromorfologie en fysisch-chemische kwaliteit).

In dit project is uitgegaan van de Kaderrichtlijn Water typologie en onderzoek gedaan naar het watertype 'Langzaam stromende midden- en benedenloop op zand (R5)'.

Om de milieuvoorwaarden van de aquatische ecologische toestand (referenties en goede toestand) te kwantificeren zijn voor de 10 'best beschikbare' locaties van watertype R5 in Nederland, de volgende stappen gezet:

- I. het selecteren van de 10 'best beschikbare' locaties;
- II. het opzetten en uitvoeren van een veldmeetprogramma (macrofauna, macrofyten, fyto benthos, fysisch-chemische en hydromorfologische kenmerken);
- III. het analyseren van de verkregen resultaten.

De voor watertype R5 opgestelde KRW maatlatten voor de macrofyten, het fyto benthos en de vissen lijken voorlopig ongeschikt voor toepassing in de praktijk. Aanbevolen wordt om op zoek te gaan naar buitenlandse referenties om de maatlatten te testen en te verbeteren. In het geval van de vissen en het fyto benthos is daarnaast methodisch onderzoek noodzakelijk om de monitoring en beoordeling te kunnen optimaliseren. Momenteel geeft de organismegroep macrofauna de beste aanknopingspunten voor de beoordeling van de ecologische toestand van watertype R5, omdat hiervoor meerdere systemen beschikbaar zijn. Deze systemen beoordelen de ecologische toestand niet hetzelfde, maar rangschikken de ecologische toestand van beeklocaties onderling wel op vergelijkbare wijze (Verdonschot, in prep.). Vooral de beoordeling in vijf verschillende kwaliteitsklassen op basis van vissen en waterplanten is problematisch, als gevolg van het geringe aantal soorten binnen deze twee organismegroepen.

Gezien de tekortkomingen van de KRW maatlatten is in dit rapport getracht op verschillende manieren te komen tot een inschatting van de ecologische toestand van de vier organismegroepen op de 10 verschillende beeklocaties. Op basis van deze inschatting voldoet geen van de 10 'best beschikbare' Nederlandse beken aan de zeer goede ecologische toestand voor één van de biologische kwaliteitselementen. Slechts op drie locaties voldoet de macrofaunagemeenschap aan de GET (Goede Ecologische Toestand). Voor de overige biologische kwaliteitselementen is de ecologische toestand op zijn hoogst matig. Deze resultaten zijn niet verwonderlijk gezien het feit dat de meeste hydromorfologische en fysisch-chemische variabelen niet aan de KRW referentiewaarden voldoen. Bovendien voldoen de totaal-stikstofgehaltes en totaal-fosfaatgehaltes op negen van de 10 beeklocaties niet aan de GET-werknormen voor beide variabelen.

Het gekwantificeerd invullen van de abiotische randvoorwaarden behorende bij de ZGET/GET van het KRW type R5 op basis van de verzamelde gegevens is niet mogelijk, gezien de relatief slechte toestand van de 10 'best beschikbare' locaties in Nederland.

Tot slot werpen de resultaten van het onderzoek de vraag op in hoeverre er een verband bestaat tussen de goede mate van doelrealisatie (nationale natuurbeleid) en de goede ecologische toestand (KRW), een verband dat momenteel automatisch wordt aangenomen. Binnen het project 'KRW monitoring in VHR gebieden' (Beleidsondersteunend Onderzoek, cluster Ecologische Hoofdstructuur, thema Ecologische doelen en maatlatten waterbeheer van LNV) wordt uitgebreid onderzoek gedaan naar de relatie tussen KRW monitoring en het aantreffen van NDT-doelsoorten. Het project moet antwoord geven op de vraag of er een verband bestaat en, wanneer het verband niet bestaat, of dit het gevolg is van: (1) de bemonsteringsinspanning en/of (2) de criteria die zijn gebruikt bij het selecteren van de doelsoorten.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Voor de realisatie van de doelen van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) is de biologie normstellend en zijn de abiotische randvoorwaarden om de gewenste ecologie te bereiken sturend (EG, 2000). Voor een ecologisch verantwoorde (her)inrichting van de ruimte en voor een geïntegreerde functietoekenning is eveneens kennis van dezelfde abiotische randvoorwaarden noodzakelijk. De Goede Ecologische Toestand (GET), geformuleerd naar de maatstaven opgenomen in de KRW, wordt afgeleid van een referentietoestand (lees: de Zeer Goede Ecologische Toestand = ZGET) en is één ecologisch kwaliteitsniveau lager gepositioneerd. De ZGET en GET moeten zowel in termen van biologische kenmerken als in termen van milieuomstandigheden worden gekwantificeerd teneinde de KRW te kunnen uitvoeren. Voor de Vogel- en Habitatrichtlijn (VHR) en de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) geldt, net als voor de KRW, dat voor de uitvoering gekwantificeerde milieuomstandigheden onmisbaar zijn.

Inmiddels is een KRW typologie van oppervlaktewateren opgesteld (Elbersen et al., 2003) en is, op basis van ‘expert judgement’, in kwalitatieve termen een ecologische invulling (biologie en milieu) voor de ZGET van natuurlijke wateren gegeven (Van der Molen & Pot, 2006). Bij deze kwalitatieve biotische beschrijving is ook een inschatting van de abiotiek gemaakt. Hierbij is een direct verband gelegd met de Natuurdoeltypen (Bal et al, 2001) en de ‘Aquatisch Supplement’ typen.

Echter zowel de biotische als abiotische invulling van de ZGET en GET dienen beter onderbouwd en gekwantificeerd te worden. Immers, de consequenties van de doelstellingen in termen van te nemen maatregelen kunnen drastisch en kostbaar zijn. Het is daarom van het grootste belang dat de gekwantificeerde onderbouwing van de KRW typen plaats vindt ten aanzien van:

- de biologie (biologische kwaliteitselementen);
- het milieu (hydromorfologie en fysisch-chemische kwaliteit).

In dit project staat het onderdeel abiotische randvoorwaarden centraal, echter dit kan niet los worden gezien van de biologie, die leidend is.

1.2 Doel

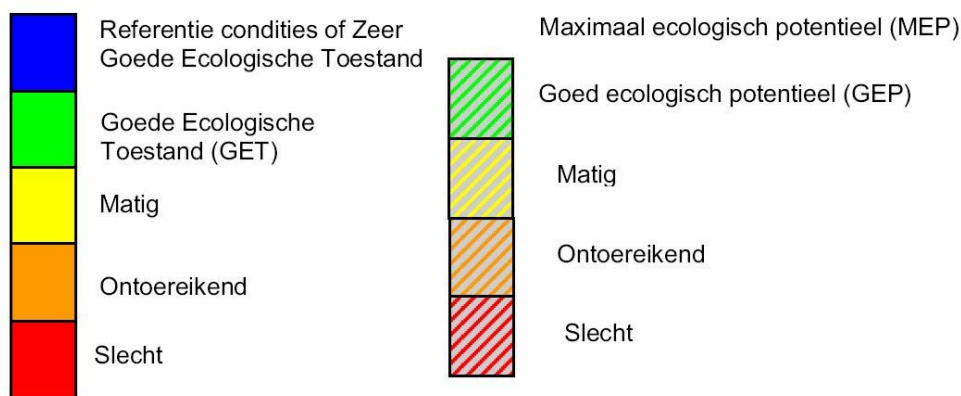
Het doel van het project ‘Abiotische randvoorwaarden KRW type R5’ is het gekwantificeerd invullen van de abiotische randvoorwaarden behorende bij de ZGET/GET van het KRW type R5 ‘Langzaam stromende midden- en benedenloop op zand’.

Om de milieuvoorwaarden voor de ZGET en GET van KRW type R5 te kunnen kwantificeren is een inventarisatie en analyse nodig van de beste nog in Nederland aanwezige langzaam stromende midden- en benedenlopen op zand ('best available sites') conform de aanbevelingen in de 'WFD REFCOND guidance' (Wallin et al., 2002).

1.3 Europese Kaderrichtlijn Water

Theorie

Het doel van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) is het bieden van een kader voor de bescherming van oppervlaktewater, overgangswater, kustwater en het grondwater (verder uitgewerkt in de Grondwaterrichtlijn). De KRW vervangt in de komende jaren diverse andere Europese regelingen. De KRW heeft niet alleen betrekking op water, maar stelt zich expliciet ten doel ook bij te dragen aan de realisering van goede randvoorwaarden voor waterafhankelijke (terrestrische) natuur. De KRW maakt onderscheid in de status van oppervlaktewaterlichamen; een waterlichaam kan worden gekwalificeerd als natuurlijk, sterk veranderd of kunstmatig. Een waterlichaam wordt beschouwd als kunstmatig wanneer het door menselijke activiteiten tot stand is gekomen. Een waterlichaam wordt beschouwd als sterk veranderd wanneer het door fysische wijzigingen als gevolg van menselijke activiteiten wezenlijk en onomkeerbaar is veranderd van aard. De status van een waterlichaam is bepalend voor de beoordeling van de ecologische toestand van het waterlichaam. Het bepalen van de ecologische toestand dient te geschieden aan de hand van variabelen indicatief voor biologische, hydromorfologische, fysische en chemische kwaliteitselementen. In de KRW worden voor natuurlijke wateren vijf verschillende niveaus voor de ecologische toestand woordelijk omschreven: zeer goede ecologische toestand, goede ecologische toestand, matige ecologische toestand, en slechte ecologische toestand (Figuur 1.1). Beoordeling (vaststellen van de ecologische toestand) vindt plaats door de mate van afwijking van de referentietoestand (de zeer goede ecologische toestand) te bepalen. De resultaten van de beoordeling moeten worden uitgedrukt in ecologische kwaliteitsratio's (EKR). Deze ratio's geven de verhouding aan tussen de waarden voor biologische variabelen in het gemonitoorde water en de referentietoestand. Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren wordt geen referentietoestand beschreven. Voor deze wateren wordt het ecologisch potentieel gebruikt. Het ecologisch potentieel wordt omschreven in vier klassen: goed, matig, ontoereikend en slecht (Figuur 1.1). Het maximum ecologisch potentieel (MEP) vervangt min of meer de referentietoestand. Het verschil is dat de referentietoestand de natuurlijke situatie beschrijft en het MEP daarvan afgeleid is rekening houdende met bepaalde randvoorwaarden van menselijk ingrijpen in de hydromorfologie (sterk veranderde wateren, bijvoorbeeld de aanwezigheid van dijken langs rivieren of schoning van sloten) of ten behoeve van de instandhouding van het water (kunstmatige wateren) (Elbersen et al., 2003).



Figuur 1.1. De vijf klassen voor de natuurlijke watertypen (links) en de vier klassen voor de sterk veranderde en kunstmatige wateren (rechts) met bijbehorende kleurcodering (uit: Van der Molen, 2004).

In 2015 moeten alle natuurlijke oppervlaktewateren in de EU-lidstaten voldoen aan de Goede Ecologische Toestand (GET) (EG, 2000). In Nederland zal het behalen van de doelen gefaseerd worden tot in ieder geval 2012 en waarschijnlijk 2027 (Decembernota 2005). De GET wordt in de KRW omschreven als: “De waarden van de biologische kwaliteitselementen vertonen een geringe mate van verstoring ten gevolge van menselijke activiteiten, maar wijken slechts licht af van wat normaal is in onverstoorte staat.”. Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren is het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) het hoogste ecologische niveau en het hiervan afgeleide Goed Ecologisch Potentieel (GEP) is de ecologische doelstelling die moet worden gerealiseerd. Het MEP van sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen wordt afgeleid van de referenties van het meest gelijkende natuurlijke watertype. De EU-lidstaten dienen maatregelenprogramma’s op te stellen om te zorgen dat een GET/GEP voor alle oppervlaktewateren wordt bereikt. Om te kunnen bepalen of de EU-lidstaten voldoen aan de KRW doelstellingen is monitoring van de verschillende kwaliteitselementen vereist. Het doel van monitoring is dat een samenhangend, breed overzicht van de ecologische en chemische toestand in elk stroomgebied wordt verkregen (EG, 2000).

Implementatie

De KRW biedt op diverse vlakken ruimte voor interpretatie; in de KRW worden de doelen bijvoorbeeld niet gekwantificeerd, maar worden ze slechts woordelijk omschreven. Om de bovenstaande stappen op uniforme en transparante wijze te kunnen doorlopen zijn instrumenten ontwikkeld om de waterbeheerders te ondersteunen bij de uitvoering van de KRW. Om de KRW doelen meetbaar te maken zijn in 2004 **maatlatten** ontwikkeld om de ecologische toestand van natuurlijke waterlichamen te kunnen beoordelen. De ontwikkeling van de maatlatten is uitgegaan van de beschrijving van de referentie situatie van elk watertype (Van der Molen, 2004). Met de maatlatten worden waterbeheerders ook in staat gesteld het effect van genomen maatregelen en menselijke beïnvloeding op een watersysteem te beoordelen. De KRW schrijft voor dat de beoordeling van de ecologische toestand moet worden gebaseerd op een typologie, daarom is in 2003 een **typologie** van de Nederlandse oppervlaktewateren opgesteld (Elbersen et al., 2003). Deze typologie

heeft als uitgangspunt gediend voor de referenties en de maatlatten. De typologie is opgebouwd uit de vier categorieën: Rivieren, Meren, Overgangswateren en Kustwateren. De categorieën bevatten samen 55 watertypen. Momenteel zijn voor 42 natuurlijke watertypen maatlatten ontwikkeld. Voor sterk veranderde en kunstmatige waterlichamen dienen de waterbeheerders zelf een MEP (Maximaal Ecologisch Potentieel) af te leiden, uitgaande van de onomkeerbaar geachte hydromorfologische ingrepen die in een waterlichaam hebben plaatsgevonden. Het MEP geeft aan wat de allerhoogst haalbare ecologische toestand is van het waterlichaam. Van het MEP wordt vervolgens het GEP afgeleid, de doelstelling voor de meeste Nederlandse oppervlaktewateren.

1.4 Aquatisch Supplement en Handboek Natuurdoeltypen

In 1995 is de eerste uitgave van het 'Handboek Natuurdoeltypen' verschenen (Bal et al., 1995). Het hierin beschreven stelsel van natuurdoeltypen vormt de centrale taal voor het definiëren van natuurkwaliteit in het natuurbeleid (Bal et al., 1995). In deze eerste uitgave van het 'Handboek Natuurdoeltypen' werd de waternatuur slechts incidenteel beschreven. Dit terwijl een groot deel van de Nederlandse natuur, vooral binnen de Ecologische Hoofdstructuur, bestaat uit water en Nederland gekenmerkt wordt door een grote variatie aan watertypen. In de Natuurverkenningen 1997 is daarom de waternatuur onder de aandacht gebracht. Tijdens dit project bleek, dat verder uitgewerkte natuurdoeltypen voor de waternatuur nodig waren. Dit was de aanleiding voor het project 'Aquatisch Supplement' (AS). Het project 'Aquatisch Supplement' heeft geresulteerd in een serie van dertien achtergronddocumenten (supplement). De watertypen die in het 'Aquatisch Supplement' zijn beschreven, vormden de bouwstenen voor de beschrijving van de aquatische natuurdoeltypen in het herziene 'Handboek Natuurdoeltypen' (Bal et al., 2001).

Ieder watertype beschreven in het 'Aquatisch Supplement' bevat een beschrijving van de levensgemeenschap en het bijbehorende milieu. De beschrijving van de levensgemeenschap is beperkt tot de macrofyten (water- en oeverplanten), macrofauna (met het blote oog waarneembare ongewervelde dieren, meestal tussen de 1 mm en enkele centimeters) en vissen. De abiotische beschrijvingen zijn niet normatief, maar richtinggevend voor de milieuomstandigheden waaronder een type zich optimaal ontwikkelt. Ieder watertype beschrijft in principe de natuurlijke ecologische situatie van (een deel van) het betreffende watersysteem. De beschrijving fungeert daarmee als referentie. Van veel wateren ontbreekt echter informatie over de natuurlijke situatie of de watersystemen zijn van oorsprong kunstmatig/sterk veranderd zodat een natuurlijke referentie niet bestaat. Daarom wordt gesproken van de ecologisch optimale situatie behorende bij de betreffende optimale milieuomstandigheden.

In het 'Aquatisch Supplement Deel 2: Beken' (Verdonschot, 2000) is onderscheid gemaakt in 15 beektypen. Drie van deze beektypen zijn vergelijkbaar met KRW type R5 'Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand': AS02_05 (zwak) zure

middenlopen, AS02_13 langzaam stromende middenlopen en AS02_13 langzaam stromende benedenlopen.

In het 'Handboek Natuurdoeltypen' komt het beschreven type NDT-3.7 'Langzaam stromende midden- en benedenloop' overeen met het KRW type R5. In het handboek natuurdoeltypen worden de volgende subtypen onderscheiden:

- NDT-3.7a: zwak zure, langzaam stromende middenloop
- NDT-3.7b: neutrale, langzaam stromende midden- en benedenloop.

NDT 3.7a komt overeen met AS02_05, en NDT-3.7b komt overeen met AS02_13 en AS02_14.

1.5 Leeswijzer

In de volgende hoofdstukken zijn alle verkregen resultaten van het meetprogramma van de 10 'best beschikbare' locaties van het KRW type R5 'Langzaam stromende midden- en benedenloop op zand' opgenomen. In hoofdstuk 2 zijn de gehanteerde methodieken voor het verzamelen van de gegevens en de analyse uiteengezet. In hoofdstuk 3 zijn de hydromorfologische kenmerken van de locaties beschreven en vergeleken met bestaande normranges. In hoofdstuk 4 zijn de fysisch-chemische kenmerken van de locaties beschreven en vergeleken met bestaande normranges. In hoofdstuk 5 zijn de analyse resultaten van de macrofauna beschreven in relatie tot de KRW, het 'Aquatisch Supplement', het NDT-3.7 'Langzaam stromende midden- en benedenloop' en de zeldzaamheid. In hoofdstuk 6 zijn de analyse resultaten van de macrofyten beschreven in relatie tot de KRW, het 'Aquatisch Supplement' en het NDT-3.7 'Langzaam stromende midden- en benedenloop'. In hoofdstuk 7 zijn de analyse resultaten van het fytobenthos beschreven in relatie tot de KRW en de indexwaarden van Van Dam (1994) voor trofie en saprobie. In hoofdstuk 8 zijn de analyse resultaten van de vissen beschreven in relatie tot de KRW, het 'Aquatisch Supplement' en het NDT-3.7 'Langzaam stromende midden- en benedenloop'. Tot slot zijn in hoofdstuk 9 de resultaten bediscussieerd, conclusies getrokken en aanbevelingen gedaan.

2 Materiaal en Methoden

Om het in paragraaf 1.2 gestelde doel te bereiken zijn de volgende stappen uitgevoerd en in de volgende paragrafen beschreven:

I. *Selectie van de ‘best beschikbare’ locaties*: Het opstellen van een locatie-overzicht ter beantwoording van de vraag welke nagenoeg natuurlijke langzaam stromende midden- en benedenlopen op zand (KRW type R5) er in Nederland nog aanwezig zijn. Bij het selecteren van de 10 locaties zijn de volgende criteria gehanteerd:

- de wateren moeten nog in nagenoeg natuurlijke staat verkeren en niet of nauwelijks onder druk staan;
- de biologie moet in een zo ‘volledig’ of optimaal mogelijke staat van ontwikkeling verkeren;
- de 10 voorbeeldlocaties moeten de typologische range waarbinnen het KRW type R5 zich bevindt omvatten.

II. *Veldmethoden*: Het opzetten en uitvoeren van een veldmeetprogramma voor de monitoring van 10 locaties van het KRW type R5. Het veldmeetprogramma omvat alle in de KRW beschreven abiotische (hydromorfologie, fysisch-chemisch) en biologische kwaliteitselementen (macrofyten, macrofauna, fyto-benthos en vissen).

III. *Analyse*: Het analyseren van de met het meetprogramma verkregen gegevens.

2.1 Selectie beste locaties

Om de ‘best beschikbare’ locaties voor het KRW type R5 ‘Langzaam stromende midden- en benedenloop op zand’ te selecteren is gebruik gemaakt van het actuele gegevensbestand van Alterra waarin biotische en abiotische gegevens zijn opgenomen afkomstig van gegevensbestanden van regionale waterbeheerders en Alterra zelf. Het gaat om de datasets van verschillende projecten:

- AQEM (Vlek et al., 2003)
- beektypologie (Verdonschot & Nijboer, 2004)
- EKKO (Verdonschot, 1990)
- Veluwe en Vallei (Gerritsen & Koopmans, 1999)
- Limburg (Verdonschot et al., 2000)

Aangezien al deze data in het verleden al zijn geanalyseerd met behulp van multivariate analyse, bestonden typologieën met beschrijvingen en een ecologische kwaliteitsindicatie van de cenotypen. Uit de bovenstaande datasets is een selectie gemaakt van cenotypen. Cenotypen zijn geselecteerd, wanneer ze midden- of benedenlopen bevatten en geen slechte of ontoereikend ecologische kwaliteit vertegenwoordigden. Vervolgens zijn uit deze cenotypen de locaties geselecteerd met een breedte tussen de 2.5 en 9 m en een stroomsnelheid, die kon worden gekwalificeerd als langzaam. De kwaliteit van de monsters is vervolgens berekend

met het programma ASTERICS versie 1.0 (AQEM/STAR Ecological River Classification System; <http://www.aqem.de>), ook wel de AQEM beoordeling genoemd. Aan de hand van de ecologische kwaliteit berekend met ASTERICS en 'expert judgement' zijn 24 potentieel geschikte locaties geselecteerd. Vervolgens zijn deze 24 locaties in het veld bezocht. Tijdens deze bezoeken is de ecologische toestand opnieuw beoordeeld op basis van de al beschikbare informatie, samen met de visuele verstoring (het al dan niet aanwezig zijn van directe bronnen van verstoring zoals vuilstort, regulatie, ontwatering en dergelijke) en landschappelijke ligging (het in de directe omgeving aanwezig zijn van gronden met een intensief agrarisch gebruik). Deze beoordeling in combinatie met de geografische spreiding over Nederland heeft geleid tot de selectie van 10 locaties voor het onderzoek (Tabel 2.1). De ligging van de verschillende locaties is weergegeven in Figuur 2.1. Geen van de geselecteerde locaties kan worden aangemerkt als zwak zure laagzaam stromende middenloop (AS02_05, NDT-3.7 a). De locaties behorend tot dit watertype waren van zodanig slechte kwaliteit, dat besloten is ze niet mee te nemen in het onderzoek.

Tabel 2.1. Coördinaten van de 10 geselecteerde locaties behorend tot watertype R5.

locatie	X-coördinaat	Y-coördinaat
Roode Beek	206700	350800
Sterkselsche Aa	169650	375000
Keersop	157300	375600
Heelsumse Beek	180510	443350
Ruhenberger Beek	268927	473359
Slinge	251475	440113
Ratumsche Beek	250127	445675
Hierdensche Beek	179878	475091
Lieversche Diep	225820	571073
Gasterensche Diep	239680	561711



Figuur 2.1. Ligging van de 10 geselecteerde locaties behorend tot watertype R5.

2.2 Methoden

2.2.1 Hydromorfologie

De hydromorfologische toestand van de locaties is in december 2006 in kaart gebracht met de behulp van de Gewässerstrukturgütekartierung (GSGK). De GSGK is een systeem ontwikkeld voor de beoordeling van de hydromorfologische toestand van Duitse beken. Aangezien Duitse laaglandbeken grote overeenkomsten vertonen met

Nederlandse laaglandbeken is aangenomen dat het systeem ook toepasbaar was op Nederlandse laaglandbeken. Tijdens een veldbezoek zijn over een traject van 100 m verschillende variabelen opgenomen, onderverdeeld in de categorieën: loopontwikkeling, lengteprofiel, bodemstructuur, dwarsprofiel, oeverstructuur en omgeving. In tabel 2.2 staat aangegeven welke variabelen zijn opgenomen per categorie. Voor een verdere toelichting op de GSGK wordt verwezen naar Anonymus (1999).

Tabel 2.2. Overzicht per categorie van de variabelen opgenomen in de Gewässerstrukturgütekartierung.

categorie	variabele
loopontwikkeling	mate van loopkromming
	aantal zand- en grindbanken
	mate van erosie van beekbochten
	aantal bijzondere structuren van de beekloop
lengteprofiel	aanwezigheid van niet natuurlijke bouwwerken
	mate van stuwing
	aantal zand- en grindbanken
	mate van stromingsdiversiteit
	mate van diepte variatie
dwarsprofiel	profieltype
	profiel diepte
	mate van breedte variatie
	mate van breedte erosie
	mate van structuurschade aan oever door bruggen
bodemstructuur	bodemsubstraat
	wijze van vastlegging van de bodem
	mate van substraatdiversiteit
	aantal bijzondere bodemstructuren
oeverstructuur	oeverbegroeiing
	wijze van vastlegging van de oever
	aantal bijzondere oeverstructuren
omgeving	landgebruik overstromingsvlakte
	landgebruik direct langs de beek
	aanwezigheid van niet natuurlijke omgevingsstructuren

Naast de variabelen die zijn opgenomen in verband met de GSGK, zijn tevens de KRW variabelen beschreven door Verdonschot & Van den Hoorn (2004) opgenomen: de breedte, de diepte, de stroomsnelheid, de beschaduwning, het landgebruik in de omgeving, de aanwezigheid van opgaande begroeiing, en de bedekkingspercentages van de bodem door de verschillende substraten. Het percentage beschaduwning en het percentage begroeiing zijn opgenomen in klassen van 20% (0, 20, 40, 60, 80 en 100%). Het landgebruik in de omgeving is opgenomen in klassen van 10% en de bedekkingspercentages van de verschillende substraten zijn opgenomen in klassen van 5%. De stroomsnelheid is gemeten in de stroomdraad met een SENA RC2 stroomsnelheidsmeter.

Een aantal locaties was ten tijde van het veldbezoek zodanig slecht toegankelijk, dat de waarden voor de breedte en/of diepte niet konden worden bepaald. De verplichte KRW variabelen breedte variatie en diepte variatie zijn niet bepaald. Om deze variabelen goed te kunnen vast stellen moeten de beken namelijk meerdere malen per

jaar onder extreme afvoeren worden bezocht, wat binnen dit project niet haalbaar was. De wijze waarop de variabelen kwel en riviercontinuïteit moeten worden vastgesteld, is niet duidelijk beschreven in Verdonschot & Van den Hoorn (2004). Voor al deze variabelen is een inschatting gemaakt of de waarden voldoen aan de KRW referentiewaarden.

2.2.2 Fysisch-chemische variabelen

Alle in het onderzoek opgenomen beken, met uitzondering van de Roode Beek en het Gasterensche Diep, waren onderdeel van het monitoringsprogramma van een waterschap. De gegevens van deze waterschappen zijn gebruikt in het onderzoek. Gevolg is dat de locatie waar de biologische kwaliteitselementen zijn bemonsterd in de meeste gevallen niet overeenkomt met de bemonsteringslocatie voor de chemische kwaliteitselementen. In alle gevallen gaat het om een verschil van maximaal twee kilometer, met uitzondering van het Gasterensche Diep waar het gaat om een verschil van 11 kilometer (Tabel 2.3). De frequentie van monitoring varieert tussen de locaties en ook de periode waarover gegevens beschikbaar waren. In tabel 2.3 is weergegeven van welke waterschappen de chemische data afkomstig zijn, met welke frequentie is gemeten in welke periode en wat de afstand is geweest tot de locatie waar de biologische kwaliteitselementen zijn bemonsterd.

In de Roode Beek zijn door Alterra maandelijks watermonsters ten behoeve van chemische analyse genomen. Ten tijde van het schrijven van dit rapport waren alleen de gegevens van januari tot en met augustus beschikbaar, met uitzondering van de variabelen die in het veld zijn gemeten. De variabelen zuurstofgehalte (mg/l) en –percentage (%: beide gemeten met een WTW Oxi 320 of WTW Oxi 330 zuurstofmeter in combinatie met een zuurstofsensoren CellOx 325), elektrisch geleidingsvermogen (EGV $\mu\text{S}/\text{cm}$: gemeten met een WTW Lf191 geleidbaarheidsmeter), zuurgraad (pH: gemeten met een WTW pH 196 of WTW pH 197 pH-meter) en watertemperatuur ($^{\circ}\text{C}$) zijn in het veld bepaald. Daarnaast is één liter oppervlaktewater bemonsterd. De monsterfles is in het laboratorium in de vriezer geplaatst totdat het water geanalyseerd is door Hydron Advies en Diensten te Utrecht. De waarden voor de volgende variabelen zijn bepaald: ammonium (mg/l N), calcium (mg/l Ca), carbonaat (mg/l CO_3), chloride (mg/l Cl), ijzer (mg/l Fe), kalium (mg/l K), Kjeldahl stikstof (mg/l N), magnesium (mg/l Mg), natrium (mg/l Na), nitraat (mg/l N), nitriet (mg/l N), orthofosfaat (mg/l P), sulfaat (mg/l SO_4), totaal-fosfaat (mg/l P), totale hardheid (mmol/l) en waterstofcarbonaat (mg/l HCO_3).

Tabel 2.3. Overzicht per locatie van welke waterschap de gegevens afkomstig zijn, met welke frequentie de monsters zijn genomen, over welke periode gegevens beschikbaar waren en op welke afstand de locaties voor de fysisch-chemische monsternamen liggen ten opzichte van de locaties voor biologische monsternamen (beneden=benedenstrooms, boven=bovenstrooms).

locatie	bron	frequentie	periode	afstand
Roode Beek	Alterra	maandelijks	jan 2005 - aug 2005	geen
Sterkselsche Aa	Waterschap Dommel	om de 10 a 14 dagen	jan 2004-jan 2006	1.7 km beneden
Keersop	Waterschap Dommel	om de 10 a 14 dagen	jan 2004 - jan 2006	0.65 km beneden
Heelsumse Beek	Waterschap Vallei & Eem	maandelijks*	jan 2004 – dec 2005	geen
Ruhenberger Beek	Waterschap Regge & Dinkel	maandelijks	feb 2005 - dec 2005	1.75 km boven
Slinge	Waterschap Rijn & IJssel	maandelijks	feb 2005 - nov 2005	geen
Ratumsche Beek	Waterschap Rijn & IJssel	maandelijks	feb 2005 - nov 2005	3.8 km boven, 4.2 km beneden
Hierdensche Beek	Waterschap Veluwe	maandelijks	jan 2004 - dec 2005	1.65 km beneden
Lieversche Diep	Waterschap Noorderzijlvest	maandelijks	2004	150 m beneden
Gasterensche Diep	Waterschap Hunze en Aa's	wekelijks/2-wekelijks	mrt 2004 – dec 2005	11 km beneden

* slechts vier metingen in 2005

Van niet alle locaties waren gegevens van alle variabelen voorhanden. Gegevens van de variabele hardheid (dH) ontbraken in bijna alle gevallen. Van de Sterkselsche Aa en de Keersop waren geen gegevens beschikbaar van het nitraatgehalte en het totaal-fofaatgehalte. De nitraatgehalten zijn berekend door het nitrietgehalte af te trekken van de gemeten combinatie van nitriet+nitraat. In de Ruhenbergerbeek is het chloridegehalte slechts vier keer gemeten in 2005 in plaats van maandelijks. In de Hierdensche Beek zijn alleen maandelijkse metingen van de temperatuur, de zuurstofverzadiging, pH en EGV uitgevoerd in de eerste helft van 2004. Na deze periode zijn geen gegevens beschikbaar van deze variabelen. Van de Ratumsche Beek waren gegevens voorhanden van twee locaties; één locatie 3.8 km bovenstrooms en één locatie 4.2 km benedenstrooms van de locatie waar de biologische kwaliteitselementen zijn bemonsterd. De waarden voor de variabelen op deze punten waren vergelijkbaar en daarom zijn de gegevens van beide punten meegenomen in de analyse. Gegevens van het Gasterensche Diep zijn verkregen via verschillende methoden: steekmonsters (maart t/m juni 2004), tijdsproportionele verzamelmonsters (juli – oktober 2004) en debietproportionele verzamelmonsters (oktober 2004 – december 2005). Voor de variabelen chloride, EGV en pH waren alleen debietproportionele monsters beschikbaar. Voor de overige variabelen zijn de gegevens verzameld met alle methoden gebruikt voor de analyse.

2.2.3 Macrofauna

Tussen 12 en 20 december 2005 is de macrofaunagemeenschap bemonsterd op de in paragraaf 2.2 beschreven locaties. Voor monsternamen is gebruik gemaakt van een standaardmacrofaunanet met een maaswijdte van 0.5 mm en een netbreedte van 25 cm. Tijdens de monsternamen is het net schoksgewijs door de bovenste bodemlaag bewogen. De aanwezige substraattypen zijn in verhouding tot hun bedekking bemonsterd. Alleen substraattypen met een bedekking van meer dan 10% zijn bemonsterd. In de Hierdensche Beek, Ruhenbergerbeek en Sterkselsche Aa zijn aanvullend monsters genomen in de oever, omdat de bijdrage van de oever wel substantieel werd geacht, maar niet 10% van alle substraten uitmaakte. Afhankelijk

van de variatie in substraattypen op een locatie is het substraat bemonsterd over een lengte van 2 tot 5 m. De aantallen individuen zijn omgerekend naar een standaardmonsterlengte van 5 m. Het bemonsterde materiaal is overgebracht in emmers met water en getransporteerd naar het laboratorium. De monsters zijn bewaard in de koelkast voorzien van beluchting tot het moment van uitzoeken. Alvorens het uitzoeken zijn de monsters gezeefd over zeven van respectievelijk 1 mm en 0.25 mm. De monsters zijn volledig uitgezocht in een transparante bak boven een lichtbron. In gevallen wanneer een diergroep getalsmatig sterk vertegenwoordigd was, is slechts een gedeelte van de organismen uitgezocht. De resterende individuen zijn geteld of geschat. De uitgezochte organismen zijn per diergroep verzameld. De Hydracarina zijn bewaard in Koenike (20% azijnzuur, 50% glycerol, and 30% demi-water), de Oligochaeta in 4 % formaline en de overige organismen in 70% ethanol. De organismen zijn gedetermineerd (indien taxonomisch mogelijk) tot op soortsniveau.

2.2.4 Macrofyten

Tussen 24 juli en 8 augustus 2006 zijn opnames gemaakt van de watervegetatie op de in paragraaf 2.2 beschreven locaties. Per locatie is één opname gemaakt van een representatief proefvlak. Op alle locaties bedroeg de lengte van het proefvlak 50 m. De breedte van het proefvlak was in alle gevallen gelijk aan de breedte van de beek. De watervegetatie is bemonsterd met behulp van een hark. De abundantie van de individuele soorten is opgenomen volgens de Tansley-schaal (Tabel 2.4). Naast de abundantie van de individuele soorten is ook de totale bedekking en de bedekking per laag in het proefvlak geschat in klassen van 10% (emers, submers, drijfblad, kroos, flab). Voor de oevervegetatie is de abundantie van de specifieke vegetatieonderdelen (bijv. rietknaag of boomlaag) ingeschat.

Tabel 2.4. Omschrijving van de verschillende abundantieklassen van de Tansley-schaal

codering	omschrijving	codering
r	zeldzaam (enkele individuen)	
o	af en toe (weinig individuen)	
lf	lokaal frequent (lokaal veel individuen lage bedekking)	
f	frequent (veel individuen, lage bedekking)	
la	lokaal abundant (lokaal veel individuen, < 50% bedekking)	
a	abundant (veel individuen, < 50% bedekking)	
ld	lokaal dominant (lokaal > 50% bedekking)	
cd	co-dominant (samen met een of meer soorten > 50% bedekking)	
d	dominant (alleen > 50% bedekkend)	

In de KRW deelmaatlat soortensamenstelling voor de macrofyten worden andere abundantieklassen gehanteerd dan in de Tansley abundantieklassen. In tabel 2.5 is daarom een vertaling gegeven van de Tansley abundantieklassen naar de voor de KRW maatlat gehanteerde abundantieklassen.

Tabel 2.5. Vertaling van de Tansley abundantieklassen naar de KRW abundantieklassen. (uit: Van den Berg, 2004).

KRW abundantieklasse	omschrijving	Tansley codering
1	zeldzaam of schaars voorkomen	R, O, LF
2	frequent en/of plaatselijk voorkomen	F, LA, LD
3	algemeen of (co)dominant voorkomen	A, CD, D

2.2.5 Fytobenthos

De diatomeeën zijn tegelijk met de macrofauna bemonsterd. In alle beken zijn stengels van de aanwezige waterplanten bemonsterd. Indien aanwezig, zijn zowel emerse, submerse als drijvende waterplanten bemonsterd. Alleen in de Roode Beek is bij gebrek aan waterplanten het grove detritus bemonsterd (Tabel 2.6). In de Slinge en de Ratumsche Beek is bij gebrek aan waterplanten in de beek hangende klimop bemonsterd. De plantendelen zijn overgebracht in een plastic container van 100 ml met leidingwater. Wanneer de monsters de volgende dag niet zijn bewerkt voor het vervaardigen van preparaten, zijn ze gefixeerd door middel van het toevoegen van 37% formaline. De hoeveelheid formaline hing af van de hoeveelheid te fixeren materiaal. De eindconcentratie formaline in de container moest 4 % bedragen. Indien de monsters de volgende dag wel zijn bewerkt voor het vervaardigen van preparaten zijn ze niet gefixeerd. In plaats daarvan zijn deze monsters na transport naar het laboratorium, bewaard in de koelkast. Per monster (preparaat) zijn 300 schaaldelen bekeken met een vergroting van 1000x. De in de 300 schaaldelen aangetroffen diatomeeën zijn gedetermineerd en geteld. De rest van het preparaat is doorgezocht voor het vaststellen van “extra taxa”. Op deze wijze is voorkomen dat zeldzame soorten zijn gemist.

Tabel 2.6. Overzicht per beeklocatie van het bemonsterde substraat.

locatie	substraat
Roode Beek	grove detritus
Sterkselsche Aa	macrofyten
Keersop	macrofyten
Heelsumse Beek	macrofyten
Ruhenberger Beek	macrofyten
Slinge	klimop
Ratumsche Beek	klimop
Hierdensche Beek	macrofyten
Lieversche Diep	macrofyten
Gasterensche Diep	macrofyten

2.2.6 Vissen

Tussen 23 augustus en 14 september 2006 zijn visbemonsteringen uitgevoerd op de in paragraaf 2.2 beschreven locaties. Op iedere locatie is over twee trajecten variërend over 50 tot 70 m (afhankelijk van de breedte van de beek) elektrisch gevisd. Beide trajecten zijn twee keer bevist. Het vissen is uitgevoerd met een elektrisch rugapparaat staande in de beek. In het Lieversche Diep is slechts één traject één keer

bevist, omdat de beek te voet slecht toegankelijk was. In de Keersop en het Gasterensche Diep is het tweede traject slechts één keer in plaats van twee keer bevist.

2.3 Analyse

De hydromorfologische en fysisch-chemische meetwaarden van de 10 geselecteerde beeklocaties zijn vergeleken met de referentiewaarden zoals gegeven door Van der Molen & Pot (2006). Daarnaast zijn de fysisch-chemische meetwaarden vergeleken met de GET-normen opgesteld door Heinis & Evers (2007), Van der Molen (2006) en Verdonschot (in prep.).

De taxonlijsten en abundantie van de macrofauna, macrofyten en vissen zijn vergeleken met:

- de indicatoren en doelsoorten uit het 'Handboek Natuurdoeltypen': NDT-3.7 'langzaam stromende midden- en benedenloop' (Bal et al., 2001);
- de indicatoren en doelsoorten uit het 'Aquatisch Supplement Deel 2: Beken': zwak zure middenlopen (AS02_05), langzaam stromende middenlopen (AS02_13) en langzaam stromende benedenlopen AS02_14 (Verdonschot, 2000);
- de indicatoren uit de KRW deelmaatlaten.

Deze vergelijking is gebaseerd op:

- een kwalitatieve benadering waarbij het aantal overlappende taxa is berekend zowel als het procentuele aandeel van overlap;
- een kwantitatieve benadering waarbij het aantal individuen van de overlappende taxa is berekend zowel als het procentuele aandeel van overlap.

Verder is de betreffende KRW type R5 deelmaatlat berekend volgens Van der Molen & Pot (2006).

Naast het bovenstaande is voor de macrofauna ook gekeken naar het aantal en de abundantie van zeldzame soorten (volgens de nationale zeldzaamheidslijst van Nijboer & Verdonschot (2001)) en zijn de monsters toegedeeld aan een landelijk netwerk van beektypen ontwikkeld door Verdonschot & Nijboer (2004) met het programma EKO versie 4.7. Aan ieder cenotype in dit netwerk is op basis van abiotische variabelen en de soortensamenstelling van de levensgemeenschap door middel van 'expert judgement' een ecologische kwaliteitsklasse toegekend.

Omdat in het 'Aquatisch Supplement' en het 'Handboek Natuurdoeltypen' geen fyto-benthos taxa zijn opgenomen als indicatoren of doelsoorten, zijn ter vervanging de Van Dam indexwaarden voor saprobie en trofie (Van Dam, 1994) uitgerekend per monster aan de hand van de volgende formule:

$$D = \frac{\sum (n_i * d_i)}{n_i}$$

met:

D = Van Dam indexwaarde (voor saprobie of trofie)

n_i = aantal individuen van taxon i in een monster

d_i = Van Dam indexwaarde (voor saprobie of trofie) voor taxon i

In de nieuwste versie van de KRW maatlatten is het fytobenthos niet meegenomen in de berekening van de ecologische toestand, aangezien de maatlat nog onvoldoende is gevalideerd (Van der Molen & Pot, 2006). De ecologische toestand van de beeklocaties voor het fytobenthos is wel berekend met de conceptmaatlat die is gegeven in Van der Molen & Pot (2006).

3 Hydromorfologie

3.1 KRW referentiewaarden

Voor de KRW typen zijn referentiewaarden opgesteld voor een aantal hydromorfologische kwaliteitselementen (Tabel 3.1). Deze referentiewaarden zijn voorgesteld door Verdonschot & Van den Hoorn (2004).

Tabel 3.1. Referentiewaarden voor de hydromorfologische kwaliteitselementen van KRW type R5 (Van der Molen & Pot, 2006).

variabele	code	eenheid	laag	hoog
breedte	B	m	3	8
diepte	D	m	0.08	0.81
natte oppervlak	A	m ²	0.24	6.10
stroomsnelheid	V	m s ⁻¹	0.10	0.50
afvoer	Q	m ³ s ⁻¹	0.024	3.08
kwel	Kwel	0/1	1	1
riviercontinuïteit	Rc	0/1	1	1
breedte variatie	Bv	m	1,5	12
diepte variatie	Dv	m	0.2	1.1
dwaarsprofiel onregelmatig	dp-o	0/1	1	1
dwaarsprofiel intermediair	dp-i	0/1	0	0
dwaarsprofiel regelmatig	dp-r	0/1	0	0
lengteprofiel meanderend	lp-m	0/1	1	1
lengteprofiel intermediair	lp-i	0/1	0	0
lengteprofiel recht	lp-r	0/1	0	0
mineraal slib	Slib	%	0	5
mineraal zand	Zand	%	20	80
mineraal grind	Grind	%	1	5
mineraal keien	Kei	%	0	5
organisch stam/tak	Tak	%	0	10
organisch blad	Blad	%	1	55
organisch detrit./slib	Detr	%	3	50
organisch plant	Mfyt	%	0	65
opgaande begroeiing	Hwal	0/1	1	1
beschaduwing	Scha	%	75	100

3.2 Meetwaarden

De op de beeklocaties gemeten waarden voor de breedte (variatie), diepte (variatie) en stroomsnelheid voldoen in bijna alle gevallen aan de KRW referentiewaarden. De breedte van de Heelsumse Beek is minder dan van een middenloop/benedenloop verwacht mag worden en het Lieversche Diep is breder en dieper dan van een middenloop/benedenloop verwacht mag worden. De Sterkselsche Aa, de Ruhenbergerbeek, de Heelsumse Beek, het Lieversche Diep en het Gasterensche Diep voldoen niet aan de KRW referentiewaarden voor beschaduwing. Op al deze locaties wordt tevens niet voldaan aan de referentiewaarden voor opgaande begroeiing. In tabel 3.2 is alleen een 1 voor opgaande begroeiing gescoord, wanneer

de beek echt door een bos of houtwal liep. Geen van de locaties, met uitzondering van de Roode Beek, voldoet aan de referentiewaarden voor het dwars- en lengteprofiel. Het Gasterensche Diep voldoet wel aan de referentiewaarden voor het lengteprofiel, maar niet aan de referentiewaarden voor het dwarsprofiel. Aangezien de afvoer en het natte oppervlak worden berekend op basis van de breedte, diepte en stroomsnelheid voldoen ook deze twee variabelen aan de KRW referentiewaarden. Zowel het natte oppervlak als de afvoer in de Heelsumse Beek voldoet ondanks de geringe breedte aan de KRW referentiewaarden. Voor de Keersop en het Lieversche Diep kan niet worden vastgesteld of wordt voldaan aan de KRW referentiewaarden voor het natte oppervlak en de afvoer, vanwege het ontbreken van exacte gegevens. De aanwezigheid van kwel is in het veld moeilijk te constateren. In de Hierdensche Beek, het Lieversche Diep en het Gasterensche Diep kon visueel worden vastgesteld dat sprake was van kwel (Tabel 3.3). Het ontbreken van visueel waarneembare kwelplekken wil echter niet zeggen dat geen kwel optreedt. Op de overige locaties is daarom onduidelijk of sprake is van kwel. De variabele riviercontinuïteit is niet ingevuld in tabel 3.3. Op geen van de locaties waren stuwen aanwezig of andere structuren, die de riviercontinuïteit negatief beïnvloeden. De vraag is echter of voor de variabele riviercontinuïteit ook de situatie verder benedenstrooms in ogenschouw moet worden genomen. De inschatting is namelijk dat verder benedenstrooms van de bemonsterde locaties in alle gevallen structuren aanwezig zijn, die de riviercontinuïteit negatief beïnvloeden, waardoor niet aan de KRW referentiewaarden wordt voldaan.

Tabel 3.2. Overzicht van de morfologische meetwaarden op de 10 beeklocaties (*m*=meanderend, *i*=intermediair, *s*=recht, *o*=onregelmatig, *r*=regelmatig en *?*=onbekend). Grijs indiceert een afwijking van de KRW referentiewaarde. Bij gebruik van een < of > teken is de waarde geschat.

variabele	Roode Beek	Sterkselsche Aa	Keersop	Heelsumse beek	Ruhenbergerbeek	Slinge	Ratumsche Beek	Hierdensche Beek	Lieversche Diep	Gasterensche Diep
breedte (m)	4.8	3.5	<8	2.2	4.4	5	4	3.80	>8	3.5
breedte variatie (m)	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5	<1.5
diepte (m)	0.3	<0.8	<0.8	0.22	<0.8	0.6	0.44	0.17	>0.8	0.7
diepte variatie (m)	>0.2	>0.2	>0.2	>0.2	>0.2	>0.2	>0.2	>0.2	>0.2	>0.2
dwarsprofiel	o	r	i	i	i	i	i	i	i	i
lengteprofiel	m	s	i	i	i	i	i	i	i	m
beschaduwning (%)	100	20	80	20	40	80	100	75	10	-
landgebruik bos (%)	0	40	80	0	0	20	10	80	0	0
landgebruik open ruigte (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	75	50
landgebruik grasland (%)	0	45	20	80	100	40	45	20	25	50
landgebruik akkerbouw	0	0	0	0	0	40	45	0	0	0
landgebruik stedelijk (%)	0	15	0	20	0	0	0	0	0	0
houtige vegetatie (%)	100	20	100	20	40	60	100	80	<5	geen
opgaande begroeiing	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0

Tabel 3.3. *Overzicht van de hydrologische meetwaarden op de 10 beeklocaties.*

	Natte oppervlak (m ²)	Stroomsnelheid (m s ⁻¹)	Afvoer (m ³ s ⁻¹)	Kwel (0/1)	Riviercontinuïteit (0/1)
Roode Beek	1.4	0.30	0.42		
Sterkselsche Aa		0.39			
Keersop		0.31			
Heelsumse beek	0.46	0.21	0.097		
Ruhenbergerbeek		0.37			
Slinge	2.82	0.40	0.68		
Ratumsche Beek	1.66	0.41	0.20		
Hierdensche Beek	0.63	0.32	0.097	1	
Lieversche Diep		0.27		1	
Gasterensche Diep	2.2	0.30	0.65	1	

In de meeste beken is mineraal zand het dominante substraattype (Tabel 3.4). Alleen in het Lieversche Diep is dit substraattype volledig afwezig, in het Gasterensche Diep is het in een zeer geringe mate aanwezig en in de Heelsumse beek is het in beperkte mate aanwezig (Tabel 3.4). In deze beken wordt het zand bedekt door waterplanten (Gasterensche Diep) of organisch slib (Lieversche Diep). Het substraattype organisch detritus/slib komt in alle beken voor, maar nooit met een bedekking van meer dan 20%, behalve in het Lieversche Diep. In het Lieversche Diep is organisch slib/detritus zeer dominant aanwezig met een bedekking van 90%. Op geen van de locaties zijn keien aangetroffen. Mineraal slib is op slechts twee locaties aangetroffen: de Keersop en de Slinge (Tabel 3.4). Bij vergelijking van de bedekkingen door de verschillende substraattypen met de KRW referentiewaarden, voldoet alleen de Hierdensche Beek aan de referentiewaarden. De Roode Beek, de Heelsumse Beek, de Slinge en de Ratumsche Beek voldoen niet aan de referentiewaarden vanwege een te hoge bedekking met grind en de Sterkselsche Aa vanwege het ontbreken van grind. Het Gasterensche en Lieversche Diep voldoen voornamelijk niet aan de KRW referentiewaarden door het ontbreken of een lage bedekking met het substraattype zand. De Keersop voldoet niet vanwege een te hoog percentage mineraal slib en de afwezigheid van grind en blad. De Ruhenbergerbeek voldoet niet vanwege een te hoog percentage zand en de afwezigheid van grind.

Tabel 3.4. *Bedekkingspercentages van de verschillende substraten op de 10 beeklocaties. Grijs indiceert een afwijking van de KRW referentiewaarde.*

	mineraal slib	zand	grind	keien	hout	blad	detritus	organisch slib	plant
<i>referentiewaarde KRW/ R5</i>	<i>0-5</i>	<i>10-80</i>	<i>1-5</i>	<i>0-5</i>	<i>0-10</i>	<i>1-55</i>	<i>3-55</i>	<i>3-50</i>	<i>0-65</i>
Roode Beek		60	15		<5	10		15	
Sterkselsche Aa		60			5	10	15	10	<5
Keersop	10	60						20	10
Heelsumse beek		30	10				10	15	35
Ruhenbergerbeek		85				10		5	
Slinge	<5	65	10		<5	5	5	10	
Ratumsche Beek		60	10		10	10		10	
Hierdensche Beek		75	5			10		5	5
Lieversche Diep			<5					90	10
Gasterensche Diep		5	5					10	80

Aan de hand van de gegevens uit tabel 3.2, 3.3 en 3.4 zijn per variabele en hydromorfologisch kwaliteitselement scores toegekend volgens Van der Molen & Pot (2006). Wanneer de gemeten waarde voor de betreffende variabele binnen de opgegeven range van de KRW referentiewaarden valt, dan krijgt deze de waarde van de score. Valt de gemeten waarde buiten de range dan krijgt deze variabele de score nul. De score voor de variabele substraat wordt toegekend wanneer zes of meer substraten aanwezig zijn op een locatie. Om te bepalen of een locatie aan de referentie voldoet zijn de scores per kwaliteitselement opgeteld. De scores voor alle drie de hydromorfologische kwaliteitselementen moeten gelijk of groter zijn dan de door Van der Molen & Pot (2006) opgestelde grenswaarden. De grenswaarde voor hydromorfologie is gesteld op 35, voor morfologie op 45 en voor riviercontinuïteit op 10. Alle 10 de beeklocaties voldoen aan de grenswaarde voor het hydrologisch regime (Tabel 3.5). Geen van de beken voldoet echter aan de grenswaarde voor morfologie (Tabel 3.5). Het kwaliteitselement riviercontinuïteit is niet weergegeven in tabel 3.5, omdat deze variabele op twee manieren ingevuld kan worden. Op de betreffende beeklocaties voldoet deze variabele wel aan de referentie, maar verder benedenstrooms waarschijnlijk niet. Als alle kwaliteitselementen in ogenschouw worden genomen, dan voldoet geen van de beken aan de ZGET omdat het kwaliteitselement morfologie op geen van de locaties aan de grenswaarde voldoet.

Tabel 3.5. Score per variabele en per hydromorfologisch kwaliteitselement voor de 10 beeklocaties.

variabele	Roode Beek	Sterkselsche Aa	Keersop	Heelsumse beek	Ruhenbergerbeek	Slinge	Ratumsche Beek	Hierdensche Beek	Lieversche Diep	Gasterensche Diep
waterdiepte	10	10*	10*	10	10*	10	10	10	0*	10
stroomsnelheid	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
afvoer	5	5*	5*	5	5*	5	5	5	5*	5
kwel	10*	10*	10*	10*	10*	10*	10*	10*	10*	10*
<i>hydrologisch regime</i>	<i>40</i>	<i>40</i>	<i>40</i>	<i>40</i>	<i>40</i>	<i>40</i>	<i>40</i>	<i>40</i>	<i>40</i>	<i>40</i>
waterbreedte variatie	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
waterdiepte variatie	2.5*	2.5*	2.5*	2.5*	2.5*	2.5*	2.5*	2.5*	2.5*	2.5*
dwarsprofiel	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
lengteprofiel	10	0	0	0	0	0	0	0	0	10
substraat	0	10	0	0	0	10	0	0	0	0
opgaande begroeiing	5	0	5	0	0	5	5	5	0	0
beschaduwning	10	0	10	0	0	10	10	10	0	0
<i>morfologie</i>	<i>37.5</i>	<i>12.5</i>	<i>17.5</i>	<i>2.5</i>	<i>2.5</i>	<i>27.5</i>	<i>17.5</i>	<i>17.5</i>	<i>2.5</i>	<i>2.5</i>

** score gebaseerd op geschatte waarden.*

Gewässerstrukturgütekarterung (GSGK)

Op basis van de GSGK wordt alleen de ecologische toestand van de Roode Beek beoordeeld als goed (Tabel 3.6 en 3.7). De Hierdensche Beek wordt beoordeeld als matig en de Sterkselsche Aa en de Heelsumse Beek als slecht (Tabel 3.6 en 3.7). De zes overige beken worden beoordeeld als ontoereikend (Tabel 3.6 en 3.7).

Tabel 3.6. Overzicht per beeklocatie van de beoordeling per hoofdvariabele uit de GSGK.

	Bodem				Oever			Land	gezamenlijke beoordeling
	looptontwikkeling	lengteprofiel	bodemstructuur	totaal	dwarsprofiel	oeverstructuur	totaal	omgeving	
Roode Beek	2	2	1	2	1	1	1	2	2
Sterkselsche Aa	7	7	6	7	7	6	7	6	7
Keersop	6	6	6	6	5	4	4	3	5
Heelsumse beek	6	6	6	6	5	7	6	6	6
Ruhenbergerbeek	6	6	2	5	5	4	4	5	5
Slinge	5	6	2	4	5	2	3	5	4
Ratumsche Beek	5	5	2	4	5	4	4	3	4
Hierdensche Beek	5	5	1	4	3	3	3	2	3
Lieversche Diep	5	5	3	5	5	5	5	4	5
Gasterensche Diep	4	6	3	4	5	6	5	5	5

Tabel 3.7. Vertaling van de GSGK klassen naar de ecologische toestandsklassen uit de KRW.

GSGK klasse	GSGK betekenis	KRW ecologische toestand
1	onveranderd	zeer goed
2	gering veranderd	goed
3	matig veranderd	matig
4	duidelijk veranderd	ontoereikend
5	sterk veranderd	ontoereikend
6	zeer sterk veranderd	slecht
7	volledig veranderd	slecht

3.3 Discussie

Geen van de locaties voldoet volgens de KRW benadering aan de ZGET voor hydromorfologie. Deze resultaten komen overeen met de bevindingen volgens de GSGK. Met uitzondering van de Roode Beek voldoen de locaties op basis van de GSGK zelfs niet aan de GET. De Roode Beek benadert de ZGET het meest volgens beide systemen. Binnen beide systemen zijn het lengte- en dwarsprofiel belangrijke variabelen, die op geen van de beeklocaties aan de referentiewaarden voldoen. Het doel van het onderzoek was om de KRW referentiewaarden voor de hydromorfologische variabelen aan te passen op basis van de metingen/opnames van de beeklocaties in dit onderzoek. Op basis van voorbeelden uit het buitenland en in de literatuur beschikbare kennis mag worden geconcludeerd dat de 10 'best beschikbare' locaties in Nederland, met uitzondering van de Roode Beek, niet voldoen aan de zeer goede of goede hydromorfologische toestand. Kortom, het is over het algemeen matig tot slecht gesteld met de hydromorfologische toestand van de langzaam stromende midden- en benedenlopen op zand in Nederland (wanneer beoordeeld als natuurlijke wateren). Het bijstellen van de KRW referentiewaarden op basis van de locaties opgenomen in dit onderzoek is daarom ook geen optie.

In de praktijk is gebleken dat de GSGK goed is uit te voeren op basis van één veldbezoek. De variabelen waterdiepte en waterbreedte variatie opgenomen in de KRW benadering zijn echter niet te bepalen op basis van één veldbezoek. Verdonshot & Van de Hoorn (2004) beschrijven deze variatie namelijk als variatie in de tijd en niet als variatie op één tijdstip binnen de beek. In de GSWK wordt de breedte en diepte variatie beschouwd als de variatie binnen een traject van 100 m ten tijde van de opname (omschreven in de categorieën: zeer groot, groot, matig, met minder inspanningen). De breedte en diepte variatie opgenomen in de GWSK geeft hiermee met minder inspanning een beeld van de morfologische toestand van een beek. Naast de invulling van de variabelen waterdiepte en waterbreedte variatie verschilt tevens de invulling van de variabele substraat tussen beide systemen. De KRW beschrijft referentiewaarden voor de variatie in bedekking door verschillende substraattypen. Het percentage grind mag bijvoorbeeld slechts variëren tussen de 1 en 5%, maar grind is niet per definitie aanwezig in een natuurlijke middenloop/benedenloop. De aanwezigheid van grind hoeft namelijk niets te maken te hebben met de mate van antropogene beïnvloeding en kan van nature best lager zijn dan 1% of hoger dan 5%. Doordat de ranges in bedekking van de substraten groot zijn wordt in de meeste gevallen voldaan aan de KRW referentiewaarden, maar wordt geen beeld verkregen van een gradiënt in morfologische toestand tussen beken op basis van het substraat. Opvallend is dat in de uiteindelijke beoordeling de bedekking door de verschillende substraten niet wordt meegenomen, maar alleen het aantal aanwezige substraten, waardoor de grenswaarden per substraat eigenlijk overbodig worden gemaakt. Door de mate van diversiteit aan substraattypen in ogenschouw te nemen, zoals in de GSGK (omschreven in de categorieën: zeer groot, groot, matig, gering en geen), is veel makelijker een gradiënt te beschrijven van meer naar minder beïnvloed. In een natuurlijke middenloop/benedenloop is namelijk sprake van veel verschillende substraattypen, welke afnemen met een toename van de antropogene beïnvloeding, als gevolg van bijvoorbeeld afvoerpieken, het ontbreken van bos, etc. De variabele kwel is niet opgenomen in de GSGK. Het probleem van deze variabele in de KRW benadering is, dat de variabele niet met zekerheid te bepalen valt zonder metingen aan het grondwater.

Tot slot moet worden opgemerkt dat de GSGK veel meer variabelen omvat dan de KRW benadering. In de KRW benadering ontbreekt een inventarisatie van het landgebruik in de omgeving van de beek volledig. Terwijl juist op het punt landgebruik (omgeving in de GSSK) de ecologische toestand van de beken met de GSGK niet als goed wordt beoordeeld, met uitzondering van de Roode Beek. Naast het landgebruik wordt met de GSGK ook de aanwezigheid van natuurlijke structuren en onnatuurlijke structuren meegenomen in de beoordeling, iets wat in de huidige KRW benadering volledig ontbreekt. Voorbeelden van dergelijke natuurlijke structuren zijn: omgevallen bomen, verzameling van drijfhout, versmalling/verbreding van de waterloop, etc. Voorbeelden van onnatuurlijke structuren zijn: duikers, bruggen, vastlegging van de bodem/oever, etc. Het spreekt voor zich dat de aan- of afwezigheid van dergelijke structuren veel zegt over de hydromorfologische toestand van een beek.

Al met al lijkt de GSGK een beter beeld te geven van de verschillen in de hydromorfologische toestand tussen beken onderling dan het systeem van Van der Molen & Pot (2006). Niet alleen doordat op basis van andere (meer relevante) variabelen wordt beoordeeld, maar ook omdat aan elke variabele afzonderlijk een oordeel variërend van onveranderd tot volledig veranderd wordt gegeven. Hiermee krijgt de waterbeheerder direct inzicht op welke punten maatregelen moeten/kunnen worden genomen om de hydromorfologische toestand van een beek te verbeteren. Met het systeem van Van der Molen & Pot (2006) kan alleen worden beoordeeld of sprake is van de ZGET. De waterbeheerder krijgt hiermee geen inzicht in de mate waarin de hydromorfologische toestand is beïnvloed, terwijl deze informatie onontbeerlijk is wanneer beslissingen moeten worden genomen over te nemen herstelmaatregelen. Het verdient de aanbeveling om de binnen Europa beschikbare systemen voor de beoordeling van de hydromorfologische toestand van midden- en benedenlopen te vergelijken en te kijken welke variabelen/onderdelen bruikbaar zouden zijn voor de beoordeling van Nederlandse midden- en benedenlopen. Ongeacht de toegepaste methode zal het moeilijk blijven om de hydromorfologische toestand van beken te beoordelen. Aan de GSGK en andere in Europa toegepaste methoden voor de beoordeling van de hydromorfologische toestand van stromende wateren kleeft namelijk het nadeel dat de resultaten sterk kunnen afhangen van de waarnemer. Dit probleem kan echter voor een groot deel worden ondervangen met het geven van landelijke cursussen, waarbij de deelnemers de methode leren toepassen in de praktijk.

Het verdient in ieder geval aanbeveling om het omringende landgebruik en de aanwezigheid van (on)natuurlijke structuren in de beek in de toekomst op te nemen in de KRW beoordeling van de hydromorfologische toestand, omdat deze variabelen veel zeggen over de hydromorfologische toestand van een beek. Daarnaast zal de invulling van de variabelen waterdiepte en waterbreedte variatie en substraat conform de GSGK een beter inzicht geven in de hydromorfologische toestand van een beek. De grenswaarde van zes verschillende substraattypen in de referentiesituatie lijkt in ieder geval te hoog. In totaal worden namelijk acht substraattypen beschreven, waarvan keien, grind en planten in een natuurlijke beek niet per definitie aanwezig hoeven te zijn. Zelfs in de Roode Beek, welke bijna aan de ZGET voldoet, zijn geen zes substraattypen aanwezig. Tot slot blijkt er een fout te staan in Verdonchot & Van den Hoorn (2004), die moet worden aangepast. De score van 10 voor een intermediair lengteprofiel en een intermediair dwarsprofiel, moet zijn: een score van 10 voor een meanderend lengteprofiel en een onregelmatig dwarsprofiel (in de berekening van de scores voor de kwaliteitselementen op de locaties is hier al rekening meegehouden).

De breedte van het Lieversche Diep en de Heelsumse Beek voldoen niet aan de KRW referentiewaarden. Deze twee locaties zijn toch meegenomen in het onderzoek, omdat: (1) het moeilijk was om locaties te vinden van relatief goede ecologische kwaliteit en (2) de beekbreedtes volgens het 'Aquatisch Supplement' wel voldoen aan de beschrijving van langzaam stromende midden- en benedenlopen (2 tot 10 m).

4 Fysisch-chemische variabelen

4.1 KRW referentiewaarden

In Van der Molen & Pot (2006) zijn per KRW watertype referentiewaarden vastgesteld voor de fysisch-chemische kwaliteitselementen beschreven in de KRW (Tabel 4.1). De referentiewaarden zijn overgenomen uit Heinis et al. (2004). In Heinis et al. 2004 zijn tevens referentiewaarden gegeven voor aanvullende fysisch-chemische variabelen (Tabel 4.2). De referentiewaarden zijn grotendeels gebaseerd op de waarden gegeven in het 'Handboek Natuurdoeltypen' (Bal et al., 2001) voor het natuurdoeltype langzaam stromende midden- en benedenloop (NDT-3.7) en de waarden gegeven in het 'Aquatisch Supplement: Deel 2 Beken' (Verdonschot, 2000), voor de typen: zwak zure middenlopen (AS02_05), langzaam stromende middenlopen (AS02_13) en langzaam stromende benedenlopen (AS02_14). Alleen voor de thermische omstandigheden en de zuurstofhuishouding zijn in het 'Handboek Natuurdoeltypen' of het 'Aquatisch Supplement' geen referentiewaarden gegeven. De KRW referentiewaarden voor het totaal-fosfaatgehalte, het ammoniumgehalte en het nitraatgehalte komen overeen met de waarden vermeld in het 'Handboek Natuurdoeltypen' voor NDT-3.7, maar niet met de waarden die zijn beschreven voor de AS-typen. In het 'Aquatisch Supplement' zijn de waarden voor deze variabelen minimaal de helft lager. Voor het totaal-stikstofgehalte is afgeweken van de waarde gesteld voor NDT-3.7; er is gekozen voor een referentiewaarde van 0.8 mg N/l in plaats van 1.0 mg N/l zoals gesteld in het 'Handboek Natuurdoeltypen'. In het 'Aquatisch Supplement' is geen waarde gegeven voor het totaal-stikstofgehalte. In de verschillende documenten ontbreekt een onderbouwing van de opgegeven referentiewaarden.

Tabel 4.1. Referentiewaarden voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen van KRW type R5 (Van der Molen & Pot, 2006).

kwaliteitselement	descriptor	eenheid	ondergrens	bovengrens
thermische omstandigheden	dagwaarde	°C	0	23
zuurstofhuishouding	verzadiging	%	70	110
zoutgehalte	saliniteit	g Cl/l	-	0.02
verzuringgraad	pH	-	4.5	7.5
nutriënten	totaal-fosfaat	mg P/l	-	0.08
	totaal-stikstof	mg N/l	-	0.8

Tabel 4.2. Referentiewaarden voor fysisch-chemische variabelen van KRW type R5 (Heinis et al, 2004).

variabelen	eenheid	ondergrens	bovengrens
geleidendheid	µS/cm	100	250
ammonium	mg N/l	-	1.0
nitraat	mg N/l	-	0.7
orthofosfaat	mg P/l	-	0.07
diepte	m	0.2	1
hardheid	dH	1	5

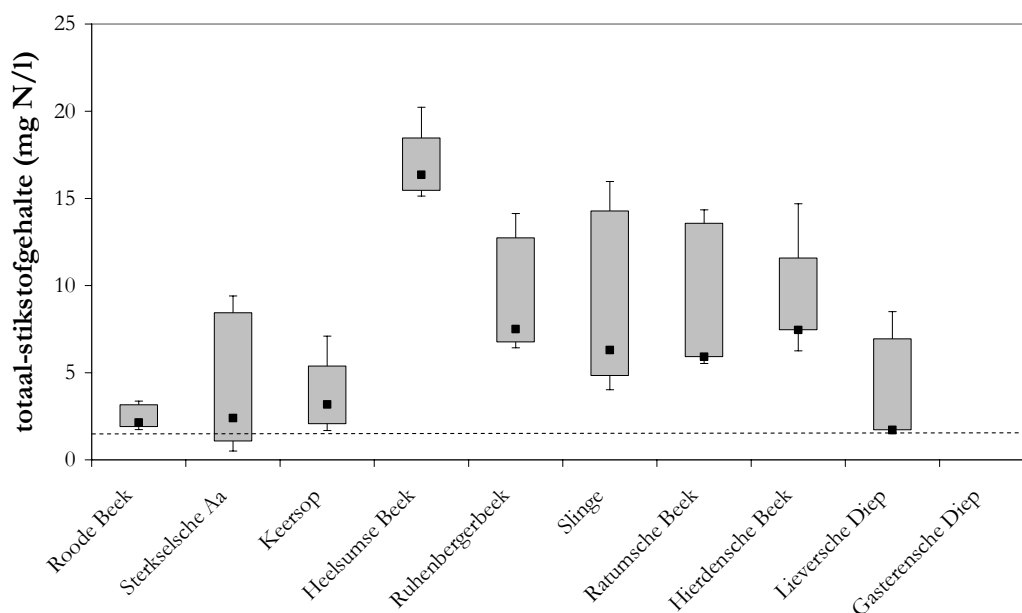
4.2 Meetwaarden

4.2.1 Referentiewaarden

In alle beken liggen de nitraat- en totaal-stikstofgehaltes hoger dan de huidige KRW referentiewaarden (Tabel 4.3 en Figuur 4.1). Hoewel in alle beken de huidige KRW referentiewaarden voor totaal-stikstof overschreden worden, bestaan er wel verschillen tussen de beken (Figuur 4.1). De totaal-stikstofgehaltes in de Heelsumse Beek liggen zeer hoog in vergelijking tot de overige beken. De gehalten in de Ruhenbergerbeek, Slinge, Ratumsche beek en de Hierdensche Beek liggen relatief hoog ten opzichte van de gehalten in de Sterkselsche Aa, Keersop, Roode beek en het Lieversche diep. Het patroon van de verschillen in nitraatgehalte tussen de beken onderling is vergelijkbaar met het patroon voor de totaal-stikstofgehaltes (Tabel 4.3), hoewel wel sprake is van meer overlap in nitraatgehaltes tussen de twee voor het totaal-stikstofgehalte beschreven groepen.

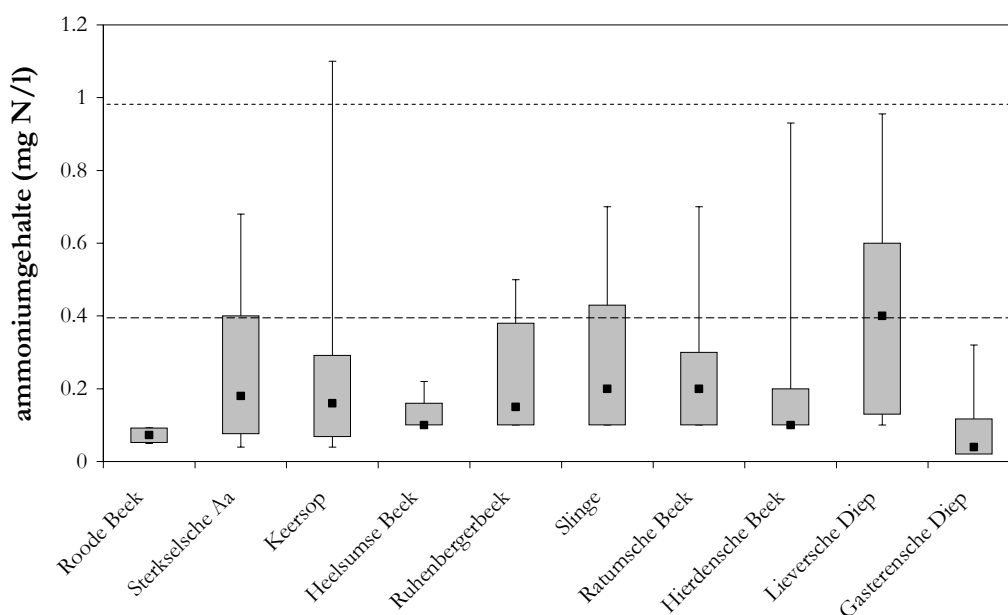
Tabel 4.3. Minimale en maximale gehalten van totaal-stikstof, ammonium en nitraat gemeten op de 10 beeklocaties. Donkergrijs indiceert een overschrijding van de huidige KRW referentiewaarde en lichtgrijs indiceert een overschrijding van de AS-norm.

locatie	totaal-stikstof (mg N/l)	ammonium (mg N/l)	nitraat (mg N/l)
referentiewaarde KRW R5	< 0.8	< 1.0	< 0.7
referentiewaarde NDT-3.7	< 1.0	< 1.0	< 0.7
referentiewaarde AS	-	< 0.4	< 0.35
Roode Beek	1.7 – 3.4	0.05 – 0.09	0.46 – 2.0
Sterkselsche Aa	< 0.5 – 9.4	< 0,04 - 0,68	0.18 – 7.5
Keersop	1.68 – 7.1	< 0.04 - 1.1	0.99 – 4.9
Heelsumse Beek	15.1 – 20.2	< 0.1 – 0.22	15 - 18
Ruhenbergerbeek	6.4 – 14.1	< 0.1 – 0.5	5.2 - 11
Slinge	4.0 – 16.0	0.1 – 0.7	2.6 - 13
Ratumsche Beek	5.4 – 14.5	< 0.1 – 0.7	3.7 - 12
Hierdensche Beek	6.3 – 14.7	< 0.1 – 0.93	4.6 – 14
Lieversche Diep	1.6 – 8.5	0.1 – 0.96	0.37 – 5.5
Gasterensche Diep	-	< 0.02 – 1.4	< 0.2 – 2.1



Figuur 4.1. Totaal-stikstofgehaltes gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de KRW referentiewaarde (stippellijn). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

Alle beken worden gekenmerkt door ammoniumgehaltes lager dan de KRW referentiewaarde en NDT-norm (Tabel 4.3 en Figuur 4.2). Alleen in de Keersop en het Gasterensche Diep lag het ammoniumgehalte gedurende het jaar één keer boven de KRW referentiewaarde (Figuur 4.2). Doordat de AS-norm een stuk lager ligt dan de KRW referentiewaarde voldoen alleen de Roode Beek, de Heelsumse Beek en het Gasterensche Diep (met uitzondering van één meting) gedurende het hele jaar aan de AS-norm voor ammonium. Een overschrijding van de AS-norm voor ammonium gedurende een groot deel van het jaar treedt echter alleen op in het Lieversche Diep (Tabel 4.3 en Figuur 4.2).

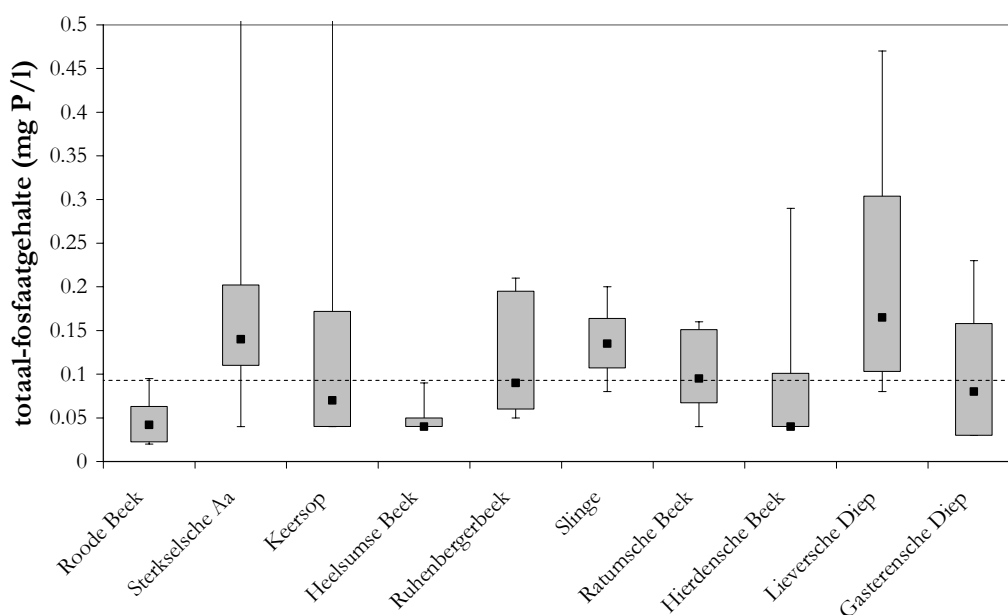


Figuur 4.2. Ammoniumgehalten gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de KRW referentiewaarde (---) en de AS-norm (— — —). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

In alle beken, wordt de KRW referentiewaarde voor het totaal-foosfaatgehalte overschreden (Tabel 4.4 en Figuur 4.3). In de Heelsumse Beek overschrijdt alleen het maximale totaal-foosfaatgehalte de KRW referentiewaarde (Figuur 4.3). In de Ratumsche Beek, de Hierdensche beek en de Keersop ligt het totaal-foosfaatgehalte in 50% van de gevallen onder de KRW referentiewaarde (Figuur 4.3).

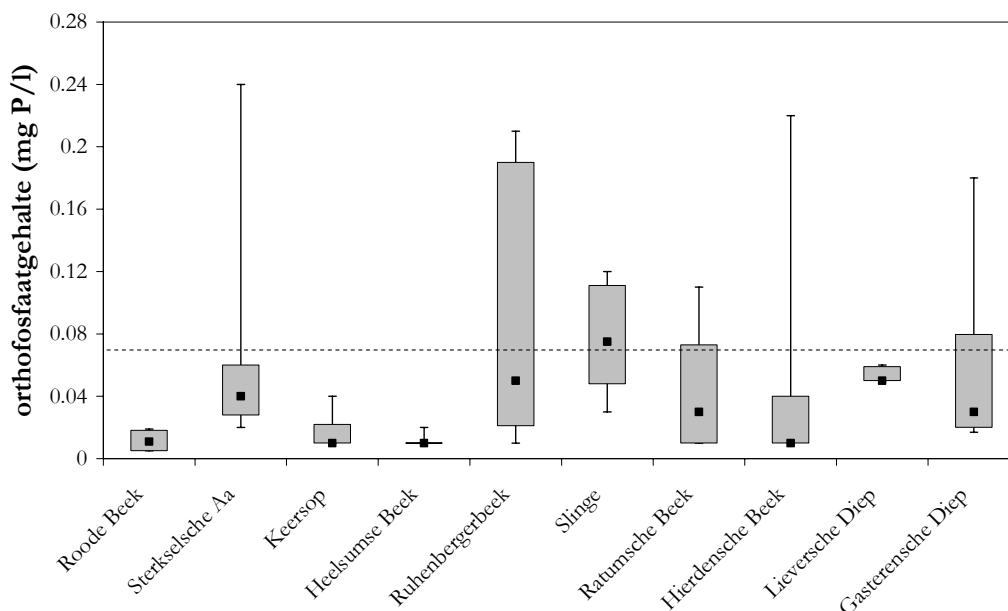
Tabel 4.4. Minimale en maximale totaal-foosfaat- en orthofosfaatgehalten gemeten op de 10 beeklocaties. Donkergrijs indiceert een overschrijding van de KRW referentiewaarde en lichtgrijs een overschrijding van de AS-norm.

locatie	totaal-fosfaat (mg P/l)	orthofosfaat (mg P/l)
referentiewaarde KRW R5	< 0.08	< 0.07
referentiewaarde NDT-3.7	< 0.08	< 0.07
referentiewaarde AS	<0.04	-
Roode Beek	<0.02 - 0.1	< 0.005 – 0.02
Sterkselsche Aa	< 0,04 – 0.77	0.02 - 0.24
Keersop	< 0.04 – 1.6	< 0.01 – 0.04
Heelsumse Beek	< 0.04 – 0.09	< 0.01 - 0.02
Ruhenbergerbeek	0.05 – 0.21	0.01 – 0.21
Slinge	0.08 – 0.20	0.03 – 0.12
Ratumsche Beek	0.04 – 0.16	< 0.01 – 0.11
Hierdensche Beek	< 0.04 – 0.29	< 0.01 – 0.22
Lieversche Diep	0.08 – 0.47	< 0.05 – 0.06
Gasterensche Diep	< 0.03 – 0.23	< 0.017 – 0.18



Figuur 4.3. Totaal-foosfaatgehalten gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de KRW referentiewaarde (stippellijn). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

De orthofosfaatgehalten blijven in de Roode Beek, de Keersop, de Heelsumse beek en het Lieversche Diep onder de huidige KRW referentiewaarde (Tabel 4.4 en Figuur 4.4). In de Sterkselsche Aa, Ratumsche Beek en de Hierdensche Beek wordt de referentiewaarde slechts incidenteel overschreden (Figuur 4.4). In de overige beken wordt de KRW referentiewaarde regelmatig overschreden (Figuur 4.4).



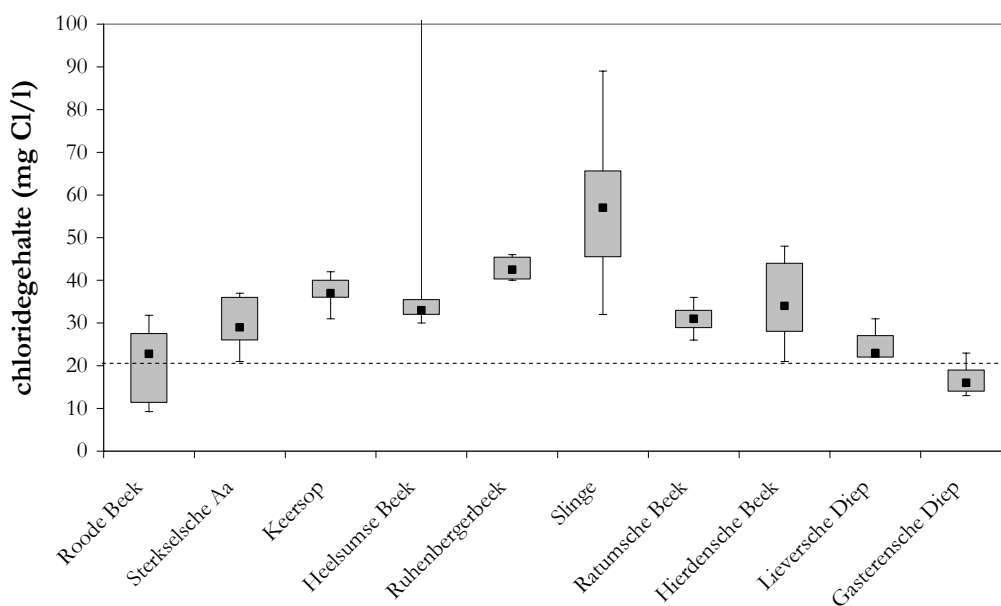
Figuur 4.4. Orthofosfaatgehalten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de KRW referentiewaarde (stippellijn). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

In alle beken worden de KRW referentiewaarden voor het chloridegehalte overschreden (Tabel 4.5 en Figuur 4.5). In het Gasterensche Diep overschrijdt het chloridegehalte de KRW referentiewaarde slechts in één geval (Figuur 4.5).

Tabel 4.5. Minimale en maximale chloridegehaltes en EGV-waarden gemeten op de 10 beeklocaties. Donkergrijs indiceert een overschrijding van de KRW referentiewaarde.

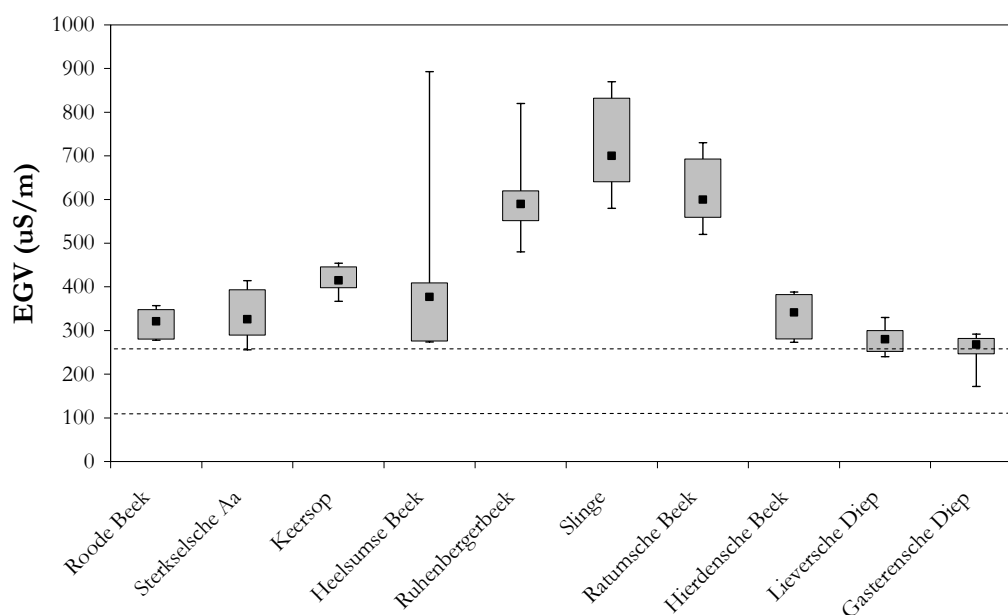
locatie	chloridegehalte (mg Cl/l)	EGV ($\mu\text{S/cm}$)
referentiewaarde KRW R5	< 20	100 - 250
referentiewaarde NDT-3.7	10 - 20	100 - 250
referentiewaarde AS	10 - 20	100 - 250
Roode Beek	9 - 32	278 - 357
Sterkselsche Aa	21 - 37	256 - 414
Keersop	31 - 42	367 - 454
Heelsumse Beek	30 - 36 (215)*	247 - 409 (893)*
Ruhenbergerbeek	40 - 46	480 - 820
Slinge	32 - 89	580 - 870
Ratumsche Beek	26 - 36	520 - 730
Hierdensche Beek	21 - 48	273 - 388
Lieversche Diep	22 - 31	240 - 300
Gasterensche Diep	13 - 23	172 - 282

* Hoge waarden in januari, wellicht veroorzaakt door strooizout.



Figuur 4.5. Chloridegehalte gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de KRW referentiewaarde (stippelijn). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

De KRW referentiewaarden voor EGV worden in alle beken overschreden (Tabel 4.5). In de meeste beken is de minimum EGV-waarde hoger, of iets lager, dan de maximale KRW referentiewaarde (Tabel 4.5). Alleen in het Gasterensche Diep ligt de minimale EGV-waarde binnen de KRW referentiewaarden, de overige metingen liggen net boven de maximale KRW referentiewaarde (Figuur 4.6). De Ruhenbergerbeek, Slinge en Ratumsche Beek worden gekenmerkt door relatief hoge EGV-waarden in vergelijking tot de overige beken (Figuur 4.6).

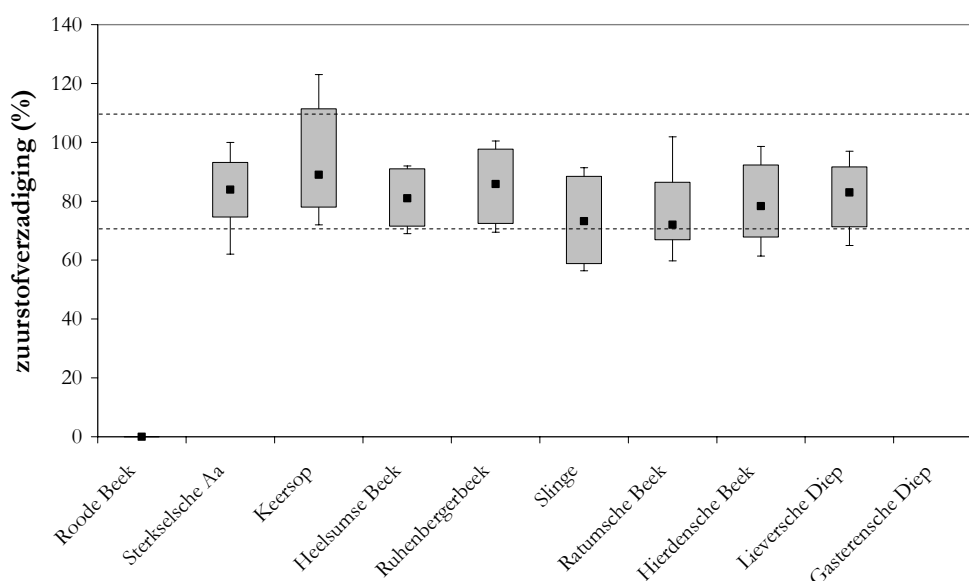


Figuur 4.6. EGV gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de KRW referentiewaarden (stippelijnen). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

In geen van de beken worden de KRW referentiewaarden voor temperatuur overschreden (Tabel 4.6). Aan de hand van de gemeten minimale en maximale waarden voor de zuurstofverzadiging blijken in alle beken de KRW referentiewaarden te worden overschreden (Tabel 4.6). In de Ratumsche Beek en de Keersop wordt de bovengrens (net) overschreden. In de overige beken wordt de ondergrens niet gehaald. Uit Figuur 4.7 blijkt echter dat overschrijdingen meestal worden veroorzaakt door slechts een enkele meting. Alleen in de Slinge, Ratumsche Beek en de Hierdensche Beek is in een relatief groot aantal metingen een te laag zuurstofpercentage geconstateerd (Figuur 4.7).

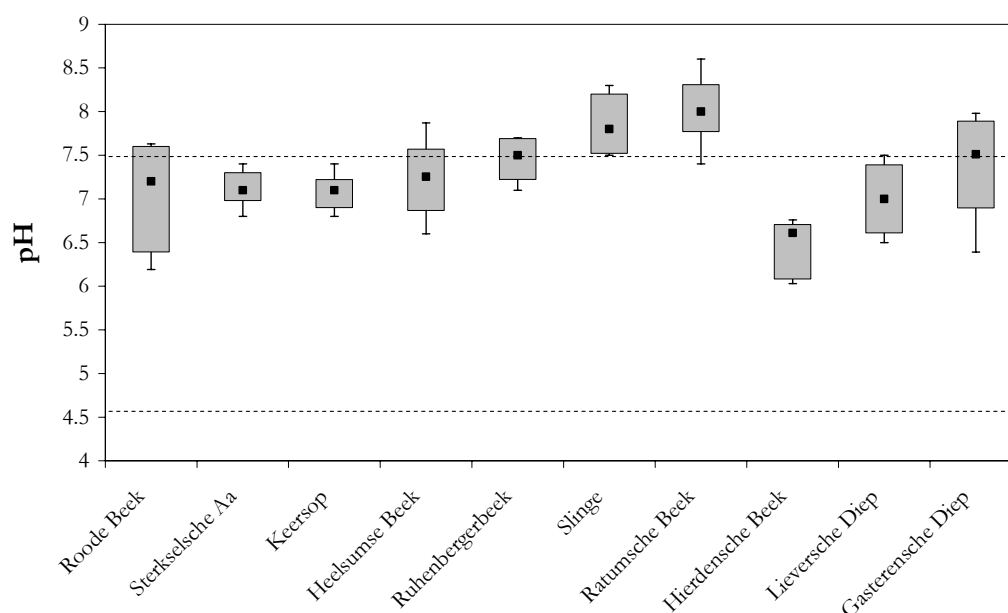
Tabel 4.6. Minimale en maximale waarden voor temperatuur, zuurstofverzadiging, pH en hardheid gemeten op de 10 beeklocaties. Donkergrijs indiceert een overschrijding van de KRW referentiewaarde.

locatie	temperatuur (°C)	zuurstofverzadiging (%)	pH	hardheid (dH)
referentiewaarde KRW R5	0 - 23	70 - 110	4.5 - 7.5	1 - 5
referentiewaarde NDT-3.7	-	-	4.5 - 7.5	-
referentiewaarde AS	-	-	4.5 - 7.5	1 - 5
Roode Beek	2.9 - 17.9	-	6.2 - 7.6	
Sterkselsche Aa	2.1 - 21.5	62 - 100	6.8 - 7.4	
Keersop	3.3 - 22	72 - 123	6.8 - 7.4	
Heelsumse Beek	5.4 - 15.4	69 - 92	6.6 - 7.8	
Ruhenbergerbeek	3.9 - 17.5	70 - 100	7.1 - 7.6	
Slinge	2 - 17.1	56 - 91	7.5 - 8.3	
Ratumsche Beek	1 - 17.8	60 - 102	7.4 - 8.6	
Hierdensche Beek	4.6 - 11.9	61 - 99	6.0 - 6.8	
Lieversche Diep	4.5 - 20.5	65 - 97	6.5 - 7.5	
Gasterensche Diep	-	-	6.4 - 8.0	



Figuur 4.7. Zuurstofverzadiging (%) gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de KRW referentiewaarden (stippellijnen). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

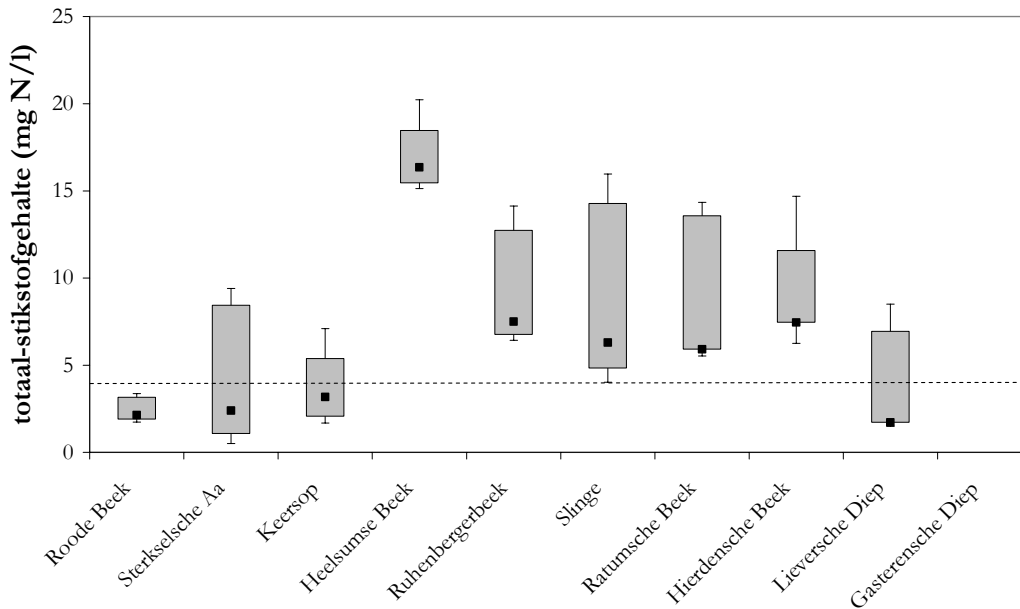
In de Sterkselsche Aa, Keersop, Hierdensche Beek en het Lieversche Diep blijven de gemeten waarden voor de zuurgraad binnen de referentiewaarden (Tabel 4.6). In de Ratumsche Beek en de Slinge overschrijden alle gemeten waarden de KRW referentiewaarden (Figuur 4.8). In de Roode Beek, de Heelsumse Beek, de Ruhenbergerbeek en het Gasterensche Diep worden de KRW referentiewaarden overschreden, maar de overschrijding is altijd minder dan 0.5 (Figuur 4.8).



Figuur 4.8. Zuurgraad gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de KRW referentiewaarden (stippellijnen). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

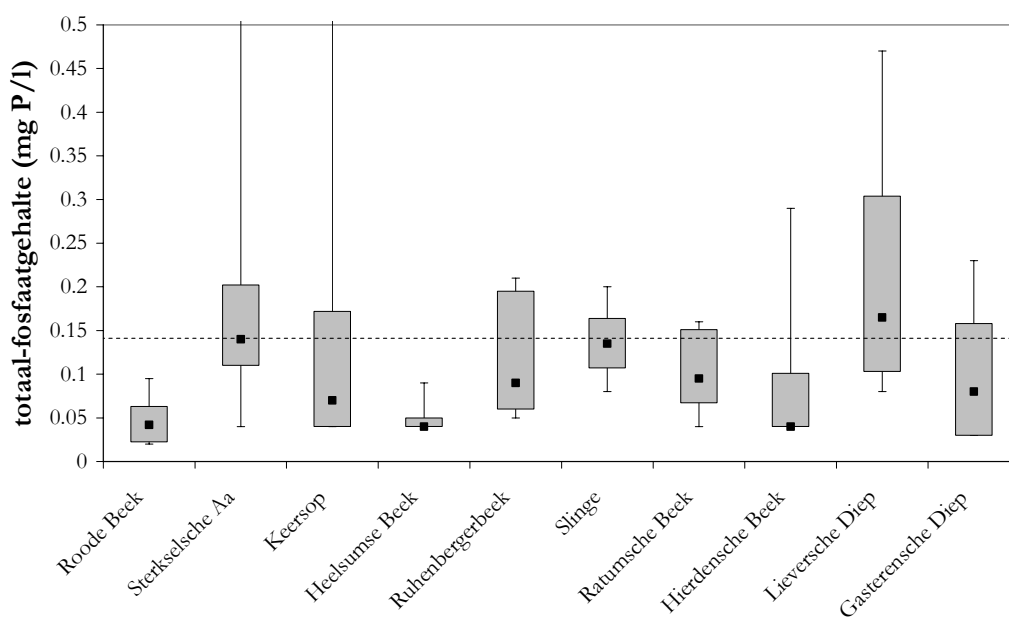
4.2.2 GET-normen

Alleen het totaal-stikstofgehalte in de Roode Beek voldoet aan de GET-norm (Figuur 4.9). Negen van de 10 beken worden gekenmerkt door totaal-stikstofgehaltes die de GET-norm overschrijden (Figuur 4.9).



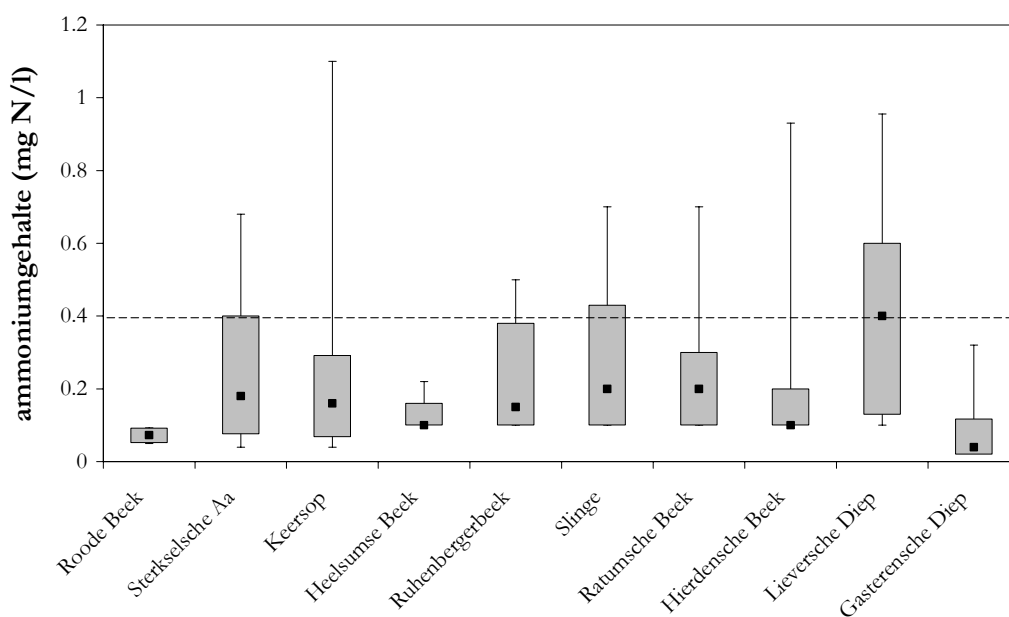
Figuur 4.9. Totaal-stikstofgehalte gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de GET-norm (stipellijn). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

Zeven van de 10 beken worden gekenmerkt door totaal-fosfaatgehaltes hoger dan de GET-norm (Figuur 4.10). Alleen de Roode Beek, Heelsumse Beek en de Hierdensche Beek voldoen aan de GET-norm (Figuur 4.10).



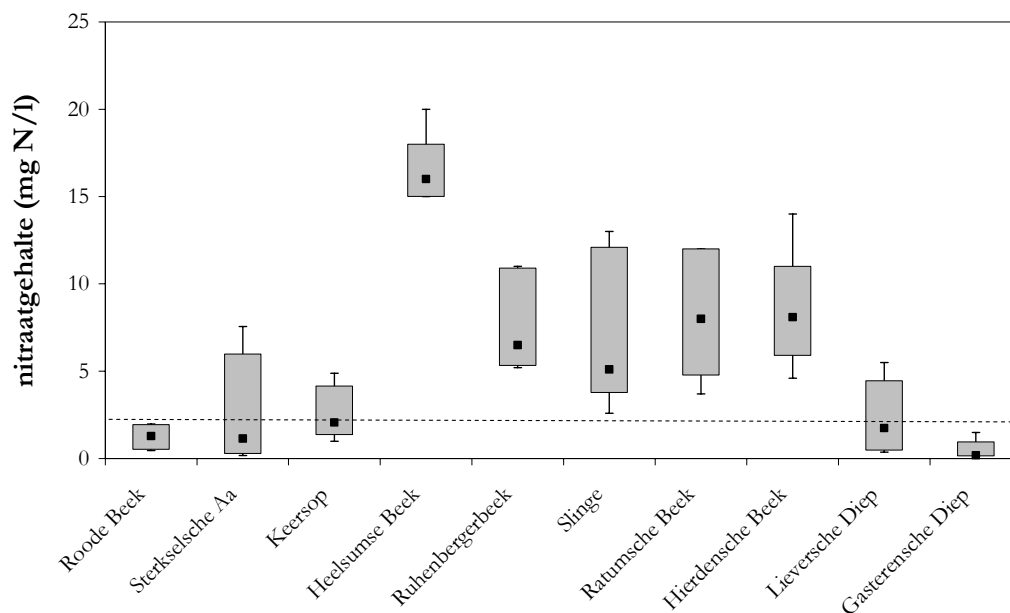
Figuur 4.10. Totaal-fosfaatgehalte gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de GET-norm (stipellijn). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

De GET-norm voor ammonium komt overeen met de AS-norm en wordt alleen overschreden in de Slinge (minimaal) en het Lieversche Diep (Figuur 4.11).



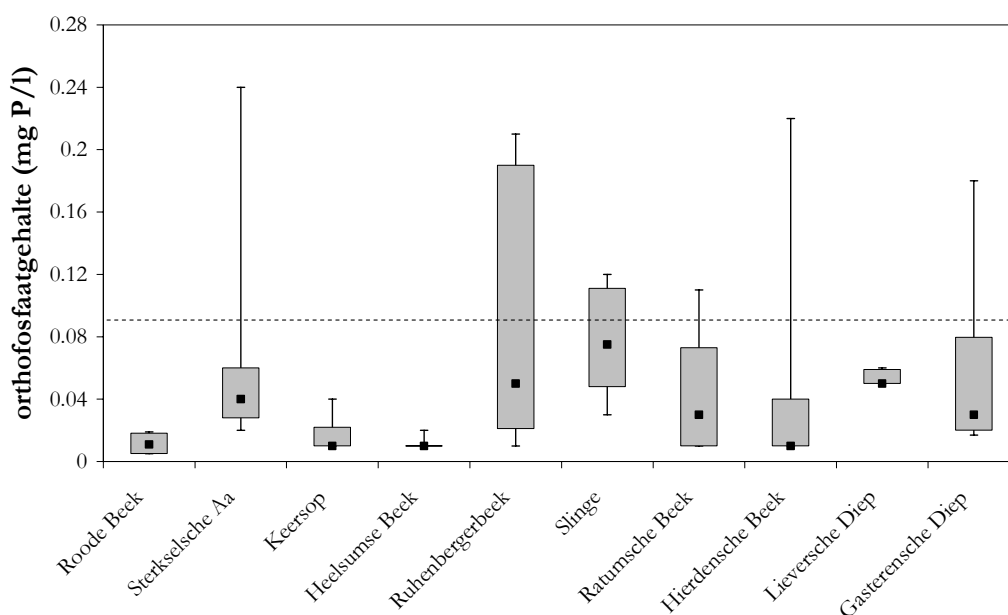
Figuur 4.11. Ammoniumgehalte gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de GET-norm (stipellijn). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

In acht van de 10 beken liggen de nitraatgehalten hoger dan de GET-norm (Figuur 4.12). Alleen in de Roode Beek en het Gasterensche Diep voldoen de nitraatgehalten aan de GET-norm (Figuur 4.12)



Figuur 4.12. Nitraatgehalte gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de GET-norm (stipellijn). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

Met uitzondering van de Ruenbergerbeek en de Slinge voldoen de orthofosfaatgehalten in alle beken aan de GET-norm (Figuur 4.13).



Figuur 4.13. Orthofosfaatgehalte gemeten op de 10 beeklocaties ten opzichte van de GET-norm (stipellijn). De zwarte streepjes komen overeen met de mediaan, de onder- en bovenkant van de grijze blokken met het 10-percentiel en 90-percentiel en de foutbalken met het minimum en maximum.

De GET-normen voor chloride en temperatuur worden in geen van de beken overschreden (Figuur 4.7). De GET-norm voor pH wordt alleen in de Ratumsche Beek (net) overschreden. De GET-norm voor zuurstofverzadiging wordt in alle beken overschreden, waarbij in de meeste gevallen de ondergrens niet wordt gehaald (Tabel 4.7).

Tabel 4.7. Minimale en maximale waarden voor chloride, temperatuur, zuurstofverzadiging en pH gemeten op de 10 beeklocaties. Donkergrijns indiceert een overschrijding van de GET-norm beschreven door Van der Molen et al. (2006).

locatie	chloridegehalte (mg Cl/l)	temperatuur (°C)	zuurstof-verzadiging (%)	pH
GET-norm	< 150	< 25	70 - 120	5.5 - 8.5
Roode Beek	9 - 32	2.9 - 17.9	-	6.2 - 7.6
Sterkselsche Aa	21 - 37	2.1 - 21.5	62 - 100	6.8 - 7.4
Keersop	31 - 42	3.3 - 22	72 - 123	6.8 - 7.4
Heelsumse Beek	30 - 36 (215)*	5.4 - 15.4	69 - 92	6.6 - 7.8
Ruhenbergerbeek	40 - 46	3.9 - 17.5	70 - 100	7.1 - 7.6
Slinge	32 - 89	2 - 17.1	56 - 91	7.5 - 8.3
Ratumsche Beek	26 - 36	1 - 17.8	60 - 102	7.4 - 8.6
Hierdensche Beek	21 - 48	4.6 - 11.9	61 - 99	6.0 - 6.8
Lieversche Diep	22 - 31	4.5 - 20.5	65 - 97	6.5 - 7.5
Gasterensche Diep	13 - 23	-	-	6.4 - 8.0

4.3 Discussie

De resultaten tonen duidelijk aan dat de KRW referentiewaarden van de in Nederland 10 'best beschikbare' beeklocaties voor veel fysisch-chemische kwaliteitselementen worden overschreden. Het totaal-stikstofgehalte, het nitraatgehalte, het chloridegehalte en de waarden voor het geleidingsvermogen overschrijden in alle beken de KRW referentiewaarden. Daarnaast bestaan in veel beken problemen met het totaal-fosfaat- en orthofosfaatgehalte. De enige variabelen die wel aan de referentiewaarden voldoen op alle locaties zijn het ammoniumgehalte en de temperatuur.

Niet alleen de KRW referentiewaarden maar ook de GET-normen voor totaal-stikstof, nitraat, zuurstofverzadiging en totaal-fosfaat worden op de meeste beeklocaties overschreden. Van alle GET-normen hebben alleen die voor totaal-stikstof en totaal-fosfaat de status van 'werknorm' (vastgesteld door het Landelijk Bestuursorgaan Water op 13 november 2006). Alleen de Roode Beek voldoet aan de GET-werknormen voor totaal-stikstof en totaal-fosfaat en de Hierdensche Beek en de Heelsumse Beek voldoen aan de GET-werknorm voor totaal-fosfaat.

In de meeste beken wordt de ondergrens voor zuurstofverzadiging overschreden en in de Keersop wordt de bovengrens overschreden. De zuurstofverzadiging is afhankelijk van temperatuur (warmer water kan minder zuurstof bevatten) en de aanwezigheid van primaire producenten (deze produceren overdag zuurstof en verbruiken deze 's nachts). In beken met veel planten of algen kan de zuurstofverzadiging 's nachts sterk dalen. Om deze reden heeft het eigenlijk alleen zin om zuurstof als een variabele op te nemen wanneer deze continu wordt gemeten. In de Keersop wordt de bovengrens voor zuurstofverzadiging overschreden. Een hoge zuurstofverzadiging kan duiden op algenbloei of de aanwezigheid van veel waterplanten. In de Keersop geen sprake van algenbloei. De hoge zuurstofverzadiging is mogelijk veroorzaakt door hoge dichtheden waterplanten bovenstrooms van de locatie.

De relatief hoge EGV-waarden in de Slinge, Ruhenbergerbeek en Ratumsche Beek zijn waarschijnlijk niet (alleen) het gevolg van antropogene beïnvloeding. Het is goed mogelijk dat deze beken, die voor een groot deel door grondwater worden gevoed, van nature gekenmerkt worden door chloridegehalten en EGV-waarden hoger dan de KRW referentiewaarden. De vraag is of de waarden voor het chloridegehalte en de EGV in sommige regio's van nature zodanig kunnen afwijken, dat het opstellen van een norm voor deze variabelen niet aan te bevelen is.

Op de beeklocaties zijn in de meeste gevallen een jaar lang maandelijkse metingen van de fysisch-chemische kwaliteitselementen uitgevoerd. In Van der Molen & Pot (2006) is niet duidelijk beschreven op welke wijze dergelijke meetreeksen moeten worden gerelateerd aan de KRW referentiewaarden. Heeft een éénmalige overschrijding van de KRW referentiewaarde in een jaar voor bijvoorbeeld het totaal-fosfaatgehalte een zodanige invloed op de biotische kwaliteitselementen, dat sprake is van een biologisch relevante overschrijding? Het is aannemelijk dat dit voor

de meeste variabelen niet het geval is. Het lijkt daarom logischer om ervoor te kiezen dat 90% van de waarnemingen bij een boven- of ondergrens moeten voldoen aan de norm. In het geval van een range mag slechts 10% van de meetwaarden lager liggen dan de ondergrens en 10% hoger dan de bovengrens. Voor de variabelen zuurstof, zuurgraad en temperatuur moet bij extreme meetwaarden dan wel eerst worden gekeken of geen sprake is van kritische waarden waarbij fysiologische schade aan organismen onomkeerbaar is. Het valt zeker niet aan te bevelen éénmalige metingen af te zetten tegen de KRW referentiewaarden. Ten eerste kan nooit een goed beeld worden verkregen van de fysisch-chemische toestand waarin een beek verkeert op basis van een éénmalige meting. Ten tweede kan bij éénmalige metingen de meting worden uitgevoerd op een moment waarop naar verwachting eerder zal worden voldaan aan de KRW referentiewaarden.

De meetgegevens van het Gasterensche Diep zijn afkomstig van een punt 11 km bovenstrooms van de locatie waar de biologische kwaliteitselementen zijn bemonsterd. Daarnaast zijn afhankelijk van de variabele meetgegevens verkregen door op de conventionele manier monsters te nemen, door tijdsproportionele monsters te nemen, door debietproportionele monsters te nemen of een combinatie van deze drie. Het is niet bekend in hoeverre deze verschillende methoden invloed hebben gehad op de resultaten.

5 Macrofauna

Het aantal in de beken aangetroffen taxa varieert van 48 in de Heelsumse Beek tot 90 in het Lieversche Diep (Tabel 5.1). Gemiddeld zijn 72 taxa aangetroffen in de beken. Het aantal individuen varieert van 578 in de Sterkselsche Aa tot 8715 in het Gasterensche Diep en bedraagt gemiddeld 3254.

Tabel 5.1. Het aantal taxa en het aantal individuen aangetroffen per beeklocatie.

locatie	aantal taxa	aantal individuen
Roode Beek	62	2562
Sterkselsche Aa	80	578
Keersop	65	2102
Heelsumse Beek	48	7246
Ruhenbergerbeek	80	1220
Slinge	76	774
Ratumsche Beek	75	1808
Hierdensche Beek	70	4945
Lieversche Diep	90	2588
Gasterensche Diep	69	8715
<i>gemiddelde</i>	<i>72</i>	<i>3254</i>

5.1 Natuurdoeltype indicatoren en doelsoorten

Doelsoorten

In het 'Handboek Natuurdoeltypen' (Bal et al., 2001) zijn voor NDT-3.7 41 doelsoorten macrofauna, beschreven. In de Ruhenbergerbeek, de Slinge en het Gasterensche Diep zijn geen doelsoorten aangetroffen (Tabel 5.4). De Keersop en de Ratumsche Beek bevatten met vier soorten het hoogste aantal doelsoorten (Tabel 5.4). De Keersop bevat daarnaast, met 6%, ook het grootste aandeel doelsoorten. De Roode Beek bevat met 498 individuen en 19% van het aantal individuen in de beek het hoogste aantal en het grootste aandeel individuen behorende tot de NDT-doelsoorten (Tabel 5.4). De andere beken bevatten tot 2% NDT-doelsoorten (Tabel 5.4).

Tabel 5.4. Het aantal en procentuele aandeel (tussen haakjes) NDT-doelsoorten aangetroffen per beeklocatie.

locatie	taxa	individuen
Roode Beek	3 (4)	498 (19)
Sterkselsche Aa	1 (1)	4 (1)
Keersop	4 (6)	10 (0)
Heelsumse Beek	2 (4)	35 (0)
Ruhenbergerbeek	0 (0)	0 (0)
Slinge	0 (0)	0 (0)
Ratumsche Beek	4 (5)	14 (1)
Hierdensche Beek	2 (3)	105 (2)
Lieversche Diep	3 (3)	55 (1)
Gasterensche Diep	0 (0)	0 (0)
<i>gemiddelde</i>	<i>2(3)</i>	<i>72(2)</i>

In totaal zijn 11 van de 41 NDT-doelsoorten aangetroffen in de beken (Tabel 5.5). De meest voorkomende doelsoort is *Nemurella pictetii* en de meest talrijke *Notidobia ciliaris* (Tabel 5.5).

Tabel 5.5. Overzicht van de NDT-doelsoorten in aantal individuen, aangetroffen op ieder van de 10 beeklocaties.

taxonnaam	Roode Beek	Sterkselsche Aa	Keersop	Heelsumse Beek	Ruhenbergerbeek	Slinge	Ratumsche Beek	Hierdensche Beek	Lieversche Diep	Gasterensche Diep	aantal locaties
<i>Amphinemura standfussi</i>							2				1
<i>Calopteryx virgo</i>	2						2				2
<i>Cordulegaster boltonii</i>	4										1
<i>Ephemera vulgata</i>									38		1
<i>Heptagenia sulphurea</i>							6				1
<i>Hydropsyche pellucidula</i>			2								1
<i>Lype phaeopa</i>		4	4						5		3
<i>Nemoura avicularis</i>				29				95			2
<i>Nemurella pictetii</i>			2	5			5	9			4
<i>Neurolepis bimaculata</i>									13		1
<i>Notidobia ciliaris</i>	492		2								2

Indicatoren

In totaal zijn er 32 indicatoren beschreven in het 'Handboek Natuurdoeltypen' voor het NDT-3.7: langzaam stromende midden- en benedenloop (Bal et al., 2001). Het aantal in de beken aangetroffen indicatoren varieert van nul in de Slinge tot drie in de Keersop en Ratumsche Beek. Het aandeel indicatoren varieert van 0% in de Slinge tot 5% in de Keersop (Tabel 5.2). Er is slechts één indicatorsoort gevonden van subtype 3.7a (zwak zure, langzaam stromende middenloop) in de Keersop. Deze soort is echter ook een indicator voor subtype 3.7b (neutrale, langzaam stromende midden- en benedenloop). Het aantal indicator individuen varieert van 0 in de Slinge tot 75 in de Heelsumse Beek (Tabel 5.2). Op alle locaties vormen de indicatoren maximaal 1% van het totale aantal aangetroffen individuen.

Tabel 5.2. Het aantal en procentuele aandeel (tussen haakjes) NDT-indicatoren aangetroffen per beeklocatie.

locatie	aantal taxa NDT-3.7 indicator	aantal individuen NDT-3.7 indicator	aantal taxa NDT-3.7a indicator	aantal taxa NDT-3.7b indicator
Roode Beek	2 (3)	8 (<1)	0 (0)	2 (3)
Sterkselsche Aa	2 (3)	5(<1)	0 (0)	2 (3)
Keersop	3 (5)	18(<1)	1 (2)	3 (5)
Heelsumse Beek	2 (4)	75 (1)	0 (0)	2 (4)
Ruhenbergerbeek	1 (1)	1(<1)	0 (0)	1 (1)
Slinge	0 (0)	0(<1)	0 (0)	0 (0)
Ratumsche Beek	3 (4)	5(<1)	0 (0)	3 (4)
Hierdensche Beek	1 (1)	2(<1)	0 (0)	1 (1)
Lieversche Diep	2 (2)	15(<1)	0 (0)	2 (2)
Gasterensche Diep	1 (1)	5(<1)	0 (0)	1 (1)
gemiddelde	2 (2)	13(<1)	0 (0)	2 (2)

In de beken zijn 9 van de 32 indicatoren van NDT-3.7 aangetroffen (Tabel 5.3). Van de 32 indicatoren is 72% dus niet aangetroffen in de geselecteerde beken. De indicatoren *Limnephilus lunatus*, *Lype phaeopa* en *Lype reducta* zijn allen aangetroffen op drie locaties, de overige indicatoren slechts op één of twee locaties (Tabel 5.3). *Limnephilus lunatus* is, met in totaal 77 individuen, tevens de indicator aangetroffen met het hoogste aantal individuen.

Tabel 5.3. Overzicht van de NDT-indicatoren in aantal individuen, aangetroffen per beeklocatie.

taxonnaam	Roode Beek	Sterkselsche Aa	Keersop	Heelsumse Beek	Ruhenbergerbeek	Slinge	Ratumsche Beek	Hierdensche Beek	Lieversche Diep	Gasterensche Diep	aantal locaties
<i>Aphelocheiros aestivalis</i>			12								1
<i>Athripsodes atterrimus</i>									10	5	2
<i>Calopteryx virgo</i>	2						2				2
<i>Goera pilosa</i>		1									1
<i>Limnephilus lunatus</i>				73	2		2				3
<i>Lype phaeopa</i>		4	4						5		3
<i>Lype reducta</i>	6						2	2			3
<i>Nanocladius rectinervis</i>				3							1
<i>Odontomesa fulva</i>			2								1

5.2 Aquatisch Supplement indicatoren en doelsoorten

Indicatoren

In het 'Aquatisch Supplement' zijn zowel kenmerkende als begeleidende taxa beschreven. In deze studie is alleen gekeken naar de aanwezigheid van kenmerkende taxa. Deze kenmerkende taxa zijn aangeduid als indicatoren. In totaal zijn er 94 indicatoren opgenomen in het 'Aquatisch Supplement', die betrekking hebben op het KRW type R5 (indicatoren van AS02_05, AS02_13 en AS02_14, deze overlappen gedeeltelijk). De Slinge bevat met slechts één individu van een indicator het laagste aantal en aandeel indicatoren (zowel in aantal taxa als aantal individuen). De Ratumsche Beek bevat met 13 soorten en 17% het hoogste aantal en het hoogste percentage indicatoren (taxa). De Roode Beek bevat met 542 indicator individuen het hoogste aantal kenmerkende individuen. Zowel de Roode Beek als de Ruhenbergerbeek bevatten met 21% het hoogste percentage indicator individuen (Tabel 5.6). Het gemiddelde aantal indicatoren bedraagt zeven, terwijl het gemiddelde aandeel 9% is (Tabel 5.6). Gemiddeld zijn 216 individuen of 8% van het totale aantal individuen indicator.

Tabel 5.6. Het aantal en procentuele aandeel (tussen haakjes) AS-indicatoren aangetroffen per beeklocatie.

locatie	taxa	individueen
Roode Beek	10 (16)	542 (21)
Sterkselsche Aa	5 (6)	10 (2)
Keersop	8 (12)	280 (13)
Heelsumse Beek	4 (8)	312 (4)
Ruhenbergerbeek	7 (9)	251 (21)
Slinge	1 (1)	1 (0)
Ratumsche Beek	13 (17)	118 (7)
Hierdensche Beek	7 (10)	257 (6)
Lieversche Diep	7 (8)	113 (4)
Gasterensche Diep	5 (7)	280 (3)
<i>gemiddelde</i>	<i>7 (9)</i>	<i>216 (8)</i>

Bij opsplitsing van de indicatoren naar AS-type blijkt dat er geen indicatoren van type AS02_05 ((zwak) zure middenlopen) in de beken aanwezig zijn (Tabel 5.7). In de meeste beken zijn meer indicatoren van AS02_13 (langzaam stromende middenlopen) aanwezig. De indicatoren van type AS02_14 (langzaam stromende benedenlopen), die aanwezig zijn in deze beken, zijn overwegend soorten die ook type AS02_13 kenmerken (Tabel 5.7). Alleen in het Lieversche Diep en het Gasterensche Diep zijn meer indicatoren van AS02_14 dan AS02_13 aanwezig.

Tabel 5.7. Het aantal en procentuele aandeel (tussen haakjes) AS-indicatoren (taxa) per AS-type aangetroffen per beeklocatie.

locatie	totaal aantal AS-indicatoren	AS02_05	AS02_13	AS02_14	AS02_13 en AS02_14
Roode Beek	10	0 (0)	9 (90)	6 (60)	5 (50)
Sterkselsche Aa	5	0 (0)	4 (80)	4 (80)	3 (60)
Keersop	8	0 (0)	8 (100)	5 (60)	4 (50)
Heelsumse Beek	4	0 (0)	4 (100)	3 (75)	3 (75)
Ruhenbergerbeek	7	0 (0)	7 (100)	5 (71)	5 (71)
Slinge	1	0 (0)	1 (100)	0 (0)	0 (0)
Ratumsche Beek	13	0 (0)	12 (92)	5 (38)	4 (31)
Hierdensche Beek	7	0 (0)	7 (100)	1 (14)	1 (14)
Lieversche Diep	7	0 (0)	4 (57)	6 (86)	3 (43)
Gasterensche Diep	5	0 (0)	3 (60)	5 (100)	3 (60)

Geen van de 6 indicatoren beschreven voor AS02_05 zijn aangetroffen in de 10 beken (Tabel 5.8). Van de 69 indicatoren beschreven voor AS02_13 zijn 41 taxa niet aangetroffen in de 10 beken (Tabel 5.8). Voor AS02_14 zijn 32 van 49 beschreven indicatoren niet aangetroffen in de geselecteerde beken (Tabel 5.8). In totaal zijn 62 van indicatoren van de AS-typen niet aangetroffen in de beken, dit bedraagt 66% van de voor KRW type R5 beschreven AS-indicatoren.

Tabel 5.8. Het aantal en percentage AS-indicatoren (taxa) niet aangetroffen op de 10 beeklocaties.

AS-type	aantal beschreven AS-indicatoren	aantal niet aangetroffen AS-indicatoren	% niet aangetroffen AS-indicatoren
AS02_05	6	6	100
AS02_13	69	41	59
AS02_14	49	32	65
<i>totaal</i>	<i>94</i>	<i>62</i>	<i>66</i>

Doelsoorten

In totaal zijn er 34 doelsoorten beschreven in het 'Aquatisch Supplement' die betrekking hebben op KRW type R5. In de Ruhenbergerbeek, de Slinge en het Gasterensche Diep zijn geen doelsoorten aangetroffen (Tabel 5.9). De Keersop en de Ratumsche Beek bevatten het hoogste aantal van vier doelsoorten (Tabel 5.9). Het aandeel doelsoorten verschilt tussen de beeklocaties en varieert van 0% in de Ruhenbergerbeek, Slinge en Gasterensche Diep tot 6% in de Keersop. De Roode Beek bevat met 492 individuen het hoogste aantal en aandeel (19%) individuen aan doelsoorten (Tabel 5.9). De overige beken bevatten niet meer dan 2% individuen aan doelsoorten (Tabel 5.9).

Tabel 5.9. Het aantal en procentuele aandeel (tussen haakjes) AS-doelsoorten aangetroffen per beeklocatie.

locatie	taxa	individueen
Roode Beek	1 (2)	492 (19)
Sterkselsche Aa	1 (1)	4 (1)
Keersop	4 (6)	10 (0)
Heelsumse beek	2 (4)	35 (0)
Ruhenbergerbeek	0 (0)	0 (0)
Slinge	0 (0)	0 (0)
Ratumsche Beek	4 (5)	14 (1)
Hierdensche Beek	2 (3)	105 (2)
Lieversche Diep	2 (2)	55 (2)
Gasterensche Diep	0 (0)	0 (0)
<i>gemiddelde</i>	<i>2(2)</i>	<i>72(3)</i>

Uit tabel 5.10 valt af te leiden dat de aangetroffen doelsoorten van de verschillende AS- typen grotendeels overlappen. Het totale aantal aangetroffen AS-indicatoren is namelijk nooit hoger dan het aantal aangetroffen AS-indicatoren van één AS-type.

Tabel 5.10. Het aantal AS-doelsoorten (taxa) per AS-type aangetroffen per beeklocatie.

locatie	totaal aantal AS-indicatoren	AS02_05	AS02_13	AS02_14
Roode Beek	1	0	1	1
Sterkselsche Aa	1	1	1	0
Keersop	4	3	4	1
Heelsumse Beek	2	2	2	1
Ruhenbergerbeek	0	0	0	0
Slinge	0	0	0	0
Ratumsche Beek	4	2	4	3
Hierdensche Beek	2	2	2	1
Lieversche Diep	3	3	3	3
Gasterensche Diep	0	0	0	0

In totaal zijn 10 verschillende doelsoorten aangetroffen in de 10 beken (Tabel 5.11). *Nemurella pictetii* is het vaakst aangetroffen, *Notidobia ciliaris* was het talrijkst aanwezig (Tabel 5.11).

Tabel 5.11. Overzicht van de AS- doelsoorten in aantal individuen, aangetroffen per beeklocatie.

taxonnaam	Roode Beek	Sterkselsche Aa	Keersop	Heelsumse Beek	Ruhenbergerbeek	Slinge	Ratumsche Beek	Hierdensche Beek	Lieversche Diep	Gasterensche Diep	aantal locaties
<i>Nemurella pictetii</i>			2	5			5	9			4
<i>Nemoura avicularis</i>				29				95			2
<i>Hydropsyche pellucida</i>			2								1
<i>Lype phaeopa</i>		4	4						5		3
<i>Notidobia ciliaris</i>	492		2								2
<i>Ephemera vulgata</i>									38		1
<i>Neurolepsis bimaculata</i>									13		1
<i>Amphinemura standfussi</i>							2				1
<i>Goera pilosa</i>							2				1
<i>Heptagenia sulphurea</i>							6				1

5.3 Zeldzaamheid

Het aantal taxa met een zeldzaamheidsindicatie varieert van 64 tot 76% op de verschillende beeklocaties (Tabel 5.12). Van de taxa met een zeldzaamheidsindicatie behoort tussen de 55 en 88% tot de categorie algemeen (zeer algemeen, vrij algemeen en algemeen). Het percentage taxa behorend tot de categorie zeldzaam (zeer zeldzame, zeldzame en vrij zeldzaam) is met 40% of meer relatief hoog in de Roode Beek, Heelsumse Beek en de Ratumsche Beek (Tabel 5.12). In de overige beken varieert het percentage zeldzame taxa van de 10 tot 25%.

Tabel 5.12. Overzicht van aantal en percentage taxa (tussen haakjes) met een zeldzaamheidsindicatie en het aantal en percentage (tussen haakjes) taxa behorend tot de categorie zeldzaam (vrij zeldzaam, zeldzaam en zeer zeldzaam) en algemeen (zeer algemeen, algemeen en vrij algemeen) per beeklocatie. In de tweede en derde kolom is het percentage weergegeven als percentage van het totaal aantal taxa met een zeldzaamheidsindicatie.

locatie	taxa met indicatie	algemeen	zeldzaam
Roode Beek	43 (69)	26 (60)	17 (40)
Sterkselsche Aa	57 (71)	51 (89)	6 (11)
Keersop	48 (73)	36 (75)	12 (25)
Heelsumse Beek	31 (65)	17 (55)	14 (45)
Ruhenbergerbeek	51 (64)	42 (82)	9 (18)
Slinge	50 (66)	44 (88)	6 (12)
Ratumsche Beek	53 (71)	31 (58)	22 (42)
Hierdensche Beek	46 (66)	33 (72)	13 (28)
Lieversche Diep	68 (76)	61 (90)	7 (10)
Gasterensche Diep	50 (72)	39 (78)	11 (22)

In de meeste beken (Sterkselsche Aa, Keersop, Ruhenbergerbeek, Slinge, Hierdensche beek, Lieversche Diep en Gasterensche Diep) ligt het zwaartepunt van de verdeling over de zeldzaamheidsklassen bij de algemene of zeer algemene soorten

(Tabel 5.13). De Roode Beek en de Heelsumse Beek hebben een meer gelijkmatige verdeling over de verschillende zeldzaamheidsklassen (Tabel 5.13). Bij de Ratumsche Beek ligt het zwaartepunt bij de vrij algemene en vrij zeldzame taxa (Tabel 5.13).

Tabel 5.13. Het aantal taxa per zeldzaamheidsklasse en beeklocatie.

locatie	zeer algemeen	algemeen	vrij algemeen	vrij zeldzaam	zeldzaam	zeer zeldzaam	uitgestorven
Roode Beek	9	10	7	6	8	3	
Sterkselsche Aa	19	21	11	3	2		1
Keersop	14	16	6	5	4	3	
Heelsumse Beek	8	5	4	6	6	2	
Ruhenbergerbeek	9	19	14	3	4	2	
Slinge	21	13	10	5		1	
Ratumsche Beek	8	11	12	12	6	4	
Hierdensche Beek	12	12	9	8	3	2	
Lieversche Diep	28	27	6	7			
Gasterensche Diep	19	16	4	6	3	2	

Het aantal algemene individuen op de beeklocaties ligt hoger dan het aantal zeldzame individuen (Tabel 5.14). In de Rode beek, de Heelsumse beek, de Ruhenbergerbeek, de Ratumsche beek, de Hierdensche beek en het Gasterensche Diep zijn veel individuen van zeldzame taxa aanwezig in vergelijking tot de overige beken (Tabel 5.14).

Tabel 5.14. Het aantal individuen per zeldzaamheidsklasse en beeklocatie. De eerste kolom twee geeft het aantal individuen en het percentage individuen (tussen haakjes) met een zeldzaamheidsindicatie.

locatie	individue met indicatie	zeer algemeen	algemeen	vrij algemeen	vrij zeldzaam	zeldzaam	zeer zeldzaam	uitgestorven
Roode Beek	2274 (89)	790	693	200	37	518	12	
Sterkselsche Aa	401 (69)	254	95	15	6	2		1
Keersop	1632 (78)	765	360	413	24	22	14	
Heelsumse Beek	5408 (75)	1204	95	41	268	390	49	
Ruhenbergerbeek	758 (62)	280	103	124	10	53	191	
Slinge	504 (65)	183	144	50	17		1	
Ratumsche Beek	1454 (80)	226	589	332	212	45	31	
Hierdensche Beek	2308 (47)	1198	181	208	459	72	99	
Lieversche Diep	2065 (80)	1183	470	299	105			
Gasterensche Diep	5045 (58)	3136	1007	166	426	225	83	

5.4 Bekentypologie

De Slinge wordt toegedeeld aan cenotype F03 en het Lieversche Diep aan cenotype F08 (Tabel 5.15). De ecologische toestand van de levensgemeenschap van zowel cenotype F03 als F08 is beoordeeld als ontoereikend (kwaliteitsklasse 2). De Sterkselsche Aa, Keersop, Ruhenbergerbeek, Ratumsche Beek en het Gasterensche Diep worden toegedeeld aan cenotype D01 (Tabel 5.15). De ecologische toestand van cenotype D01 is beoordeeld als matig (kwaliteitsklasse 3). De Roode Beek en de Heelsumse Beek worden toegedeeld aan cenotype B06; een cenotype van matig tot goede ecologische toestand (kwaliteitsklasse 3.5). (Tabel 5.15). De Hierdensche Beek

wordt toegedeeld aan type B02; een cenotype van goede ecologische toestand (kwaliteitsklasse 4) (Tabel 5.15).

Tabel 5.15. Overzicht per beeklocatie van het cenotype waaraan de macrofauna-monsters zijn toegedeeld met EKO versie 4.7. Per cenotype is tevens een omschrijving van het type en een kwaliteitsklasse weergegeven.

locatie	cenotype		kwaliteit
Roode Beek	B06 (keuze 1)	Bovenloopjes en bovenlopen van het Gammarus en Chaetopteryx villosa type	3.5
	C01 (keuze 2)	Bovenloopjes en bovenlopen van het Gammarus pulex en Velia caprai type	3
Sterkselsche Aa	D01	Bovenloopjes, boven- en middenlopen van het Gammarus pulex en Hygrobates nigromaculatus type	3
Keersop	D01	Bovenloopjes, boven- en middenlopen van het Gammarus pulex en Hygrobates nigromaculatus type	3
Heelsumse beek	B06	Bovenloopjes en bovenlopen van het Gammarus en Chaetopteryx villosa type	3.5
Ruhenbergerbeek	D01	Bovenloopjes, boven- en middenlopen van het Gammarus pulex en Hygrobates nigromaculatus type	3
Slinge	F03	Beken en rivieren van het Asellus aquaticus en het Limnodrilus hoffmeisteri type	2
Ratumsche Beek	D01	Bovenloopjes, boven- en middenlopen van het Gammarus pulex en Hygrobates nigromaculatus type	3
Hierdensche Beek	B02	Bovenloopjes en bovenlopen van het Gammarus pulex en Sericostoma personatum type	4
Lieversche Diep	F08	Midden-, benedenlopen en riviertjes van het Cloeon dipterum en Endochironomus albipennis type	2
Gasterensche Diep	D01 (keuze 1)	Bovenloopjes, boven- en middenlopen van het Gammarus pulex en Hygrobates nigromaculatus type	3
	F03 (keuze 2)	Beken en rivieren van het Asellus aquaticus en het Limnodrilus hoffmeisteri type	2

De Heelsumse Beek en de Roode beek zijn toegedeeld aan het cenotype bovenlopen. De Heelsumse Beek is volgens KRW begrippen strikt gezien ook een bovenloop (Elbersen et al., 2003). De Roode Beek is een middenloop en kan zijn toegedeeld aan een cenotype van bovenlopen, doordat de levensgemeenschap van een middenloop van goede ecologische toestand meer kan lijken op de levensgemeenschap van een bovenloop dan op de levensgemeenschap van een middenloop van slechtere ecologische toestand. In de beektypologie zijn namelijk weinig monsters opgenomen van middenlopen van een goede ecologische toestand.

5.5 KRW indicatoren

In totaal zijn er 288 KRW macrofauna indicatoren, waarvan 234 kenmerkende taxa, 41 negatief dominante indicatoren en 13 positief dominante indicatoren. De KRW maatlat macrofauna van KRW type R5 wordt berekend aan de hand van de volgende formule:

$$EKR = \frac{200 * \frac{KM\%}{KM\max} + 2 * (100 - DN\%) + (KM\% + DP\%)}{500}$$

met:

EKR	=	ecologische kwaliteits ratio
KM%	=	het percentage kenmerkende taxa
KMmax	=	het percentage kenmerkende soorten dat onder referentieomstandigheden mag worden verwacht (33%)
DN%	=	het percentage individuen behorende tot de negatief dominante indicatoren gebaseerd op abundantieklassen
KM % + DP %	=	is het percentage individuen behorende tot de kenmerkende en positief dominante indicatoren op basis van abundantieklassen

De ecologische toestand van de Slinge, het Liefersche Diep en het Gasterensche Diep wordt beoordeeld als matig met de KRW maatlat (Tabel 5.16). De ecologische toestand van de Roode Beek, Heelsumse Beek en de Ratumsche Beek wordt beoordeeld als zeer goed (Tabel 5.16). De ecologische toestand van de overige beken wordt beoordeeld als goed (Tabel 5.16).

Tabel 5.16. Resultaten berekening KRW maatlat macrofauna (Van der Molen & Pot, 2006) per beeklocatie.

locatie	DN%	KM%	KM%+DP	EKR	ecologische toestand
Roode Beek	2	32	38	0.86	zeer goed
Sterkselsche Aa	10	23	24	0.68	goed
Keersop	8	29	36	0.79	goed
Heelsumse Beek	7	29	39	0.80	goed-zeer goed
Ruhenbergerbeek	10	27	35	0.75	goed
Slinge	20	16	23	0.57	matig
Ratumsche Beek	14	34	41	0.84	zeer goed
Hierdensche Beek	12	21	28	0.67	goed
Liefersche Diep	30	16	17	0.51	matig
Gasterensche Diep	21	19	19	0.59	matig

5.6 Samenvatting

Om een goed overzicht te krijgen van alle resultaten is in tabel 5.17 een overzicht gemaakt van alle in dit hoofdstuk gebruikte methoden (indices) om inzicht te krijgen in de ecologische toestand van de beeklocaties. Per index is een rangschikking gemaakt van betere naar slechtere kwaliteit, waarbij een hogere rangschikking de laagste score van 1 heeft gekregen en de laagste rangschikking de score van 10. Per beek zijn de scores voor de individuele rangschikkingen gesommeerd. Gekozen is om de NDT-indicatoren niet op te nemen in tabel 5.17, omdat deze in grote mate overlappen met de AS-indicatoren.

Tabel 5.17. Overzicht per beeklocatie van de verschillende indexwaarden met score op basis van rangschikking.

locatie	% taxa AS-indicatoren		% zeldzame taxa		bekentypologie		KRW maatlat		som scores
	waarde	score	waarde	score	waarde	score	waarde	score	
Roode Beek	16	2	40	3	3.5	2.5	zeer goed	1.5	9
Sterkselsche Aa	6	9	11	9	3	6	goed	5.5	29.5
Keersop	12	3	25	5	3	6	goed	5.5	19.5
Heelsumse Beek	8	6.5	45	1	3.5	2.5	(zeer) goed	3	13
Ruhenbergerbeek	9	5	18	7	3	6	goed	5.5	23.5
Slinge	1	10	12	8	2	9	matig	9	36
Ratumsche Beek	17	1	42	2	3	6	zeer goed	1.5	10.5
Hierdensche Beek	10	4	28	4	4	1	goed	5.5	14.5
Lieversche Diep	8	6.5	10	10	2	9	matig	9	34.5
Gasterensche Diep	7	8	22	6	3	6.5	matig	9	29.5

De rangschikking van de beeklocaties op basis van de som van de scores voor de individuele rangschikkingen, geeft dezelfde rangschikking als de rangschikking op basis van alleen de KRW maatlat. Immers, de drie laagste scores voor de gecombineerde indices komen overeen met de beoordeling zeer goed met de KRW maatlat en de drie laagste scores voor de gecombineerde indices komen overeen met de beoordeling matig.

5.7 Discussie

Monitoring

De bemonsteringen van de macrofauna hebben plaatsgevonden in december. De huidige MIR-richtlijn gaat uit van bemonsteringen in april-mei en bij uitzondering in augustus-september (Splunder et al., 2006). Het effect van dit verschil in tijdstip van bemonstering op de resultaten is onbekend. Het verdient aanbeveling deze bemonstering in het voorjaar te herhalen om eventuele verschillen in beeld te krijgen. Het is overigens onwaarschijnlijk dat de lage aantallen NDT-indicatoren, NDT-doelsoorten, AS-indicatoren en AS-doelsoorten het gevolg zijn van het bemonsteren in december. Vlek (2006) heeft namelijk aangetoond dat er geen significante verschillen bestaan in het aantal aangetroffen taxa tussen macrofauna monsters verzameld in december en macrofauna monsters verzameld gedurende andere maanden van het jaar.

Beoordeling

De rangschikking van de ecologische toestand van de beeklocaties volgens de beektypologie en de KRW maatlat komen in grote lijnen overeen. Op basis van de beektypologie wordt de ecologische toestand van alle locaties echter één klasse lager beoordeeld dan op basis van de KRW maatlat. Verdonschot (in prep.) heeft een vergelijking gemaakt van beoordelingen van de ecologische toestand op basis van de KRW maatlat, EBEOSWA, ASTERICS en een Duits beoordelingssysteem voor laaglandbeken (vergelijkbaar met Nederlandse laaglandbeken). Uit deze vergelijking is naar voren gekomen dat de Nederlandse systemen de ecologische toestand beter beoordelen dan het Duitse systeem. Hieruit kan worden opgemaakt dat de KRW maatlat de ecologische toestand van de beeklocaties te hoog inschat. Naast de bevindingen van Verdonschot (in prep.) wijst ook het lage percentage aangetroffen AS-indicatoren op een te hoge inschatting van de ecologische toestand met de KRW

maatlat. Op de locaties van zeer goede ecologische toestand (volgens de KRW maatlat) zijn respectievelijk slechts 10, 4 en 13 AS-indicatoren aangetroffen. In totaal zijn 87 AS-indicatoren beschreven voor type AS02_13 en AS02_14 (geen van de beken was zwak zuur). Op de locaties van zeer goede ecologische toestand zijn dus respectievelijk slechts 11, 5 en 15% van de beschreven AS-indicatoren aangetroffen. Ook hieruit kan worden afgeleid dat de beoordeling van deze locaties als zeer goed te hoog is.

Het is duidelijk dat de ecologische toestand van de 10 'best beschikbare' langzaam stromende midden- en benedenlopen op zand in Nederland onderling niet vergelijkbaar is. De ecologische toestand van de Roode Beek, de Ratumsche Beek en de Heelsumse Beek steekt op basis van de gesommeerde rangschikking duidelijk uit boven de ecologische toestand van de overige beeklocaties en voldoet in ieder geval aan het GET. Het is het slechts gesteld met de ecologische toestand van de Slinge en het Liefersche Diep, welke zeker ontoereikend is. De overige locaties zitten hier tussenin. Op basis van de resultaten kan worden geconcludeerd, dat het slecht gesteld is met de ecologische toestand van de macrofaunagemeenschap op locaties van watertype R5. Locaties van zeer goede ecologische kwaliteit zijn in Nederland al niet meer te vinden en de locaties van goede ecologische toestand zijn op één hand te tellen.

Het hoogste aantal NDT-doelsoorten aangetroffen op één van de beeklocaties is vier. In totaal zijn 41 NDT-doelsoorten beschreven, dit betekent dat op één locatie maximaal 10% van de doelsoorten is aangetroffen. Om te voldoen aan een goede mate van doelbereiking moet 25% van de NDT-doelsoorten worden aangetroffen (Bal et al., 2001). Aangezien op de locaties Roode Beek, Ratumsche Beek en Hilversumse Beek wel sprake is van een goede ecologische toestand (op basis van de gesommeerde rangschikking), zou op deze locaties tevens sprake moeten zijn van een goede mate van doelbereiking. De vraag rijst of de lage aantallen aangetroffen doelsoorten een direct gevolg zijn van de reëlf slechte ecologische toestand van de beeklocaties in dit onderzoek. Mogelijk zijn weinig doelsoorten aangetroffen, omdat: (1) de bemonsteringsinspanning te laag is geweest (de doelsoorten waren wel aanwezig, maar zijn niet aangetroffen in de monsters) en/of (2) een goede ecologische toestand het voorkomen van voldoende doelsoorten niet garandeert, als gevolg van de criteria die zijn gebruikt bij het selecteren van de doelsoorten. Het is overigens wel mogelijk dat de lage doelbereiking voor de macrofauna gecompenseerd wordt door een hogere doelbereiking voor andere soortgroepen. Binnen het project 'KRW monitoring in VHR gebieden' (Beleidsondersteunend Onderzoek, cluster Ecologische Hoofdstructuur, thema Ecologische doelen en maatlaten waterbeheer van LNV) wordt uitgebreid onderzoek gedaan naar de relatie tussen KRW monitoring en het aantreffen van NDT-doelsoorten.

Opvallend is dat de Hierdensche Beek en de Heelsumse Beek, die niet goed scoren op hydromorfologie en/of nutriënten, toch een relatief goed worden beoordeeld op basis van de samenstelling van de macrofaunagemeenschap. Dit roept de vraag op of andere dan de in dit rapport beschreven milieuv variabelen eigenlijk niet belangrijker zijn voor de samenstelling van de macrofaunagemeenschap op een locatie, zoals de hoogte en duur van piekafvoeren en lage stroomsnelheden in de zomerperiode.

6 Macrofyten

Het aantal aangetroffen taxa en de bedekkingsgraad van de macrofyten varieert sterk tussen de verschillende locaties (Tabel 6.1). In de Ratumsche Beek zijn geen macrofyten aangetroffen, terwijl in het Lieversche Diep 24 taxa zijn aangetroffen. Gemiddeld zijn 11 soorten macrofyten aanwezig. De bedekkingsgraad van de macrofyten varieert van 0% in de Ratumsche Beek tot 70% in het Lieversche Diep (Tabel 6.1).

Tabel 6.1. Overzicht per beeklocatie van het aantal aangetroffen taxa en de totale bedekkingsgraad van het substraat met macrofyten.

locatie	aantal taxa	bedekking (%)
Roode Beek	1	<1
Sterkselsche Aa	19	60
Keersop	13	6
Heelsumse Beek	14	65
Ruhenbergerbeek	8	20
Slinge	5	<1
Ratumsche Beek	0	0
Hierdensche Beek	3	<1
Lieversche Diep	24	70
Gasterensche Diep	20	70
<i>gemiddelde</i>	<i>11</i>	<i>29</i>

6.1 Natuurdoeltype indicatoren en doelsoorten

Doelsoorten

Op de beeklocaties zijn geen van de zes doelsoorten van NDT-3.7 aangetroffen.

Indicatoren

In het 'Handboek Natuurdoeltypen' wordt het NDT-3.7 gekenmerkt door de hierna opgesomde associaties (plantengemeenschappen). Bij iedere associatie zijn de in dit onderzoek aangetroffen indicatoren van de associatie vermeld. De kensoorten en diagnostische soorten vermeld in Schaminée et al. (1995), zijn samen beschouwd als indicatoren.

- Associatie van Doorgroeid fonteinkruid (5Ba1): van deze associatie is alleen *Nuphar lutea* aangetroffen op drie locaties (Tabel 6.2).
- Associatie van waterviolier en Sterrekroos (5CA1): van deze associatie is alleen *Elodea nuttallii* aangetroffen op twee locaties (Tabel 6.2).
- Associatie van Teer vederkruid (5Ca3): van deze associatie zijn geen indicatoren aangetroffen (Tabel 6.2).
- Associatie van Vlottende waterranonkel (5CA4): van deze associatie zijn geen indicatoren aangetroffen (Tabel 6.2).
- Associatie van Vlottende bies (6Ac2): van deze associatie is alleen *Mentha aquatica* aangetroffen op vijf locaties (Tabel 6.2).

- Associatie van Blauwe waterereprijs en Waterpeper (8Aa2): van deze associatie zijn de indicatoren *Lythrum salicaria*, *Rorippa amphibia*, *Sagittaria sagittifolia* en *Sparganium erectum* aangetroffen (Tabel 6.2).
- Associatie van Egelskop en Pijlkruid (8Ab2): van deze associatie zijn de indicatoren *Lythrum salicaria*, *Rorippa amphibia*, *Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium emersum* en *Sparganium erectum* aangetroffen (Tabel 6.2).

Het aantal aangetroffen indicatoren verschilt sterk van geen in de Roode Beek en de Ratumsche Beek tot zes in het Lieversche Diep (Tabel 6.2).

Tabel 6.2. Indicatoren van de plantengemeenschappen kenmerkend voor NDT-3.7 aangetroffen per beeklocatie.

taxonnaam	plantgemeenschap	Roode Beek	Sterkselsche Aa	Keersop	Heelsumse Beek	Ruhenbergerbeek	Slinge	Ratumsche Beek	Hierdensche Beek	Lieversche Diep	Gasterensche Diep	aantal locaties
<i>Elodea nuttallii</i>	5Ca1		f								d	2
<i>Lythrum salicaria</i>	8Aa2 en 8Ab2									o	o	2
<i>Mentha aquatica</i>	6Ac2			f	o	o				f	f	5
<i>Nuphar lutea</i>	5Ba1		f				r			lf		3
<i>Rorippa amphibia</i>	8Aa2 en 8Ab2					f				r	o	3
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	8Aa2 en 8Ab2		f	f			r		r	d		5
<i>Sparganium emersum</i>	8Ab2		f								o	2
<i>Sparganium erectum</i>	8Aa2 en 8Ab2			o		lf				f		3
aantal indicatoren	NDT-3.7	0	4	3	1	3	2	0	1	6	0	

6.2 Aquatisch Supplement indicatoren

Indicatoren

Voor de AS-typen die betrekking hebben op KRW type R5 zijn in totaal 14 macrofyten indicatorsoorten beschreven, waarvan 12 voor AS02_13 en AS02_14. In totaal zijn op de 10 beeklocaties drie AS-indicatoren aangetroffen: *Sparganium emersum* (AS02_13), *Potamogeton natans* (AS02_14) en *Nuphar lutea* (AS02_14) (Tabel 6.3 en 6.4). Op de beeklocaties zijn geen AS-indicatoren van zwak zure middenlopen (AS02_05) aangetroffen (Tabel 6.3). In totaal zijn 86% van de AS-indicatoren niet aangetroffen op de beeklocaties. Wanneer AS02_05 buiten beschouwing wordt gelaten, zijn 75% van de AS-indicatoren niet aangetroffen.

Tabel 6.3. Het aantal en percentage AS-indicatoren (taxa) niet aangetroffen op de 10 beeklocaties.

AS-type	aantal beschreven AS-indicatoren	aantal niet aangetroffen AS-indicatoren	% niet aangetroffen AS-indicatoren
AS02_05	3	3	100
AS02_13	9	8	89
AS02_14	7	5	71
<i>totaal</i>	<i>14</i>	<i>12</i>	<i>86</i>

Het aantal aangetroffen AS-indicatoren verschilt van nul tot drie per beek. *Sparganium emersum* is op twee locaties aangetroffen, *Potamogeton natans* op vier locaties en *Nuphar lutea* op drie locaties (Tabel 6.4). In geen van de beken is een AS-indicator aangetroffen met een abundantieklasse hoger dan frequent (Tabel 6.4).

Tabel 6.4. De abundantie (Tansley abundantieklasse) per beeklocatie van de drie AS-indicatoren aangetroffen op de 10 beeklocaties.

locatie	<i>Sparganium emersum</i>	<i>Potamogeton natans</i>	<i>Nuphar lutea</i>
Roode Beek			
Sterkselsche Aa	f	o	f
Keersop		r	
Heelsumse beek			
Ruhenbergerbeek			
Slinge			r
Ratumsche Beek			
Hierdensche Beek			
Lieversche Diep		r	lf
Gasterensche Diep	o	lf	

Het aandeel AS-indicatoren gebaseerd op het aandeel taxa varieert tussen de 0 en 20% en bedraagt gemiddeld 7% (Tabel 6.5). De Slinge bevat het grootste aandeel AS-indicatoren, dit wordt echter veroorzaakt door het lage aantal taxa dat voorkomt in de beek (Tabel 6.5).

Tabel 6.5. Het aantal en procentuele aandeel AS-indicatoren (taxa) aangetroffen per beeklocatie.

locatie	aantal AS-indicatoren	% AS-indicatoren
Roode Beek	0	0
Sterkselsche Aa	3	16
Keersop	1	8
Heelsumse beek	0	0
Ruhenbergerbeek	0	0
Slinge	1	20
Ratumsche Beek	0	-
Hierdensche Beek	0	0
Lieversche Diep	2	8
Gasterensche Diep	2	10
gemiddelde	1	7

6.3 KRW indicatoren

Voor KRW type R5 is een lijst met kenmerkende macrofyten (indicatoren) opgesteld, waarvan 28 oeverplanten en 33 waterplanten (Van der Molen & Pot, 2006). Van deze 61 soorten zijn in totaal 25 soorten aangetroffen in de beken, waarvan 18 soorten oeverplanten en 7 soorten waterplanten. Het aandeel indicatoren van KRW type R5, gebaseerd op het aandeel taxa, varieert van 0-100%, met een gemiddelde van 53% (Tabel 6.6). In de Roode Beek en de Ratumsche Beek komen geen indicatoren voor, maar in de Roode Beek is slechts één soort macrofyt aangetroffen en in de

Ratumsche Beek helemaal geen. In de overige beken bedraagt het percentage indicatorsoorten minstens 50% (Tabel 6.6). Het aantal kenmerkende waterplanten is over het algemeen gering (0-6 soorten); de beken bevatten voornamelijk kenmerkende oeverplanten (0-10 soorten). Alleen de Sterkselsche Aa, de Slinge en het Gasterensche Diep bevatten ongeveer evenveel kenmerkende oeverplanten als waterplanten (Tabel 6.6).

Tabel 6.6. Het aantal en procentuele aandeel taxa KRW indicatoren (kenmerkende oever- en waterplanten) per beeklocatie.

locatie	totaal aantal taxa	aantal oeverplant indicatoren	aantal waterplant indicatoren	totaal aantal indicatoren	% indicatoren
Roode Beek	1	0	0	0	0
Sterkselsche Aa	19	7	6	13	68
Keersop	13	8	1	9	69
Heelsumse Beek	14	7	0	7	50
Ruhenbergerbeek	8	5	0	5	63
Slinge	5	2	2	4	80
Ratumsche Beek	0	-	-	-	-
Hierdensche Beek	3	3	0	3	100
Lieversche Diep	24	10	3	13	54
Gasterensche Diep	20	6	4	10	50
<i>gemiddelde</i>	<i>11</i>	<i>5</i>	<i>1.6</i>	<i>6</i>	<i>53</i>

Twee indicatoren zijn in minstens de helft van de beken aangetroffen: *Phalaris arundinacea* en *Sagittaria sagittifolia* (Tabel 6.7). Andere soorten die regelmatig worden aangetroffen zijn: *Lycopus europaeus*, *Myosotis scorpioides*, *Persicaria hydropiper* en *Potamogeton natans*. Daarnaast is in de Heelsumse Beek *Rorippa microphylla* talrijk, komt in de Hierdensche Beek *Glyceria fluitans* veel voor en hebben in het Gasterensche Diep *Elodea nuttallii* en *Glyceria maxima* een hoge bedekkingsgraad (Tabel 6.7).

Tabel 6.7. De abundantie (Tansley abundantieklasse) per beeklocatie van de aangetroffen KRW indicatoren (w=waterplant en o=oeverplant).

taxonnaam	water/oeverplant	Roode Beek	Sterkselsche Aa	Keersop	Heelsumse Beek	Ruhenbergerbeek	Slinge	Ratumsche Beek	Hierdensche Beek	Lieversche Diep	Gasterensche Diep	aantal locaties
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	o		o									1
<i>Berula erecta</i>	o										lf	1
<i>Ceratophyllum demersum</i>	w		f									1
<i>Elodea nuttallii</i>	w		f								d	2
<i>Equisetum fluviatile</i>	o		o							r		2
<i>Glyceria fluitans</i>	o				f				a			2
<i>Glyceria maxima</i>	o				o					o	a	3
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	w									f	lf	2
<i>Iris pseudacorus</i>	o			r						o		2
<i>Lycopus europaeus</i>	o		o	o	o					f		4
<i>Myosotis scorpioides</i>	o				o	f				r	r	4

taxonnaam	water/oeverplant	Roode Beek	Sterkselsche Aa	Keersop	Heelsumse Beek	Ruhenbergerbeek	Slinge	Ratumsche Beek	Hierdensche Beek	Lieversche Diep	Gasterensche Diep	aantal locaties
<i>Nuphar lutea</i>	w		f				r			lf		3
<i>Persicaria hydropiper</i>	o		r			o			o		o	4
<i>Phalaris arundinacea</i>	o		d	f	f	d	r			f	f	7
<i>Phragmites australis</i>	o		o	o								2
<i>Potamogeton natans</i>	w		o	r						r	lf	4
<i>Potamogeton pectinatus</i>	w		o				r					2
<i>Rorippa amphibia</i>	o					f				r	o	3
<i>Rorippa microphylla</i>	o				d							1
<i>Rumex hydrolapathum</i>	o			r						o		2
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	o		f	f			r		r	d		5
<i>Sparganium emersum</i>	w		f								o	2
<i>Sparganium erectum</i>	o			o		lf				f		3
<i>Typha latifolia</i>	o			lf								1
<i>Veronica beccabunga</i>	o				f							1

De KRW type R5 maatlat voor macrofyten bestaat uit twee onderdelen: de soortensamenstelling en de abundantie groeivormen (Van der Molen & Pot, 2006). In de laatste versie van de maatlat zijn de oeverplanten niet meer meegenomen in de deelmaatlat soortensamenstelling, in tegenstelling tot de versie van Van der Molen (2004). Op basis van de deelmaatlat soortensamenstelling wordt de ecologische toestand van alle beeklocaties beoordeeld als slecht, met uitzondering van de Sterkselsche Aa welke wordt beoordeeld als ontoereikend (Tabel 6.8).

Tabel 6.8. Resultaten berekening deelmaatlat soortensamenstelling waterplanten (Van der Molen & Pot, 2006) per beeklocatie.

locatie	score waterplanten	percentage van maximum	EKR	ecologische toestand
Roode Beek	0	0	0.0	slecht
Sterkselsche Aa	12	14	0.28	ontoereikend
Keersop	1	1	0.02	slecht
Heelsumse Beek	0	0	0.0	slecht
Ruhenbergerbeek	0	0	0.0	slecht
Slinge	3	4	0.08	slecht
Ratumsche Beek	0	0	0.0	slecht
Hierdensche Beek	0	0	0.0	slecht
Lieversche Diep	4	5	0.1	slecht
Gasterensche Diep	5	6	0.12	slecht

Voor de deelmaat abundantie groeivormen is per beeklocatie de bedekking met submerse vegetatie, drijvende vegetatie, emerse vegetatie, kroos, draadwier/flab en oevervegetatie bepaald. De bedekking van de emerse, submerse en drijvende planten wordt bij elkaar opgeteld (Van der Molen & Pot, 2006). Daarnaast wordt het bedekkingspercentage van de oeverbegroeiing beoordeeld, voor R5 wordt hierbij

alleen de boomlaag meegeteld (Van der Molen & Pot, 2006). Het percentage bedekking van de oever met bos, weergegeven in tabel 6.9 komt niet overeen met het percentage landgebruik bos weergegeven in tabel 3.2 in hoofdstuk 3. Het in hoofdstuk 3 weergegeven percentage is namelijk gebaseerd op het landgebruik in de omgeving, terwijl het percentage in tabel 6.9 alleen is gebaseerd op de oeverzone. Met deze deelmaatlat wordt de ecologische toestand van de Sterkselsche Aa beoordeeld als goed (Tabel 6.9). De ecologische toestand van de overige beken wordt beoordeeld als matig, met uitzondering van de Ruhenbergerbeek welke wordt beoordeeld als ontoereikend (Tabel 6.9).

Tabel 6.9. Resultaten berekening deelmaatlat abundantie groeivormen (Van der Molen & Pot, 2006) per beeklocatie.

locatie	submers + drijvend + emers		draadwier/ flab		kroos		oeverbegroeiing (bos)		totaal EKR	ecologische toestand
	% bedekking	EKR	% bedekking	EKR	% bedekking	EKR	% bedekking	EKR		
Roode Beek	<1	0.10	0	>0.6	0	>0.6	100	0.80	0.45	matig
Sterkselsche Aa	60	0.97	0	>0.6	1	>0.6	20	0.40	0.685	goed
Keersop	5	0.40	0	>0.6	1	>0.6	100	0.80	0.60	matig
Heelsumse Beek	65	1.00	1	>0.6	1	>0.6	1	0.02	0.50	matig
Ruhenbergerbeek	20	0.60	0	>0.6	0	>0.6	5	0.10	0.35	ontoereikend
Slinge	<1	0.10	0	>0.6	0	>0.6	80	1.00	0.55	matig
Ratumsche Beek	0	0.00	0	>0.6	0	>0.6	100	0.80	0.40	matig
Hierdensche Beek	<1	0.10	0	>0.6	0	>0.6	75	0.95	0.525	matig
Lieversche Diep	70	0.97	0	>0.6	1	>0.6	0	0.00	0.48	matig
Gasterensche Diep	70	0.97	0	>0.6	1	>0.6	0	0.00	0.48	matig

Op basis van de totale maatlat macrofyten (gemiddelde van de deelmaatlat soortensamenstelling en de deelmaatlat abundantie groeivormen) wordt de ecologische toestand van de Sterkselsche Aa het best beoordeeld (matig) en de ecologische toestand van de Ruhenbergerbeek het slecht (slecht). De ecologische toestand van de overige beken wordt beoordeeld als ontoereikend (Tabel 6.10).

Tabel 6.10. Resultaten berekening KRW maatlat macrofyten (Van der Molen & Pot, 2006) per beeklocatie.

locatie	EKR deelmaatlat soortensamenstelling	EKR deelmaatlat abundantie groeivormen	totaal EKR	ecologische toestand
Roode Beek	0.0	0.45	0.23	ontoereikend
Sterkselsche Aa	0.28	0.685	0.48	matig
Keersop	0.02	0.60	0.31	ontoereikend
Heelsumse Beek	0.0	0.50	0.25	ontoereikend
Ruhenbergerbeek	0.0	0.35	0.18	slecht
Slinge	0.08	0.55	0.32	ontoereikend
Ratumsche Beek	0.0	0.40	0.2	ontoereikend
Hierdensche Beek	0.0	0.525	0.26	ontoereikend
Lieversche Diep	0.1	0.48	0.29	ontoereikend
Gasterensche Diep	0.12	0.48	0.3	ontoereikend

6.4 Discussie

De Roode Beek, de Keersop, de Slinge, de Ratumsche Beek en de Hierdensche Beek worden gekenmerkt door een lage bedekking ($\leq 5\%$) met macrofyten en een hoge mate van beschaduwing ($\geq 75\%$). De Sterkselsche Aa, de Heelsumse Beek, het Lieversche Diep en het Gasterensche Diep worden allen gekenmerkt door een hoge bedekking met macrofyten ($\leq 60\%$) en een geringe mate van beschaduwing ($\leq 5\%$). Hieruit kan worden geconcludeerd dat een hoge mate van beschaduwing automatisch een lagere bedekking met macrofyten tot gevolg heeft. Het gevolg hiervan is, dat wanneer op het onderdeel submers+drijvend+emers hoog wordt gescoord de score voor oeverbegroeiing laag is, wat betekent dat de deelmaatlat abundantie groeivormen altijd ergens in het midden uitkomt. In de referentiesituatie is volgens Van der Molen & Pot (2006) een bedekking van 65% met macrofyten bij een beschaduwing van 75% optimaal. In geen van de beken is een dergelijke verdeling aangetroffen en deze lijkt ook niet erg aannemelijk. Bijstelling van de deelmaatlat abundantie groeivormen lijkt op deze twee onderdelen daarom raadzaam. Het kan ook zo zijn dat de abundantie van de groeivormen op een andere wijze had moet worden bepaald, dan in dit onderzoek is gedaan. In Van der Molen & Pot (2006) staat beschreven dat de abundantie van de groeivormen moet worden bepaald voor het begroeibaar areaal. In dit onderzoek is uitgegaan van een begroeibaar areaal van 100%. De vraag is of bij het bepalen van het begroeibaar areaal rekening moet worden gehouden met de mate van beschaduwing. Nergens in Van der Molen & Pot (2006) staat duidelijk beschreven op welke wijze het begroeibaar areaal voor R5 moet worden bepaald.

In de beken zijn geen van de zes NDT-doelsoorten van langzaam stromende midden- en benedenlopen aangetroffen. De goede mate van doelbereiking (25% van de soorten) wordt voor de macrofyten dus bij lange na niet gehaald. Van de 14 beschreven AS-indicatoren zijn er in totaal drie aangetroffen op de 10 locaties. Deze resultaten ondersteunen de uitkomst van de beoordeling van de ecologische toestand met de KRW maatlat. De meeste beeklocaties zijn immers als ontoereikend beoordeeld. Gezien het gebrek aan onderscheid tussen de beken op basis van de deelmaatlat soortensamenstelling, is het de vraag of de maatlat wel 'goed' onderscheidt kan maken tussen de klassen slecht, matig en ontoereikend. Het gebrek aan onderscheidt op basis van de deelmaatlat soortensamenstelling maakt dat de deelmaatlat abundantie groeivormen sterk bepalend is voor de uitkomst van de beoordeling met de KRW maatlat.

7 Fytobenthos

7.1 Indexwaarden voor saprobie en trofie

De indexwaarden voor saprobie variëren van 1.9 (β -mesosaproob) in de Heelsumse Beek tot 3.3 (α -mesosaproob) in de Keersop (Tabel 7.1). De indexwaarden voor trofie variëren van 3.7 (meso-eutroof) in de Heelsumse Beek tot 5.1 (eutroof) in de Ruhenbergerbeek (Tabel 7.1). Een enkele uitzondering daargelaten zijn de verschillen in indexwaarden voor de saprobie en trofie tussen de beken onderling klein. Opvallend is, dat: (1) de indexwaarde voor saprobie in de Heelsumse Beek van 1.9 laag is ten opzichte van de gemiddelde indexwaarde van 2.8 en (2) de indexwaarden voor trofie voor de Keersop en de Heelsumse Beek, 3.9 en 3.7 respectievelijk, laag zijn ten opzichte van de gemiddelde indexwaarde van 4.6.

Tabel 7.1. Indexwaarden voor saprobie en trofie per beeklocatie gebaseerd op Van Dam et al. (1994). Saprobie: 1=oligosaproob, 2= β -mesosaproob, 3= α -mesosaproob, 4= α -meso-/polysaproob, 5= polysaproob. Trofie: 1=oligotroof, 2=oligo-mesotroof, 3=mesotroof, 4=meso-eutroof, 5=eutroof, 6=hypereutroof

locatie	saprobie	trofie
Roode Beek	2.9	5.0
Sterkselsche Aa	3.3	4.9
Keersop	2.7	3.9
Heelsumse Beek	1.9	3.7
Ruhenbergerbeek	3.1	5.1
Slinge	2.9	4.9
Ratumsche Beek	2.8	4.6
Hierdensche Beek	3.2	4.6
Lieversche Diep	2.4	4.7
Gasterensche Diep	2.5	4.7
<i>gemiddelde</i>	2.8	4.6

7.2 KRW indicatoren

In de nieuwste versie van de KRW maatlatten wordt het fytobenthos niet meegenomen in de kwaliteitsberekening, aangezien deze maatlat nog onvoldoende is gevalideerd (Van der Molen & Pot, 2006). Wel geven Van der Molen & Pot (2006) een conceptmaatlat voor verdere ontwikkeling. Deze maatlat komt overeen met de maatlat geformuleerd in Van der Molen (2004), alleen hebben sommige indicatoren een naamsverandering ondergaan. De deelmaatlat fytobenthos voor R5 bestaat uit 17 positieve indicatoren en 34 negatieve indicatoren. Van de 51 indicatoren, zijn er 24 in de beken aangetroffen, waarvan vijf positieve en 19 negatieve indicatoren (Tabel 7.2).

Tabel 7.2. Overzicht van de KRW type R5 indicatoren in aantallen schaaldelen (van de 300 geteld) aangetroffen per beeklocatie. De namen tussen haakjes zijn synoniemen gebruikt in Van der Molen (2004). Een 0 betekent dat de soort niet binnen de 300 getelde schaaldelen is gezien, maar wel aanwezig was in het totale monster.

taxonnaam	indicator	Roode Beek	Sterkselsche Aa	Keersop	Heelsumse Beek	Ruhenbergerbeek	Slinge	Ratumsche Beek	Hierdensche Beek	Lieversche Diep	Gasterensche Diep	aantal locaties
<i>Achnanthes austriaca</i> var. <i>ventricosa</i> (<i>Achnanthes helvetica</i>)	+				34	2			32	2		4
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>frequentissima</i>	-		19	0			6				2	4
<i>Bacillaria paxillifer</i> (<i>Bacillaria paradoxa</i>)	-		0									1
<i>Caloneis bacillum</i>	+					0		1				2
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	8	0	2		4	5	1	2	1	2	9
<i>Diatoma vulgare</i>	-			0								1
<i>Epitemia adnata</i>	-				0							1
<i>Eunotia implicata</i>	+			12						2	0	3
<i>Fragilaria ulna</i>	-	0	1				1	4				4
<i>Gomphonema olivaceum</i>	-					1						1
<i>Gomphonema parvulum</i>	-	5	6	24	2	4	3	8	72	29	6	10
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	-					0	0	0				3
<i>Lemnicola hungarica</i> (<i>Achnanthes hungarica</i>)	-	2	0	0		2		0	0	3		7
<i>Meridion circulare</i>	+					10	2	3	1		1	5
<i>Navicula atomus</i> var. <i>permitis</i>	-		2								1	2
<i>Navicula minima</i>	-	5	75	5	2	4	14	4	4	19	2	10
<i>Navicula subminiscula</i>	-			0								1
<i>Navicula veneta</i>	-	1	4	0		3	5			1	4	7
<i>Neidium bisulcatum</i>	+			0								1
<i>Nitzschia palea</i>	-	7	6		4	10	4		12	3	6	8
<i>Nitzschia tubicola</i>	-	12	0	2		42	8	8	1	0	1	9
<i>Planothidium delicatulum</i> (<i>Achnanthes delicatula</i>)	-					1	1	7			3	4
<i>Sellophora seminulum</i> (<i>Navicula seminulum</i>)	-	4	6		1				3		2	5
<i>Stauroneis producta</i>	-	0		0								2

Van de positieve indicatoren is de soort *Meridion circulare* het vaakst aangetroffen en is de soort *Achnanthes austriaca* var. *ventricosa* (met 34 schaaldelen) in de hoogste aantallen aanwezig (Tabel 7.2). Van de negatieve indicatoren zijn de soorten *Gomphonema parvulum* en *Navicula minima* in alle beken aangetroffen (Tabel 7.2). Deze soorten kwamen ook in de hoogste aantallen voor, *Gomphonema parvulum* met 72 exemplaren in de Hierdensche Beek, en *Navicula minima* met 75 exemplaren in de Sterkselsche Aa (Tabel 7.2).

In alle beken zijn meer negatieve indicatorsoorten dan positieve indicatorsoorten aangetroffen (Tabel 7.3). Het aantal positieve indicatorsoorten varieert van nul in de

Roode Beek en de Sterkselsche Aa tot drie in de Ruhenbergerbeek (Tabel 7.3). Het aantal negatieve indicatorsoorten varieert van vijf in de Heelsumse Beek tot 12 in de Sterkselsche Aa (Tabel 7.3).

Tabel 7.3. Het aantal en procentuele aandeel (tussen haakjes) taxa positieve en negatieve fyto benthos indicatoren van KRW type R5 aangetroffen per beeklocatie.

locatie	positieve indicatoren	negatieve indicatoren
Roode Beek	-	10 (13)
Sterkselsche Aa	-	12 (16)
Keersop	2 (3)	10 (15)
Heelsumse Beek	1 (2)	5 (8)
Ruhenbergerbeek	3 (4)	10 (13)
Slinge	1 (1)	10 (14)
Ratumsche Beek	2 (2)	8 (10)
Hierdensche Beek	2 (4)	7 (14)
Lieversche Diep	2 (4)	7 (13)
Gasterensche Diep	2 (3)	10 (16)

Het percentage negatieve indicator individuen varieert tussen de 3 en 40% (Tabel 7.4). Het percentage negatieve indicator individuen is relatief hoog in de Sterkselsche Aa (40%) en de Hierdensche Beek (31%) (Tabel 7.4).

Tabel 7.4. Het aantal en procentuele aandeel (tussen haakjes) schaaldelen van positieve en negatieve fyto benthos indicatoren van KRW type R5 aangetroffen per beeklocatie.

locatie	positieve indicatoren	negatieve indicatoren
Roode Beek	-	44 (15)
Sterkselsche Aa	-	119 (40)
Keersop	12 (4)	33 (11)
Heelsumse Beek	34 (11)	9 (3)
Ruhenbergerbeek	12 (4)	71 (24)
Slinge	2 (1)	47 (16)
Ratumsche Beek	4 (1)	32 (11)
Hierdensche Beek	33 (11)	94 (31)
Lieversche Diep	4 (1)	56 (19)
Gasterensche Diep	1 (0.3)	29 (10)

De KRW type R5 maatlat soortensamenstelling fyto benthos is gebaseerd de relatieve abundantie van negatieve indicatoren. Op basis de maatlat fyto benthos wordt de ecologische toestand van de Heelsumse Beek en het Gasterensche Diep beoordeeld als zeer goed, de toestand van de Sterkselsche Aa en de Hierdensche Beek als matig en de toestand van de overige beken als goed (Tabel 7.5).

Tabel 7.5. Resultaten berekening KRW maatlat fyto benthos (Van der Molen & Pot, 2006) per beeklocatie.

locatie	% negatieve indicatoren	EKR	ecologische toestand
Roode Beek	15	0.753	goed
Sterkselsche Aa	40	0.503	matig
Keersop	11	0.790	goed
Heelsumse Beek	3	0.940	zeer goed
Ruhenbergerbeek	24	0.663	goed
Slinge	16	0.743	goed
Ratumsche Beek	11	0.793	goed
Hierdensche Beek	31	0.587	matig
Lieversche Diep	19	0.713	goed
Gasterensche Diep	10	0.803	zeer goed

7.3 Discussie

Monitoring

De MIR-richtlijn voor monitoring geeft voor rivieren aan stenen als substraat te bemonsteren (Splunder et al., 2006). Omdat op lang niet alle locaties stenen voorhanden waren, is (in verband met de onderlinge vergelijkbaarheid) gekozen om waterplanten in plaats van stenen te bemonsteren. Het is niet bekend wat het effect van deze keuze is geweest op de resultaten. In eerder onderzoek naar watertype R2 (permanente bronnen) is al geadviseerd om onderzoek te doen naar de geschiktheid van de verschillende substraten voor monitoring.

MIR-richtlijn noemt de maanden april en mei als meest optimale maanden voor de bemonstering van het fyto benthos, omdat dan de sterkste diatomeeënontwikkeling (in biomassa en soorten) plaatsvindt. In verband met kosten heeft in dit onderzoek bemonstering in het najaar plaatsgevonden. De seizoensinvloed kan met behulp van deze éénmalige bemonstering niet worden bepaald.

Van diatomeeën worden geen absolute aantallen bepaald, maar schaaldelen geteld. De MIR-richtlijn stelt het aantal te tellen schaaldelen op een minimum van 200. Het al dan niet doorzoeken van de rest van een preparaat is optioneel. Ten aanzien van de getelde aantallen en het al dan niet doorzoeken van de rest van het preparaat evenals de wijze waarop deze toegevoegde taxa meetellen in een berekening dient standaardisering plaats te vinden.

De taxonomie van diatomeeën is aan sterke veranderingen onderhevig. Op Europees niveau is een standaardisering ten behoeve van de Kader Richtlijn Water ontwikkeld, maar deze wijkt af van de Nederlandse TCN codering. Het is sterk aan te bevelen de Europese standaard te gaan volgen. Het is verder zinvol na te gaan welk determinatieniveau consistent en tegelijk kosteneffectief wenselijk is.

Beoordeling

Zowel de indexwaarden van Van Dam et al. (1994) als de KRW maatlat geven aan dat het met de ecologische toestand van de fyto benthosgemeenschap in de Heelsumse Beek beter is gesteld dan op de overige beeklocaties. Op basis van de indexwaarden van Van Dam et al (1994) zou geen van de beken worden beoordeeld als zeer goed. De beoordeling van de ecologische toestand met de KRW maatlat lijkt in dit licht te positief. Het feit dat geen van de beken voldoet aan de referentiewaarden voor de nutriëntgehalten, en dit juist variabelen zijn waarvoor de fyto benthosgemeenschap gevoelig is (Hering et al., 2006), geeft aan dat de KRW conceptmaatlat voor fyto benthos een te positief beeld geeft van de ecologische toestand. Voor het fyto benthos is een verdere ontwikkeling van de maatlat een randvoorwaarde voor de toepasbaarheid. Vooralsnog zijn alleen negatieve indicatoren opgenomen in de maatlat en ontbreekt het onderscheid tussen dominante en kenmerkende indicatoren. Meer onderzoek is noodzakelijk naar de wijze waarop de ecologische toestand van de fyto benthosgemeenschap in langzaam stromende midden- en benedenlopen op zand kan/moet worden beoordeeld.

8 Vissen

Het aantal vissoorten dat per locatie is aangetroffen, varieert van vier in de Roode Beek tot 11 in de Keersop (Tabel 8.1). Het aantal aangetroffen individuen varieert van 34 in het Lieversche Diep tot 357 in de Ruhenbergerbeek (Tabel 8.1). Het aantal gevangen individuen is relatief laag in de Keersop, de Heelsumse Beek, het Lieversche Diep en het Gasterensche Diep.

Tabel 8.1. Het aantal taxa en het aantal individuen aangetroffen per beeklocatie.

locatie	aantal taxa	aantal individuen
Roode Beek	5	172
Sterkselsche Aa	8	225
Keersop	11	41
Heelsumse Beek	4	88
Ruhenbergerbeek	10	357
Slinge	8	281
Ratumsche Beek	5	133
Hierdensche Beek	6	199
Lieversche Diep	9	34
Gasterensche Diep	9	42
<i>gemiddelde</i>	8	157

8.1 Natuurdoeltype indicatoren en doelsoorten

Doelsoorten

In het 'Handboek Natuurdoeltypen' zijn voor NDT-3.7 12 vissoorten als doelsoort vermeld. Van deze 12 soorten zijn er zes aangetroffen in de beken: beekprik, rivierprik, bermpje, kleine modderkruiper, serpeling en vetje (Tabel 8.3). In de Heelsumse Beek zijn geen doelsoorten aangetroffen. De meeste doelsoorten (drie) zijn aangetroffen in de Keersop en de Ruhenbergerbeek (Tabel 8.3). Het bermpje is op acht van de 10 locaties aangetroffen en is tevens met het hoogste aantal individuen aangetroffen (Tabel 8.3). Naast het bermpje zijn tevens de serpeling en de beekprik/rivierprik, in vergelijking tot de overige doelsoorten, relatief vaak aangetroffen (op vier van de 10 locaties). De ammocoeten van de beekprik en de rivierprik zijn in het veld niet te onderscheiden. Alleen op basis van coupes van de gonaden zijn vrouwelijke beek- en rivierprik ammocoeten van elkaar te onderscheiden (maar dit is een bewerkelijke en dure methode die bovendien vereist dat de vissen worden opgeofferd). De kans om buiten de paaitijd volwassen beek- of rivierprikken te vangen is nul (Van de Keersop is bijvoorbeeld bekend dat ook rivierprik daar paait, als één van de drie (zekere) locaties van Nederland!).

Tabel 8.3. Overzicht van de NDT-doelsoorten in aantal individuen, aangetroffen op ieder van de 10 beeklocaties.

taxonnaam	Roode Beek	Sterkselsche Aa	Keersop	Heelsumse Beek	Ruhenbergerbeek	Slinge	Ratumsche Beek	Hierdensche Beek	Lieversche Diep	Gasterensche Diep	aantal locaties
beek- en rivierprik	22		2		1		5				4
bermpje	91	121	9		118	69	65	3		1	8
grote modderkruiper											-
kleine modderkruiper									1	3	2
kopvoorn											-
kroeskarper											-
kwabaal											-
serpeling			5		75	3				2	4
vetje									2		1
vlagzalm											-
winde											-
aantal doelsoorten	2	1	3	0	3	2	2	1	2	3	

Indicatoren

In totaal zijn er drie indicatoren beschreven in het ‘Handboek Natuurdoeltypen’ voor NDT-3.7: de drie-doornige stekelbaars, de 10-doornige stekelbaars en de rietvoorn. In het Gasterensche Diep zijn geen van deze drie indicatoren aangetroffen (Tabel 8.2). In de Roode Beek, de Sterkselsche Aa, de Keersop, de Slinge en het Lieversche Diep is één indicator aangetroffen. In de Heelsumse Beek, de Ruhenbergerbeek, de Ratumsche Beek en de Hierdensche Beek zijn twee indicatoren aangetroffen (Tabel 8.2). Van de drie indicatoren is alleen de drie-doornige stekelbaars in grotere aantallen aangetroffen (Tabel 8.2).

Tabel 8.2. Overzicht van de NDT-indicatoren in aantal individuen, aangetroffen per beeklocatie.

locatie	3-doornige stekelbaars	10-doornige stekelbaars	rietvoorn (ruisvoorn)
Roode Beek	27		
Sterkselsche Aa		5	
Keersop		1	
Heelsumse Beek	32	1	
Ruhenbergerbeek	73	1	
Slinge	19		
Ratumsche Beek	21	6	
Hierdensche Beek	160	4	
Lieversche Diep			2
Gasterensche Diep			

8.2 Aquatisch Supplement indicatoren

In het ‘Aquatisch Supplement’ worden zowel kenmerkende als begeleidende taxa beschreven. In deze studie is alleen gekeken naar de aanwezigheid van kenmerkende taxa. Deze kenmerkende taxa worden aangeduid als indicatoren. In totaal zijn er 19

indicatoren opgenomen in het ‘Aquatisch Supplement’, die betrekking hebben op het KRW type R5. In totaal zijn zeven van de 19 indicatoren aangetroffen in de beken: Amerikaanse hondsvij, beekforel, beekprik, rietvoorn, rivierprik, serpel en vetje (Tabel 8.4 en 8.5). Van de 14 indicatoren beschreven voor AS02_13 zijn 9 indicatoren niet aangetroffen in de 10 beken. Van de 17 indicatoren beschreven voor AS02_14 zijn 12 indicatoren niet aangetroffen (Tabel 8.4). In totaal zijn 12 AS-indicatoren niet aangetroffen in de beken, 63% van de voor KRW type R5 beschreven AS-indicatoren.

Tabel 8.4. Het aantal en percentage AS-indicatoren (taxa) niet aangetroffen op de 10 beeklocaties.

AS-type	aantal beschreven AS-indicatoren	aantal niet aangetroffen AS-indicatoren	% niet aangetroffen AS-indicatoren
AS02_05	1	0	0
AS02_13	14	9	64
AS02_14	17	12	71
<i>totaal</i>	<i>19</i>	<i>12</i>	<i>63</i>

In de Hierdensche Beek zijn geen indicatoren aangetroffen (Tabel 8.5). In de Keersop, de Ruhenbergerbeek, de Slinge en het Liefersche Diep zijn twee soorten aangetroffen (Tabel 8.5). In de overige beken is één indicator aangetroffen. De serpel en de beekprik/rivierprik zijn aangetroffen op vier locaties en zijn daarmee op het hoogste aantal locaties aangetroffen.

Tabel 8.5. Overzicht van de AS-indicatoren in aantal individuen, aangetroffen per beeklocatie.

locatie	Amerikaanse hondsvij	beekforel	beek- en rivierprik	rietvoorn	serpel	vetje	aantal indicatoren
Roode Beek			22				1
Sterkselsche Aa	12						1
Keersop			2		5		2
Heelsumse Beek		50					1
Ruhenbergerbeek			1		75		2
Slinge		1			3		2
Ratumsche Beek			5				1
Hierdensche Beek							-
Liefersche Diep				2		2	2
Gasterensche Diep					2		1
<i>aantal locaties</i>	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>4</i>	<i>1</i>	<i>4</i>	<i>1</i>	

8.3 KRW indicatoren

De KRW maatlat vissen is opgebouwd uit twee deelmaatlaten: de deelmaatlat soortensamenstelling en de deelmaatlat abundantie. Voor beide deelmaatlaten worden de soorten ingedeeld in gilden: reofiele soorten, eurytope soorten, soorten met migratie regionaal/zee en soorten gevoelig voor habitatverstoring. Voor de deelmaatlat soortensamenstelling zijn de 13 kenmerkende vissoorten beschreven

voor het watertype R5 (Van der Molen & Pot, 2006). Hiervan zijn 12 soorten aangetroffen in de beken. Het aantal kenmerkende soorten per beek varieert van twee in de Heelsumse Beek tot acht in de Keersop, de Ruhenbergerbeek en het Gasterensche Diep (Tabel 8.6).

Tabel 8.6. Het aantal aangetroffen kenmerkende soorten per beeklocatie.

locatie	aantal kenmerkende soorten
Roode Beek	4
Sterkselsche Aa	6
Keersop	8
Heelsumse Beek	2
Ruhenbergerbeek	8
Slinge	7
Ratumsche Beek	5
Hierdensche Beek	5
Lieversche Diep	6
Gasterensche Diep	8
<i>gemiddelde</i>	<i>6</i>

De EKR (Ecologische Kwaliteits Ratio) voor de deelmaatlat soortensamenstelling wordt berekend op basis van de EKR voor de verschillende gilden volgens: ((reofiel + eurytroop)/2 + migratie regionaal/zee + habitat gevoelig)/3. Prikken die niet tot op soort zijn gedetermineerd zijn meegeteld als beekprikken. De Sterkselsche Aa, de Keersop, de Ruhenbergerbeek, de Slinge en het Gasterensche Diep worden op basis van de deelmaatlat soortensamenstelling beoordeeld als matig (EKR: 0.4 – 0.6). De Heelsumse Beek wordt beoordeeld als slecht (EKR: 0 – 0.2) en de overige beken als ontoereikend (EKR: 0.2 – 0.4) (Tabel 8.7).

Tabel 8.7. Resultaten berekening deelmaatlat soortensamenstelling (Van der Molen & Pot, 2006) per beeklocatie.

locatie	kenmerkend reofiel		kenmerkend eurytroop		kenmerkend migratie regional/zee		kenmerkend habitat gevoelig		totaal EKR
	aantal taxa	EKR	aantal taxa	EKR	aantal taxa	EKR	aantal taxa	EKR	
Roode Beek	3	0.6	1	0.1	1	0.3	3	0.3	0.32
Sterkselsche Aa	2	0.4	3	0.4	1	0.3	5	0.5	0.4
Keersop	3	0.6	4	0.6	1	0.3	6	0.6	0.5
Heelsumse Beek	0	0	1	0.1	0	0	1	0.1	0.05
Ruhenbergerbeek	4	0.8	3	0.4	1	0.3	5	0.5	0.47
Slinge	3	0.6	4	0.6	1	0.3	4	0.4	0.43
Ratumsche Beek	3	0.6	1	0.1	1	0.3	4	0.4	0.35
Hierdensche Beek	1	0.2	3	0.4	1	0.3	4	0.4	0.33
Lieversche Diep	1	0.2	4	0.6	1	0.3	4	0.4	0.37
Gasterensche Diep	3	0.6	5	0.8	1	0.3	6	0.6	0.53

Voor de deelmaatlat abundantie wordt het aandeel van alle soorten die tot een gilde behoren (dus ook de niet kenmerkende soorten) vergeleken met het totale aantal gevangen vissen. De EKR voor de deelmaatlat wordt berekend op basis van de EKR voor de verschillende gilden volgens: $((\text{reofiel} + \text{eurytroop})/2 + \text{migratie regionaal/zee} + \text{habitat gevoelig})/3$. De ecologische toestand van de beken varieert op basis van de deelmaatlat abundantie maatlat van slecht (Hierdensche Beek en Gasterensche Diep) tot matig (Tabel 8.8).

Tabel 8.8. Resultaten berekening deelmaatlat abundantie (Van der Molen & Pot, 2006) per beeklocatie.

locatie	totale abundantie	reofiel		eurytroop		migratie regional/zee		habitat gevoelig		totaal EKR
		abundantie	EKR	abundantie	EKR	abundantie	EKR	abundantie	EKR	
Roode Beek	172	75 (129)	0.8	16 (27)	0.68	13 (22)	0.11	75 (129)	0.5	0.45
Sterkselsche Aa	225	80 (179)	0.9	12 (27)	0.76	4 (8)	0	88 (197)	0.59	0.47
Keersop	41	46 (19)	0.49	27 (11)	0.53	7 (3)	0.03	54 (22)	0.37	0.30
Heelsumse Beek	89	62 (55)	0.58	36 (32)	0.44	0	0	63 (56)	0.42	0.31
Ruhenbergerbeek	357	75 (269)	0.8	24 (87)	0.56	0 (1)	0	76 (270)	0.51	0.40
Slinge	281	70 (208)	0.7	20 (55)	0.6	4 (1)	0	74 (209)	0.49	0.38
Ratumsche Beek	133	80 (106)	0.9	16 (21)	0.68	4 (5)	0	84 (112)	0.56	0.45
Hierdensche Beek	199	16 (31)	0.26	82 (164)	0.23	1 (2)	0	20 (39)	0.2	0.15
Lieversche Diep	34	35 (12)	0.43	53 (18)	0.35	3 (1)	0	53 (18)	0.47	0.29
Gasterensche Diep	42	10 (4)	0.2	90 (38)	0.2	12 (5)	0.09	36 (15)	0.28	0.19

Op basis van de totale maatlat vissen (gemiddelde van de deelmaatlat soortensamenstelling en de deelmaatlat abundantie) wordt de ecologische toestand van Heelsumse Beek beoordeeld als slecht. De ecologische toestand van de Sterkselsche Aa, de Keersop, de Ruhenbergerbeek, de Slinge en de Ratumsche Beek wordt beoordeeld als matig (Tabel 8.9). De ecologische toestand van de overige beken wordt beoordeeld als ontoereikend (Tabel 8.9).

Tabel 8.9. Resultaten berekening KRW maatlat vissen (Van der Molen & Pot, 2006) per beeklocatie.

locatie	soorten	abundantie	EKR	ecologische toestand
Roode Beek	0.32	0.45	0.39	ontoereikend
Sterkselsche Aa	0.40	0.47	0.44	matig
Keersop	0.50	0.30	0.40	matig
Heelsumse Beek	0.05	0.31	0.18	slecht
Ruhenbergerbeek	0.47	0.40	0.44	matig
Slinge	0.43	0.38	0.41	matig
Ratumsche Beek	0.35	0.45	0.40	matig
Hierdensche Beek	0.33	0.15	0.24	ontoereikend
Lieversche Diep	0.37	0.29	0.33	ontoereikend
Gasterensche Diep	0.53	0.19	0.36	ontoereikend

8.4 Discussie

Monitoring

De MIR-richtlijn geeft een algemene beschrijving van de wijze waarop de monitoring voor vissen moet worden uitgevoerd. De richtlijn blijft algemeen, nauwelijks wetenschappelijk onderzoek is uitgevoerd naar de effecten van monitoringsinspanning op de resultaten. In het Gasterensche Diep, het Lieversche Diep en de Keersop is minder intensief gevist, als gevolg van de beperkte toegankelijkheid van deze beken. Bovendien waren de dimensies van het Lieversche Diep zodanig, dat voor een optimale bemonstering eigenlijk gebruik had moeten worden gemaakt van een boot. In het geval van het Lieversche Diep is besloten geen gebruik te maken van een boot, om de gegevens van de verschillende beken beter te kunnen vergelijken. Het aantal gevangen individuen lag in de minder intensief bemonsterde beken opvallend laag ten opzichte van de overige beken. Dit geeft aan dat de toegepaste methodiek van invloed is op de resultaten. Methodisch onderzoek naar vismonitoring is om deze reden noodzakelijk.

Beoordeling

Het is lastig om aan te geven of de KRW maatlat de ecologische toestand van de visgemeenschap in de verschillende beken op de juiste manier ordent. De waarden voor de KRW maatlat zijn voor een groot deel vastgesteld op basis van 'expert judgement'. In het achtergronddocument van Van der Molen (2004) wordt expliciet vermeld dat weinig gegevens bekend zijn van de visgemeenschap in natuurlijke wateren van type R5. Bij het toepassen van de maatlat zijn een drietal punten naar voren gekomen, die twijfels oproepen over de toepasbaarheid van de KRW maatlat:

(1) De ecologische toestand van geen van de beken wordt beoordeeld als goed of zeer goed. Dit komt onder andere door de lage EKR voor migrerende soorten. In totaal zijn slechts drie migrerende kenmerkende soorten beschreven voor watertype R5. De vraag is of al deze drie soorten tegelijk zouden moeten worden aangetroffen in de referentiesituatie. In Van der Molen (2004) is de kans op voorkomen voor de beekprik gesteld op 0.25 en voor de kopvoorn op 0.33. Deze getallen laten al zien dat het zeer onwaarschijnlijk is dat alle drie de soorten worden aangetroffen in de referentie. Een EKR-waarde voor kenmerkende migrerende soorten wordt hiermee zo gevoelig, dat het niet raadzaam is om dit onderdeel van de beoordeling op de deze manier in de KRW maatlat te behouden. Door de wijze van monitoring (door bijvoorbeeld gebruik te maken van fuikvangsten) en de wijze van beoordelen aan te passen (bijvoorbeeld door andere soorten te selecteren) kan dit onderdeel van de maatlat beter toepasbaar worden gemaakt.

(2) In de Heelsumse Beek zijn geen kenmerkende reofiele KRW indicatoren aangetroffen (deelmaatlat soortensamenstelling). In deze beek zijn echter wel beekforellen aangetroffen. De beekforel wordt in Van der Molen & Pot (2006) wel aangeduid als reofiele soort. Het aantreffen van de Beekforel in de Heelsumse Beek pleit voor het opnemen van deze soort als kenmerkend voor watertype R5. In de deelmaatlat abundantie tellen de beekforellen wel mee en wordt op het punt reofiel 0.58 gescoord in plaats van nul op de deelmaatlat soortensamenstelling. Het is

onduidelijk waarom voor de deelmaatlat soortensamenstelling alleen kenmerkende soorten worden meegenomen en voor de deelmaatlat abundantie alle soorten. Het voorbeeld van de Heelsumse Beek geeft aan dat de deelmaatlat soortensamenstelling door te werken met alleen kenmerkende soorten, extra gevoelig is. Één reofiele soort meer of minder leidt al tot een verschuiving van de EKR van 0.2 (één kwaliteitsklasse). Meer inzicht is daarom nodig in de kans dat een vis daadwerkelijk niet aanwezig is op een locatie, wanneer deze niet is aangetroffen tijdens een bemonstering.

(3) Hoe meer eurytope individuen (relatief) worden gevangen, hoe lager de EKR voor de deelmaatlat abundantie. Het is echter opmerkelijk, dat hoe meer eurytope kenmerkende soorten gevonden worden gevangen in een beek, hoe hoger de EKR voor de deelmaatlat soortensamenstelling. Deze twee onderdelen van de deelmaatlaten lijken elkaar tegen te spreken.

Gezien de bovenstaande punten en de gevoeligheid van de maatlat verdient het de aanbeveling om te kijken naar buitenlandse referenties om een beter beeld te krijgen van de visgemeenschap van langzaam stromende midden- en benedenlopen op zand onder natuurlijke omstandigheden. In het Europese project FAME is gebruik gemaakt van dergelijke visgegevens voor het ontwikkelen van een European Fish Index (EFI) (De Leeuw et al., 2006). De EFI is een beoordelingssysteem voor visgemeenschappen in Europa. De EFI is een systeem dat voldoet aan de eisen die de KRW stelt aan ecologische beoordeling. De toepasbaarheid van de EFI voor de beoordeling van Nederlandse beken zal in de praktijk moeten worden getoetst en de onderliggende gegevens gebruikt om de beschrijving van de referentiesituatie te verbeteren.

Het aantal NDT-indicatoren, NDT-doelsoorten en AS-indicatoren aangetroffen in de beken is zodanig laag (nooit meer dan drie soorten per beek), dat hieruit geen verschillen in ecologische toestand tussen de beken kunnen worden afgeleid. De vangkans van sommige soorten kan zodanig laag zijn, dat de kans groot is dat ze tijdens een bemonstering worden gemist. Om deze reden is meer inzicht nodig in de kans dat een vis niet wordt aangetroffen, terwijl deze wel aanwezig is. Het is dan ook de vraag of de goede mate van doelrealisatie geconstateerd in de Keersop en de Ruhenbergerbeek (3 van de 12 NDT-doelsoorten aangetroffen; 25%) geen artefact is. Daarnaast is het de vraag of bepaalde doelsoorten wel voor het type moeten worden opgevoerd als doelsoort. De grote modderkruiper en de kroeskarper zijn bijvoorbeeld soorten die meer thuishoren in rivierbegeleidende wateren en andere stilstaande wateren en de vlagzalm komt van oorsprong nauwelijks in Nederland voor (Winters, mon. med.). Het is dus niet verwonderlijk dat er weinig NDT-doelsoorten zijn aangetroffen op de locaties. Het is de vraag of met de huidige doelsoorten een verband bestaat tussen de goede mate van doelrealisatie en een goede ecologische toestand van het natuurdoeltype.

In ieder geval blijkt uit het feit dat per beek slechts 0 tot 2 van de 19 in het 'Aquatisch Supplement' beschreven indicatoren zijn aangetroffen en dat de beken met de KRW maatlat zijn beoordeeld variërend van slecht tot matig, dat de het slecht

is gesteld met de ecologische toestand van de visgemeenschap in langzaam stromende midden- benedenlopen op zand. In geen van de beken is sprake van een goede ecologische toestand van de visgemeenschap.

9 Conclusies en aanbevelingen

Tijdens het onderzoek is gebleken dat de toepassing van de KRW maatlatten in de praktijk tekortkomingen kent. In de afzonderlijke hoofdstukken is ingegaan op deze tekortkomingen en zijn aanbevelingen gedaan voor verbeteringen. De KRW maatlatten voor de macrofyten, het fytobenthos en de vissen lijken voorlopig ongeschikt voor toepassing in de praktijk. Aanbevolen wordt om op zoek te gaan naar buitenlandse referenties om de maatlatten te testen en te verbeteren. In het geval van de vissen en het fytobenthos is daarnaast methodisch onderzoek noodzakelijk om de monitoring en beoordeling te kunnen optimaliseren. Momenteel geeft de organismegroep macrofauna de beste aanknopingspunten voor de beoordeling van de ecologische toestand, omdat hiervoor meerdere systemen beschikbaar zijn. Deze systemen beoordelen de ecologische toestand niet hetzelfde, maar rangschikken de ecologische toestand van beeklocaties onderling wel op vergelijkbare wijze (Verdonschot, in prep.). Vooral de beoordeling in vijf verschillende kwaliteitsklassen op basis van vissen en waterplanten is problematisch, als gevolg van het geringe aantal soorten binnen deze twee organismegroepen. Het verdient wel aanbeveling om oplossingen te zoeken voor deze problemen door verbetering van de beoordelingsmethoden. Vissen voegen bijvoorbeeld iets toe aan de beoordeling doordat zij de ecologische kwaliteit integreren op een hoger schaalniveau dan de macrofauna. Voor visserij moet een beek over een veel groter traject, vaak inclusief verbinding met grote rivier of zelfs zee, in orde zijn om een goede beoordeling te krijgen. Voor dit onderzoek zijn de relatief betere trajecten geselecteerd van beken, terwijl de beken over grotere trajecten gezien duidelijk van mindere ecologische kwaliteit waren. Hierdoor valt de beoordeling op basis van de macrofaunagemeenschap beter uit dan de beoordeling op basis van de visgemeenschap.

Gezien de tekortkomingen van de KRW maatlatten is in dit rapport getracht op verschillende manieren te komen tot een inschatting van de ecologische toestand van de vier organismegroepen op de 10 verschillende beeklocaties. Op basis van deze inschatting voldoet geen van de 10 'best beschikbare' Nederlandse beken aan de zeer goede ecologische toestand voor één van de biologische kwaliteitselementen. De macrofaunagemeenschappen aangetroffen in de Roode Beek, Ratumsche Beek en de Heelsumse Beek voldoen wel aan de goede ecologische toestand. Voor de overige biologische kwaliteitselementen is de ecologische toestand op zijn hoogst matig. Deze resultaten zijn niet verwonderlijk gezien het feit dat de meeste hydromorfologische en fysisch-chemische variabelen niet aan de KRW referentiewaarden voldoen. Overigens voldoen de meeste beken ook niet aan de recent door Heinis & Evers (2007) opgestelde GET-werknormen voor het totaal-stikstofgehalte (4 mg N/l) en het totaal-fosfaatgehalte (0.14 mg P/l). Alleen de Roode Beek voldoet aan de GET-werknormen voor totaal-stikstof en totaal-fosfaat en de Hierdensche Beek en de Heelsumse Beek voldoen aan de GET-werknorm voor totaal-fosfaat.

Het doel van het onderzoek was het gekwantificeerd invullen van de abiotische randvoorwaarden behorende bij de ZGET/GET van het KRW type R5 'Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand'. Gezien de relatief slechte toestand van de 10 'best beschikbare' locaties in Nederland kunnen de huidige abiotische randvoorwaarden (Van der Molen & Pot, 2006) echter niet worden bijgesteld aan de hand van data verzameld op deze locaties.

Tot slot is tijdens het onderzoek de vraag gerezen in hoeverre er een verband bestaat tussen de goede mate van doelrealisatie (doel nationale natuurbeleid) en de goede ecologische toestand (KRW doel). Voor de vissen wordt getwijfeld aan de 'juistheid' van de in 'Handboek Natuurdoeltype' beschreven doelsoorten. Voor de macrofauna kon worden vastgesteld dat een goede ecologische toestand niet samen ging met een goede mate van doelrealisatie. De achterliggende gedachte van het natuurbeleid is dat wanneer een natuurdoeltype wordt gerealiseerd de beschreven doelsoorten automatisch aanwezig zijn. In dit onderzoek is gebleken dat dit voor de macrofauna in ieder geval niet opgaat. Dit kan twee mogelijke oorzaken hebben: (1) de bemonsteringsinspanning is onvoldoende geweest om de aanwezigheid van de doelsoorten te kunnen vaststellen of (2) er is geen (duidelijk) verband is tussen natuurwaarde en ecologische toestand, als gevolg van de criteria die zijn gebruikt bij het selecteren van de doelsoorten. Het project 'KRW monitoring in VHR gebieden' (Beleidsondersteunend Onderzoek, cluster Ecologische Hoofdstructuur, thema Ecologische doelen en maatlatten waterbeheer van LNV) moet antwoord geven op de vraag of er een (duidelijk) verband bestaat tussen de goede mate van doelrealisatie en de goede ecologische toestand.

Literatuur

Anonymus (1999) Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer – Empfehlung. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 147 blz.

Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingner, R. Haverman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. Zadelhof (2001) Handboek Natuurdoeltypen, Tweede geheel herziene editie. Wageningen, Expertisecentrum LNV, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 832 blz.

Bal D., H.M. Beije, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. Van der Reest (1995) Handboek voor Natuurdoeltypen in Nederland. IKC-Natuurbeheer nr. 11, Wageningen. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 408 blz.

De Leeuw, J.J., J.J.G.M. Backx & A.D. Buijse (2006) Ecologische beoordeling van visstand in beken en rivieren volgens nieuwe Europese methode. H2O, 17: 40-42.

EG (2000) Richtlijn 2000/60/EG VAN HET EUROPEES PARLEMENT EN DE RAAD tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen, L327, 1-32.

Elbersen, J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Boels & J.G. Hartholt (2003) Definitiestudie Kaderrichtlijn Water (KRW): I. typologie Nederlandse oppervlaktewateren. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 669, 72p.

Gerritsen, R.C. & M. Koopmans (1999) Ecologisch maatweb stromende wateren Veluwe en Vallei. Zuiveringschap Veluwe en Provincie Utrecht, 142 blz.

Hering, D., R.K. Johnson & A. Buffagni (2006) Linking organism groups – major results and conclusions from the STAR project. Hydrobiologia, 566: 109-113.

Heinis & Evers (2007) Afleiding getalswaarden voor nutriënten voor de goede ecologische toestand voor natuurlijke wateren. STOWA, Utrecht.

Heinis, F., C.R.J. Goderie & J.G. Baretta-Bekker (2004) Referentiewaarden algemene fysisch-chemisch kwaliteitselementen. Achtergronddocument. HWE/Adviesbureau Goderie, RIKZ, concept.

Nijboer, R.C. & P.F.M. Verdonschot (red.) (2001) Zeldzaamheid van de macrofauna van de Nederlandse binnenwateren. Werkgroep Ecologische Waterbeoordeling, themanummer 19. Uitgave: Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, 77 blz.

Schaminée, J.H.J., E.J. Weeda, V. Westhoff, G.H.P Arts, A.P. Grootjans & C. den Hartog (1995) *De Vegetatie van Nederland. Deel 2: Plantengemeenschappen van wateren, moerassen en natte heiden*. Upsala, Opulus Press.

Splunder van I., T.A.H.M. Pelsma & A. Bak (red.) (2006). *Richtlijnen monitoring oppervlakte water. Europese Kaderrichtlijn Water. Versie 1.3, augustus 2006*, ISBN 9036957168.

Van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Journal of Aquatic Ecology*, 28 (1): 177-133.

Van den Berg, M. (red.) (2004). *Achtergrondrapportage referenties en maatlatten waterflora: rapportage van de expertgroepen macrofyten en fytoplankton*. Utrecht, STOWA, 116 blz. Versie november 2004.

Van der Molen, D.T., P. Boers & N. Evers (2006). KRW-normen voor algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen in natuurlijke wateren. *H₂O*, 25/26: 31-33.

Van der Molen D.T. (red.) (2004) *Referenties en concept-maatlatten voor rivieren voor de Kaderrichtlijn water*. Utrecht, STOWA. STOWA rapport 43, 365 blz.

Van der Molen, D.T. & R. Pot (red.) (2006) *Referenties en concept-maatlatten voor rivieren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water*. Utrecht, STOWA, update april 2006, 365 blz.

Verdonschot, P.F.M. (in prep.) *Gehalten van fosfor- en stikstofverbindingen onder de goede ecologische toestand (GET) in stromende wateren*. Wageningen, Alterra.

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

Verdonschot P.F.M. (2000) *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren. Deel 2, Beken. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'*. Rapport AS-02, EC-LNV. Wageningen, Alterra, 128 blz.

Verdonschot P.F.M. & M.W. van den Hoorn (2004) *Hydromorfologische kwaliteitselementen. Achtergronddocument bij de natuurlijke KRW-typen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 1074, 114 blz.

Verdonschot, P.F.M. & R.C. Nijboer (2004) *Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse beken: Een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 756, 326 blz.

Verdonschot, P.F.M., R.C. Nijboer & S.N. Janssen (2000) Ecologische typologie, ontwikkelingsreeksen en waterstreefbeelden Limburg. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Alterra-rapport 171.1, 116 blz.

Vlek, H.E. (2006) Influence of seasonal variation on bioassessment of streams using macroinvertebrates. Verh. Internat. Verein. Limnol., 29: 1971-1975.

Vlek, H.E., P.F.M. Verdonschot & R.C. Nijboer (2003) De ontwikkeling van een op macrofauna gebaseerd beoordelingssysteem voor Nederlandse beken in Europees verband. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 827, 115 blz.

Wallin, M., T. Wiederholm & R.K. Johnson (2002) Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3 – REFCOND. 5th Version.