

Nutriënten in stromende wateren

Het project is uitgevoerd in opdracht van het ministerie van VROM.

Nutriënten in stromende wateren

Overzicht van normen

P.F.M. Verdonschot

R.C. Nijboer

L.W.G. Higler

Alterra-rapport 516b

Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte, Wageningen, 2002

REFERAAT

Verdonschot P.F.M., Nijboer R.C. & Higler L.W.G., 2002. *Nutriënten in stromende wateren. Overzicht van normen*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 516b. 60 blz. 4 fig.; 38 tab.; 41 ref.; 1 bijlage.

Dit rapport geeft een overzicht van normen voor beken. Het onderzoek is uitgevoerd in het kader van het project Typegerichte normstelling en stroomgebiedbenadering. Allereerst zijn bestaande normen voor nutriënten in stromende wateren bijeen gebracht. Vervolgens zijn meetwaarden van nutriënten in de meer natuurlijke beken en de referentietoestanden van beken in binnen- en buitenland verzameld. Bestaande normen en meetwaarden zijn vervolgens op rekenkundige wijze bewerkt. Uit dit resultaat zijn voorstellen afgeleid voor de normstelling van nutriënten in beken en beektypen. Er worden aanbevelingen gedaan ter verbetering van het proces van normstelling.

Trefwoorden: nutriënten, beken, rivieren, normstelling, beekherstel, stromende wateren, referentie

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 516b. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2002 Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte,
Postbus 47, NL-6700 AA Wageningen.
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: postkamer@alterra.wag-ur.nl

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

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

Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	11
1.1 Aanleiding	11
1.2 Doel 12	
1.3 Effecten van nutriëntenbelasting	13
1.3.1 Directe effecten	13
1.3.2 Indirecte effecten	13
1.4 Normstelling in het algemeen	13
1.5 Gedifferentieerde normstelling	14
1.6 Methode voor nutriëtnormstelling	15
1.7 Leeswijzer	16
2 Bestaande normen voor beken	17
2.1 Inleiding en methode	17
2.2 Normen uit de literatuur	17
2.2.1 Nutriënten	17
2.2.2 Overige fysisch-chemische variabelen	21
3 Enkele meetwaarden in nagenoeg natuurlijke beken	23
3.1 Inleiding en methode	23
3.2 Vergelijking met andere (nagenoeg) natuurlijke beken	23
3.3 Voorbeelden van buitenlandse normeringen	28
3.3.1 Ammonia	28
3.3.2 Ammonium	28
3.3.3 Fosfor	29
4 Normstelling voor Nederlandse beken	31
4.1 De rol van stikstof en fosfor in beken	31
4.2 Methode voor een rekenkundige normstelling	31
4.3 Samenvattend overzicht bestaande normen	32
4.4 Nutriëtnormstelling voor beken	33
4.4.1 Ortho-fosfaat	33
4.4.2 Totaal fosfaat	34
4.4.3 Ammonium	35
4.4.4 Nitraat	37
4.4.5 Overige stoffen	38
4.5 Toepassing van nutriëtnormen in Nederlandse beken	41
5 Maatregelen	43
5.1 Inleiding	43
5.2 Maatregelen in relatie tot stoffen	44
5.3 Toepassing van maatregelen	45

6	Discussie en aanbevelingen	47
	Referenties	49
	Bijlagen	
1	De chemische samenstelling van oorspronkelijk beekwater	
	Inleiding	53
	Het ontstaan van beekwater	53
	Regionale invulling	57
	Conclusies ten aanzien van de natuurlijke achtergrondgehalten	60

Woord vooraf

Het in dit rapport beschreven onderzoek is een onderdeel van het programma "Typegerichte normstelling en stroomgebiedbenadering". Doelen van het project zijn:

- Het afleiden van effectgerichte milieukwaliteitsnormen voor een aantal (belangrijke) typen oppervlaktewater (als eerste voor sloten, meren & plassen, stromende wateren, vennen en grote wateren (zowel zoet als zout)).
- Het onderbouwen van de relatie tussen landgebruik en de resulterende belasting van het oppervlaktewater en de effecten erin via uit- en afspoeling.
- Middels proefprojecten volgens een gebiedsgerichte aanpak en op grond van de watersysteembenadering nagaan op welke wijze de voorgestelde waterkwaliteitsdoelstellingen voor de verschillende typen oppervlaktewater in een gebied samenhangen en randvoorwaarden stellen aan het gebruik van dit gebied.
- Het ontwikkelen van een modelinstrumentarium waarmee effecten van de totale belasting met nutriënten vanuit een regio op een rijkswateren (zowel zoet als zout) kunnen worden beoordeeld.
- Het meewerken met CIW V aan het vaststellen van een 'handvat toetsingskader nutriënten in regionale oppervlaktewateren', waarmee provincies en waterbeheerders op een zinvolle wijze kunnen komen tot beoordeling en normstelling van nutriënten in regionale oppervlaktewateren.

Het project ressorteert onder het koepelproject "Gedifferentieerde normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. Een voorstel voor onderzoek en modellering". Het gelijknamige projectplan werd in 1998 geaccepteerd door de stuurgroep "Nutriënten in Oppervlaktewater", waarin de participerende instituten RIVM, RIZA, STOWA en Alterra, samen met de opdrachtgever het Ministerie voor VROM/DGM/BWL vertegenwoordigd waren. Het project is nauw gelieerd aan de CIW 5 subgroep "Gedifferentieerde normstelling in oppervlaktewater", die zich met name richt op praktijkrelaties in gebieden.

Het in dit rapport beschreven onderzoek vormt een deel van het normstellingsonderzoek in beken. Het normstellingsonderzoek in beken betreft drie delen:

- Het beschrijven van ecologische processen
- Het afleiden van nutriëntennormen
- Het verkennen van beschikbare modellen

Het onderzoek werd gefinancierd door het Ministerie voor VROM/DGM/BWL. Leden van de stuurgroep: Douwe Jonkers (DGM/BWL, opdrachtgever), Jieles van Baalen (LNV/DWK), Ton Bresser (RIVM, voorzitter), Frans Claessen (RIZA), Miep van Gijsen (Alterra), Bert Higler (Alterra), Lowie van Liere (RIVM, projectsecretaris), Oene Oenema (Alterra, agendalid), Bas van der Wal (STOWA)

Verder namen deel aan de vergaderingen van de stuurgroep de projectleiders van de verschillende onderdelen: Francisco Leus (RIZA, projectleider RISTORI), Carla Bisseling (EC-LNV, projectleider Aquatische Natuurdoeltypen), Lowie van Liere (projectleider Typegerichte normstelling en stroomgebiedbenadering). Peter van Beers wordt bedankt voor het bijeen brengen van het cijfermateriaal.

Samenvatting

Het doel van dit deelproject is het bijdragen aan het proces om te komen tot een getalsmatige invulling van gedifferentieerde normstelling voor beken. Uit het literatuuronderzoek naar processen met betrekking tot nutriënten in beken (Nijboer 2001) volgden geen grenswaarden of concrete normen. Wel gaf de studie duidelijk het belang van nutriënten en de normering daarvan aan.

Allereerst zijn bestaande normen voor nutriënten en enkele andere fysisch-chemische variabelen in beken verzameld zoals regionaal of nationaal geformuleerd. In deze inventarisatie is het eventuele onderscheid in kwaliteitsniveaus van hoog en laag ook meegenomen. Hiermee is een beeld gegeven van wat er aan normen op dit moment circuleert en welke spreiding hierin aanwezig is.

Deze bestaande normen voor stikstof en fosfor zijn vergeleken met waarden van de meer natuurlijke beken uit de beektypologie van Nederland, met de indicatieve parameterwaarden van de referentie gemeenschapstypen beschreven in het Aquatisch Supplement behorende bij de Aquatische Natuurdoeltypen en met beschrijvingen van referenties op basis van literatuur en buitenlandse omstandigheden. Voor de buitenlandse beken is gebruik gemaakt van een (kleine) selectie van zo natuurlijk en zo vergelijkbaar mogelijke beken in Duitsland, Denemarken en Polen.

Vervolgens zijn voor het opstellen van nutriëntennormen voor stromende wateren de reeds bovengenoemde normen en waarden rekenkundig bewerkt. Voor ieder van deze gegevenssets zijn de 10-percentiel en de mediaan berekend. Uit de combinatie van deze resultaten zijn nutriëntennormen afgeleid voor zowel alle beken in Nederland als geheel als voor de beektypen: bovenloopjes, bovenlopen, middenlopen, benedenlopen en riviertjes.

Tenslotte zijn enkele conclusies getrokken en zijn aanbevelingen gedaan om de normstellingsproblematiek in de toekomst meer procesgericht te benaderen en met wetenschappelijk onderzoek te onderbouwen.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Veel Nederlandse beeksystemen staan onder invloed van een hoge nutriëntentoevoer als gevolg van intensieve landbouw in het stroomgebied. Overvloedige bemesting zorgt voor oppervlakkige afspoeling van nutriënten naar het water en voor een verhoging van nutriëntenconcentraties in oppervlakkig en uiteindelijk diep grondwater. Daarnaast verandert de aard van de nutriënten in een beek door verandering van vegetatie in het stroomgebied (landbouwgewassen in plaats van de natuurlijke vegetatie, meestal bos).

De toename van toevoer van nutriënten naar beken heeft effect op processen in de beek en op de levensgemeenschap. Het is van belang vast te stellen aan welke voorwaarden voldaan moet worden voor een duurzame ontwikkeling van het systeem. Hiervoor is kennis noodzakelijk omtrent processen met betrekking tot nutriënten in beken. Deze processen zijn sterk afhankelijk van de ligging van de beek, het beektraject en de lokale geomorfologische en hydrologische kenmerken van het gebied. Om gebiedsgericht normen te kunnen stellen is het nodig om te weten welke processen van belang zijn en hoe deze processen kunnen verschillen afhankelijk van het beektype.

Kernvraag:

Hoe hoog kunnen de concentraties van nutriënten in beken zijn zonder dat processen in de beek dusdanig veranderen dat een negatief effect op het beekstelsel optreedt?

Nutriënten in stromende wateren: een drieluik

In het eerste rapport 'Nutriënten in stromende wateren: Effecten van verrijking op de fysische, chemische en ecologische processen' (Nijboer 2001) zijn de resultaten beschreven van een uitgebreid **literatuuronderzoek naar processen** met betrekking tot nutriënten in beken. Op basis van literatuur is een overzicht gegeven van de ecologische processen en de nutriëntenhuishouding in beken. De studie richtte zich op de processen en de effecten in het beekstelsel alsmede de relaties naar het stroomgebied. Tevens zijn uit de literatuur methodieken voor modellering geëxtraheerd.

Een beek kan niet als losstaand element worden beschouwd. Het is een onderdeel van het stroomgebied. Dit impliceert dat duurzame ontwikkeling van een beek vraagt om een stroomgebiedbenadering. Kennis van de rol die nutriënten spelen in het beekstelsel zelf, maar ook kennis van de processen van input, transport (tijdelijke opslag) en output van nutriënten, is daarvoor vereist. Voor het bepalen van de input van nutriënten in een beek vanuit het stroomgebied zijn verschillende **hydrologische en hydraulische oppervlaktewatermodellen** beschikbaar. Een overzicht van deze modellen is opgenomen in het tweede rapport (Verdonschot 2002).

Ten slotte zijn in dit rapport: 'Nutriënten in stromende wateren: Overzicht van normen' voorlopige **nutriëntennormen** voor stromende wateren afgeleid op basis van literatuur, een bekentypologie en referenties. In het kader van het DLO-programma 324 (Aquatische Ecosystemen & Visserij) zijn de beken van Nederland op basis van gegevens van waterbeheerders getypeerd in termen van structuren en processen. Dit onderzoek heeft geresulteerd in een bekentypologie waarin beekorganismen en milieuvariabelen gekwantificeerd zijn opgenomen. Ten behoeve van de normstelling worden uit de beektypologie de huidige nutriëntengehalten afgeleid. Tevens is binnen het programma 324 onderzoek uitgevoerd naar referentie-laaglandbeken in Polen en is samengewerkt met de Universiteit van Essen voor een vergelijkbaar grootschalig typologisch onderzoek in het westelijk en oostelijk deel van Duitsland (eveneens laaglandbeken). Dit leverde een gekwantificeerd beeld van nutriëntengehalten in referentiebekken. Daarnaast zijn de natuurlijke achtergrondgehalten van stoffen in de Nederlandse zandgebieden bestudeerd.

1.2 Doel

Om verschillende redenen wordt in Nederland gestreefd naar gebiedsgerichte normen voor nutriënten in oppervlaktewateren. Vanuit het Rijk is een onderbouwing van de 'Integrale Notitie Mest & Ammonia' gewenst. Dergelijke normen geven ook bouwstenen voor milieu- en natuurbalansen en -verkenningen. Voor provincies en waterbeheerders dragen dergelijke normen bij aan het beoordelen van de kwaliteit van het (regionale) oppervlaktewater en aan de functietoekenning. Verder ondersteunen dergelijke normen de prioritering en onderbouwing van noodzakelijke maatregelen.

Het **doel** van dit deelproject is het bijdragen aan het proces om te komen tot een getalsmatige invulling van gedifferentieerde normstelling. Gedifferentieerde normstelling is hierbij omschreven als normstelling die is afgestemd op een gebied (gebiedsgerichte normstelling), een doelstelling (doelgerichte normstelling), een watertype (typegerichte normstelling) of een functie (functiegerichte normstelling). Het project dient bij te dragen aan het invullen van bovengenoemde normstellingen van rijk, provincies en beheerders.

Gedifferentieerde normstelling betekent niet dat iedere beek een eigen norm krijgt. Er wordt uitgegaan van het stroomgebied en de normstelling zal steeds op een zo groot mogelijk deel van het stroomgebied van toepassing moeten zijn. Echter, hiervoor dient in het betreffende gebied wel sprake te zijn een vergelijkbare doelstelling, functietoekenning en/of watertype, hetgeen afhankelijk is van het type normstelling.

De normen worden niet vastgelegd in één parameter. Normen mogen per doel, gebied, functie of watertype verschillen. De normen kunnen, mits relevant, een concentratie of een belasting (load) betreffen. Normen kunnen echter ook meeliften met andere factoren.

De uitvoering van gestelde normen volgt steeds dezelfde lijn. Nadat een norm is vastgesteld, dient de waterbeheerder door middel van monitoring te controleren of aan de norm wordt voldaan en zo niet, dan dienen maatregelen te worden ingezet.

1.3 Effecten van nutriëntenbelasting

1.3.1 Directe effecten

Er is sprake van directe toxische effecten van bepaalde nutriënten indien de optredende concentratie leidt tot sterfte van organismen. Directe effecten treden alleen op als er een overmaat ontstaat van de stikstofverbindingen ammonia of nitriet.

Nitriet komt in natuurlijke beken niet of nauwelijks voor. Nitriet wordt gevormd wanneer het nitrificatieproces wordt geremd, bijvoorbeeld als gevolg van een reducerend milieu (zuurstoftekort). Hoewel nitriet in geringere mate door zowel blauwalgen als sommige groenalgen kan worden opgenomen, is deze stikstofverbinding, ondermeer vanwege zijn mutagene werking, giftig voor veel organismen (de Lange & de Ruiter 1977).

De concentratie van ammonia is afhankelijk van de temperatuur en de zuurgraad. Bij een hogere pH neemt het ammoniagehalte toe, terwijl een temperatuursstijging dit proces doet versnellen. Bij planten leidt een teveel aan ammonia in de cel tot ontkoppeling van de foto-fosforylering en remming van de ademhaling (Bloemendaal & Roelofs 1990).

1.3.2 Indirecte effecten

Nutriënten kunnen leiden tot een massale ontwikkeling van algen en waterplanten. Maar dit proces is afhankelijk van vele factoren, zoals licht, temperatuur, stroomsnelheid, retentietijd en biologische invloeden. Het is voorsnog niet mogelijk om in beken de massale ontwikkeling te koppelen aan verschillende nutriëtenniveaus.

In het algemeen leidt een teveel aan primaire productie tot een ophoping van organisch materiaal en tot algemene en snelgroeiende algen en hogere planten. Een dergelijke ophoping leidt vervolgens weer tot een verhoogd zuurstofgebruik. Te lage zuurstofgehalten leiden tot het verdwijnen van allerlei organismen. In beken kan dit in langzaam stromende delen optreden.

Indirecte effecten van eutrofiëring betreffen ook de doorwerking van nutriënten op de ontwikkeling van de levensgemeenschap. Kleine veranderingen kunnen al leiden tot verandering in de soortensamenstelling van algen en macrofauna. Het eutrofiëringsproces leidt tot nivellering in levensgemeenschappen waarbij enkele dominante soorten overal gaan voorkomen. Gedifferentieerde normering van nutriënten kan dan ook niet zonder de levensgemeenschap in het proces mee te nemen.

1.4 Normstelling in het algemeen

Het stellen van normen is van het grootste belang om het aquatische ecosysteem te beschermen, de kwaliteit van het drinkwater op een hoog peil te houden zonder veel

analysekosten te hoeven maken en ter voorkoming van een groot nutriëntenoverschot in zee. In dit rapport wordt voornamelijk ingegaan op de bescherming van het aquatische ecosysteem. De vraag die bij nutriëtnormering gesteld wordt, luidt als volgt: Hoe hoog mag het gehalte van de verschillende nutriënten zijn zonder dat effect waarneembaar is aan de levensgemeenschap?

Bij het opstellen van normen moet niet alleen rekening gehouden worden met directe effecten van stoffen maar ook met indirecte effecten.

Directe effecten van stoffen treden op als de stof zelf schade toebrengt aan het organisme of aan het systeem (toxische of ecotoxicologische effecten): bijvoorbeeld de acute en chronische toxische effecten van sommige anorganische stikstofverbindingen op aquatische organismen.

Er is sprake van een indirect effect als niet de stof zelf maar de effecten van toevoer van de stof schade toebrengen aan een organisme of het ecosysteem, zoals een sterke afname van het zuurstofgehalte in het water of een toename van primaire productie door algen of waterplanten.

Normen kunnen heel moeilijk voor een groot gebied worden opgesteld tenzij ze zodanig streng worden gesteld dat het voor alle wateren in het gebied gunstig is. De meest gevoelige locatie of het meest gevoelige watertype is dan bepalend voor alle andere. Vaak wordt dan ook benadrukt dat gebiedsspecifieke normering noodzakelijk is. Belangrijk is dat een norm gericht is op een bepaald watertype en dat hierbij de indeling in watertypen voldoende gedetailleerd is en aangezien typen vaak gebiedsspecifiek zijn betekent dit een type- én gebiedsgerichte benadering. De indeling in typen moet dan gebaseerd zijn op de volgende factoren:

- De achtergrondniveaus van de nutriënten (geohydro- en geomorfologie);
- De dimensies van de beek (typologie);
- De mate van stroomafwaarts transport van nutriënten (afvoerdynamiek);
- De mate van opname (regeneratie) van nutriënten door biotische, fysische en chemische processen (interne processen);
- De mate van beschaduwing.

Het is erg moeilijk om nutriëtnormen uit bestaande literatuur af te leiden, omdat per onderzocht systeem verschilt welk nutriënt limiterend is, hoe groot de retentiecapaciteit is en hoe snel een nutriënt stroomafwaarts getransporteerd wordt. Voor Nederlandse beken zijn deze aspecten nog nauwelijks onderzocht, laat staan voor beektypen.

1.5 Gedifferentieerde normstelling

Gedifferentieerde normstelling betekent een differentiëring naar:

- doel (doelgerichte normstelling),
- functie (functiegerichte normstelling),
- gebied (gebiedsgerichte normstelling),
- beektype (typegerichte normstelling).

Deze differentiëring is noodzakelijk om normering zinvol te laten zijn. Een voorbeeld is de IMP80-84 leidraadnorm voor oppervlaktewateren voor de pH van 6.5 – 9.0. Onder deze norm zouden natuurlijke vennen met een pH van bijvoorbeeld 5.5 aan herstel toe zijn. Dit voorbeeld maakt duidelijk dat normstelling slechts zinvol

is wanneer een differentiatie naar watertype plaatsvindt. Bij doel- en functiegerichte normstelling wordt de norm gekoppeld aan het doel of de functie van een beek en treedt in werking daar waar dat doel of die functie wordt toegekend. Toekenning betekent altijd een ruimtelijke vastlegging die niet los staat van een gebiedsgerichte normstelling. Gebiedsgerichte normstelling gaat echter verder dan het betreffende deelgebied waarvoor het doel of de functie geldt. In de geest van het integrale waterbeheer betekent dat, dat bij gebiedsgerichte normstelling niet alleen de beek maar ook de beekbegeleidende gronden, de inzijggebieden en/of het gehele stroomgebied betrokken zijn. Vanuit de stroomgebiedsbeheersgedachte, zoals verwoord in de Europese Kaderrichtlijn, dient normering betrekking te hebben op gehele gebieden waarbinnen dan differentiatie kan plaats vinden naar doel/functie en water(beek)type. Tenslotte staat de normering ook niet los van het afwentelingsprincipe. Juist bij beken worden stoffen continu stroomafwaarts doorgegeven. Normering in een middenloop legt daarmee altijd eisen op aan bovenstroomse gebiedsdelen.

1.6 Methode voor nutriëtnormstelling

Er is weinig onderzoek uitgevoerd met als doel nutriëtnormen op te stellen voor eutrofiëringseffecten in stromende wateren. Er zijn verschillende manieren om te komen tot normen. Als voorbeeld voor de te kiezen werkwijze dient een publicatie van Dodds *et al.* (1997). Dodds *et al.* (1997) hebben op drie manieren uit hun onderzoek normen afgeleid voor totaal-stikstof en totaal fosfor. Dit onderzoek is als voorbeeld uitgewerkt en dient ter illustratie van de te kiezen werkwijze. De volgende methoden zijn door Dodds *et al.* gevolgd:

1. Regressiemethoden

Het gebruik van regressiemethodieken indiceerde in het voorbeeld van genoemde auteurs dat 0.275 mg/l totaal-stikstof over het algemeen acceptabele chlorofyl-a-gehalten opleveren (100 mg chlorofyl a/m² gemiddeld en 150 mg/m² maximum). Met een acceptabele situatie wordt bedoeld dat geen algenbloei optreedt. Waarschijnlijk zijn bij dergelijke condities wel al kleine veranderingen in het systeem opgetreden.

2. Probabilistische benadering

Bij de 'probabilistische benadering' geeft aan het voorbeeld van Dodds *et al.* aan dat wanneer totaal-stikstof in de range ligt van 0.2-0.5 mg/l, het chlorofyl-a-gehalte in de meeste gevallen acceptabel zal zijn. Het is de vraag of dit geldt voor alle beektrajecten.

3. Referentie-benadering

Bij de derde benadering ('referentie-benadering') hebben genoemde auteurs gekeken naar gehalten op de referentielocatie. Ze demonstreerden dat een gemiddelde waarde voor totaal-stikstof van 0.318 mg/l zorgde voor een acceptabele situatie.

Gegeven de sterke overeenkomst tussen de resultaten van de verschillende methoden hebben de onderzoekers in het voorbeeld de waarde van 0.35 mgN/l aangehouden. Deze waarde is voldoende om frequente perioden van excessieve benthische (bodem) algengroei te voorkomen en biedt nog wel de mogelijkheid voor enige externe input van stikstof. De bijbehorende waarde voor fosfor ligt bij 0.035-0.038 mg/l totaal fosfor (berekend op basis van de Redfield ratio (C:N:P=6:6:1)). Een waarde van 0.035 mg/l totaal fosfor correspondeert met een maximum waarde van ongeveer 100 mg/m² chlorofyl-a. Daarentegen is de waarde voor totaal fosfor op de referentielocatie 0.0205 mg/l. Concluderend vinden Dodds *et al.* (1997) een norm van 0.03 mg/l totaal fosfor voldoende om de piek in algenbiomassa onder 150 mg/m² chlorofyl-a te houden.

De in dit rapport toegepaste methode van 'referentie-benadering' wordt door bovenstaande conclusies ondersteund.

1.7 Leeswijzer

Uit het literatuuronderzoek naar processen met betrekking tot nutriënten in beken (Nijboer 2001) volgden geen grenswaarden of concrete normen. Wel gaf de studie duidelijk het belang van nutriënten en de normering daarvan aan. Allereerst is onderzocht of normen afgeleid zouden kunnen worden uit natuurlijke achtergrondgehalten in beken. Met de natuurlijke samenstelling van regenwater als uitgangspunt zijn de processen in de bodem beschreven en is het effect op de samenstelling van het opkwellende grondwater cijfermatig bepaald. Dit leverde een beeld van de getalswaarden van een aantal macro-ionen maar leidde niet tot waarden van nutriënten (bijlage 1).

Hoofdstuk 2 behandelt het afleiden normen voor nutriënten in beken uit bestaande normeringen. Bestaande en gepubliceerde normwaarden zijn grafisch weergegeven. Hoofdstuk 2 geeft daarmee een beeld van wat er aan normen op dit moment circuleert en welke spreiding hierin aanwezig is.

De bestaande normen uit hoofdstuk 2 worden in hoofdstuk 3 vergeleken met de metingen van nutriënten van de referentie-beektypen in het Aquatische Supplement, met beschrijvingen van referenties op basis van literatuur en buitenlandse natuurlijke beken, met de waarden die volgen uit de beektypologie voor Nederland en met een selectie van nagenoeg natuurlijke Nederlandse beken.

Hoofdstuk 4 combineert de resultaten van voorgaande hoofdstukken in een empirische, rekenkundige normering van nutriënten in beken. Hiertoe zijn per parameter 10-percentielen, medianen en 90-percentielen berekend.

Hoofdstuk 5 sluit af met conclusies en geeft aanbevelingen om de normeringsproblematiek in de toekomst meer procesgericht te benaderen en met wetenschappelijk onderzoek te onderbouwen.

2 Bestaande normen voor beken

2.1 Inleiding en methode

Dit hoofdstuk inventariseert de bestaande normen voor nutriënten en enkele andere fysisch-chemische variabelen in beken. Deze normen zijn regionaal of nationaal geformuleerd.

Uit de literatuur zijn normwaarden voor verschillende variabelen verzameld die betrekking hebben op stromende wateren. Voor deze inventarisatie zijn de volgende literatuurbronnen gebruikt: Aquasense (1999), CUWVO (1988), Peeters & Gardeniers (1998a, b), Portielje & van der Molen (1998), Provincie Noord-Holland (1999), Provincie Utrecht (1996a, b, c), Provincie Zuid-Holland (1991) en Van der Molen *et al.* (1998).

In deze inventarisatie is het eventuele onderscheid in kwaliteitsniveaus ook meegenomen. Hiertoe is onderscheid gemaakt tussen een hoog en een laag kwaliteitsniveau. In de uitwerking is in de bijgevoegde figuren het onderscheid tussen hoog en laag aangegeven.

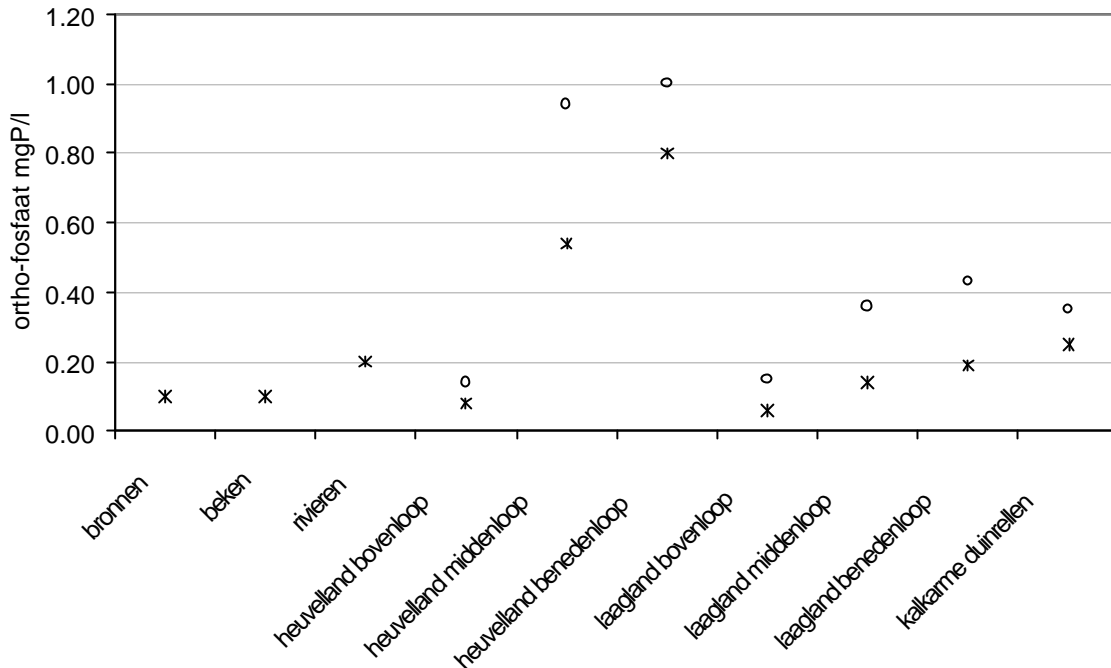
Vaak duidt een norm een minimum of maximum waarde aan, in sommige gevallen kan de norm zowel een minimum als maximum hebben (zoals voor pH, zuurstof en zuurstofpercentage). In deze gevallen is dit onderscheid aangegeven.

2.2 Normen uit de literatuur

2.2.1 Nutriënten

Ortho-fosfaat

In figuur 1 vallen de extreem hoge ortho-fosfaat normen (boven de 0.8 mgP/l) voor heuvellandbeken (midden- en benedenloop) meteen op. Mogelijk zijn deze normen aan de hoge kant omdat heuvellandbeken op rijke bodemtypen voorkomen of omdat ze gebaseerd zijn op metingen uit de tachtiger jaren afkomstig van de routinematige meetnetten van de waterkwaliteitsbeheerders (Peeters & Gardeniers 1998b). De vaak vrij hoge beschikbaarheid van ortho-fosfaat in de stromende wateren kan ook samenhangen met de geringere kans om neer te slaan dan wel te worden opgenomen door algen of planten als gevolg van de stroming.



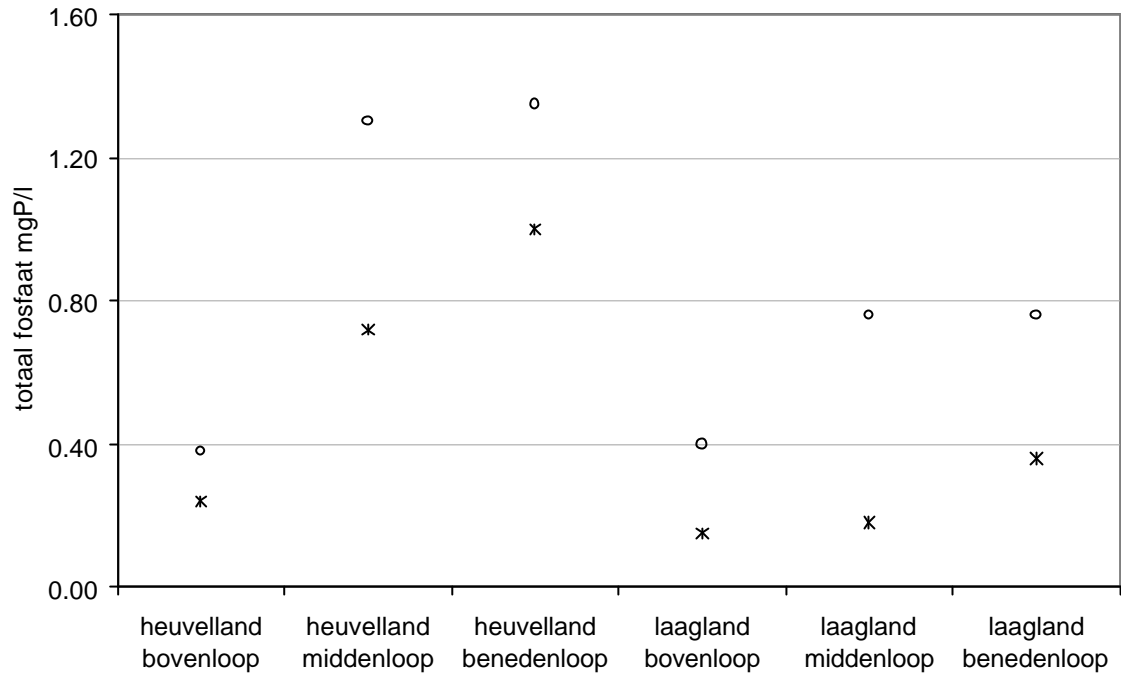
Figuur 1 Bestaande normen voor ortho-fosfaat voor hoog kwaliteitsniveau (*) en laag kwaliteitsniveau (o).

Totaal-fosfaat

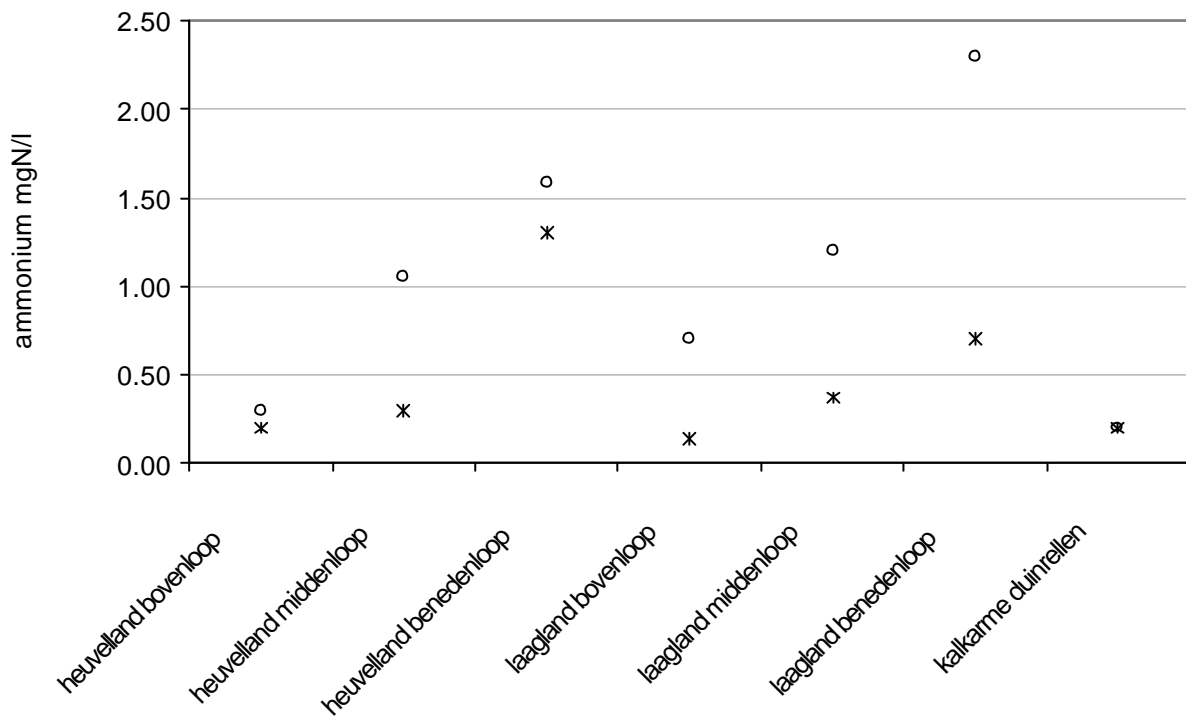
Voor het totaal-fosfaat (figuur 2) vallen eveneens de hogere normen voor de heuvellandbeken (midden- en benedenloop) op.

Ammonium

Over het algemeen zijn de normen voor ammonium relatief hoog (figuur 3). De hoogste waarde geldt voor de benedenloop van de laaglandbeek (2.3 mgN/l; laagste niveau). Van boven- naar benedenloop neemt de norm toe. Mogelijk is dit een gevolg van de gebruikte gegevens. De data die aan de basis liggen van deze normen zijn afkomstig van de regionale waterbeheerders en zijn in opdracht van STOWA verzameld (Peeters & Gardeniers 1998b). Aangezien vrijwel alle Nederlandse stromende wateren (en zeker de in de tachtiger jaren gemonitorde beken) tenminste voor een deel worden gevoed door stikstofrijk oppervlakte- of grondwater, dat afkomstig is uit intensief bemeste landbouwgronden of beïnvloed wordt door effluent, zijn deze stroomafwaarts hogere waarden te verwachten. Echter, een gewenst niveau is hieruit moeilijker af te leiden.



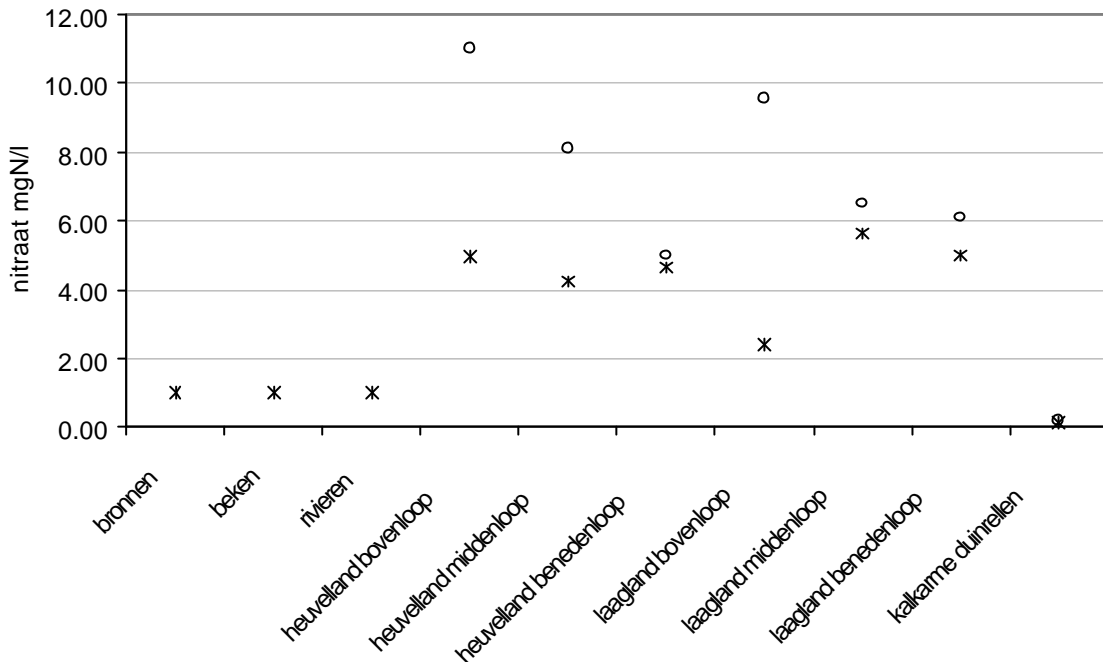
Figuur 2 Bestaande normen voor totaal-fosfaat voor hoog kwaliteitsniveau (*) en laag kwaliteitsniveau (o).



Figuur 3 Bestaande normen voor ammonium voor hoog kwaliteitsniveau (*) en laag kwaliteitsniveau (o).

Nitraat

Evenals bij ammonium liggen veel van de nitraatnormen hoog (figuur 4). Hiervoor geldt hetzelfde als voor ammonium: de waarden voor stromende wateren zijn waarschijnlijk sterk beïnvloed door de intensieve landbouw in Nederland. In plaats van de door Peeters & Gardeniers (1998b) voorgestelde grens- en streefwaarden zou het wellicht beter zijn om voorlopig de lager gelegen normen voor stilstaande wateren ook voor de stromende wateren te gebruiken. Ook de oudere normen voor bronnen, beken en rivieren (Ministerie voor Verkeer en Waterstaat 1980) liggen aanzienlijk lager.



Figuur 4 Bestaande normen voor nitraat voor hoog kwaliteitsniveau (*) en laag kwaliteitsniveau (o).

2.2.2 Overige fysisch-chemische variabelen

In tabel 1 worden voor enkele andere fysisch-chemische variabelen normen gegeven.

Tabel 1 Normen voor macro-ionen en overige fysisch-chemische parameters.

bron watertype Kwaliteitsniveau	CUWVO (1988)			Noord-Holland (SEND)		
	bronnen	beken	rivieren	kalkarme duinrellen		
				hoog	midden	laag
pH (min)	7	6	7	6.2		
pH (max)	8	8	8	8		
O ₂ (mg/l) min	6	6	6	5		
O ₂ (mg/l) max	11	11	11	6		
T (°C) max	15	20	25	25		
Cl (mg/l)	20	40	40	75	100	150
Na (mg/l)				45	60	90
K (mg/l)				10	15	20
Ca (mg/l) min	10	10	50	10		
Ca (mg/l) max	100	100	60	30		
Mg (mg/l)				8	14	20
HCO ₃ (mg/l) min				30		
HCO ₃ (mg/l) max				100		
SO ₄ (mg/l)	40	40	40	40	60	90
EGV (µS/cm)				450	600	900

De duinrellen hebben hogere normen voor onder andere chloride, sulfaat en elektrisch geleidend vermogen als gevolg van de invloed van de zee. In de buurt van de kust speelt de zogenaamde salt-spray een rol; de neerslag kan daar tot 20 mgCl/l bevatten (Provincie Utrecht 1996b). Voor calcium zijn minimum en maximum normen opgenomen in verband met regionale verschillen en verschillen tussen watertypen. Naast calcium is natrium in veel oppervlaktewateren kwantitatief het belangrijkste kation. Het wordt echter door planten nauwelijks opgenomen, en is daardoor waarschijnlijk niet van groot belang. Kalium is een belangrijke macro-nutriënt voor planten, dat selectief wordt opgenomen. De normen voor de duinen zijn voor het binnenland te hoog en zouden daar duiden op landbouwkundige invloed. Calcium bepaalt samen met magnesium de hardheid van het water. In het zuiden van Nederland liggen de waarden voor magnesium hoger als gevolg van de kalkhoudende bodem. Deze waarden zijn ongeschikt voor de rest van het land. Magnesium komt meestal in concentraties tussen de 1 en 40 mg/l in het zoete oppervlaktewater voor.

De zuurstofnormen zijn behoorlijk eenduidig. De temperatuurnormen voor bronnen (15°C) en beken (20°C) zijn nog relatief hoog (CUWVO 1988). Gezien hun voeding met grondwater dat een relatief lage, constante temperatuur heeft van 8-11°C lijkt de waarde voor bronnen zeker te hoog.

Ook de maximum normen voor de zuurgraad liggen erg hoog.

3 Enkele meetwaarden in nagenoeg natuurlijke beken

3.1 Inleiding en methode

De bestaande normen voor met name stikstof en fosfor parameters zijn in dit hoofdstuk vergeleken met waarden van de meer natuurlijke beken uit de beektypologie van Nederland (Verdonschot & Nijboer 2001), met de indicatieve parameterwaarden van de referentie gemeenschapstypen (Verdonschot 2000) beschreven in het Aquatisch Supplement behorende bij de Aquatische Natuurdoeltypen en met beschrijvingen van referenties op basis van literatuur en

buitenlandse omstandigheden. Voor de buitenlandse beken is gebruik gemaakt van een (kleine) selectie van zo natuurlijk en zo vergelijkbaar mogelijke beken in Duitsland, Denemarken en Polen. Dit vormt samen met de ranges in normwaarden uit hoofdstuk 3 een basis voor een normering van nutriënten in beken.

3.2 Vergelijking met andere (nagenoeg) natuurlijke beken

In tabel 2 zijn de indicatieve waarden, zoals opgenomen in de beektypenbeschrijvingen van het Aquatisch Supplement samengevat. Het betreft geschatte grenswaarden behorende bij de beschreven referentietypen. Veelal zijn de waarden niet afgeleid uit gegevensreeksen maar gebaseerd op fysisch-chemische classificeringen.

In het kader van verschillende onderzoeken in samenwerking met buitenlandse instanties zijn steekproefsgewijs gegevens van (nagenoeg) natuurlijke beeksystemen verzameld in Denemarken (tabel 3), Duitsland (tabel 4) en Polen (tabel 5, 6).

Tabel 2 Abiotische waarden van de aquatische sub-natuurdoeltypen beken (Verdonschot 2000).

parameter	breedte m	diepte cm	pH	t-P mgP/l	NH₄ mgN/l	NO₃ mgN/l	stroom-snelheid cm/s	% bedekking vegetatie	EGV mS/cm	Cl mg/l	hh dH
droogvallende bovenloopjes	< 1.5	< 25	5.5 – 7.5	< 0.040	< 0.4	< 0.46	10-30	< 10	< 250	40 - 120	3-10
droogvallende bovenlopen	1-3	< 40	5.5 – 7.5	< 0.040	< 0.4	< 0.46	10-50	< 10	< 250	40 - 120	3-10
(zwak) zure bovenloopjes	< 1.5	< 25	4.5 – 6.5	< 0.015	< 0.08	0	10-40	< 20	< 100	10 – 20	1 – 5
(zwak)zure bovenlopen	1-3	< 40	4.5 – 6.5	< 0.015	< 0.08	0	10-40	< 20	< 100	10 – 20	1 – 5
zwak zure middenlopen	2-5	20 – 70	4.5 – 6.5	< 0.040	< 0.4	< 0.35	10-50	< 40	100 – 250	10 – 20	1 – 5
snelstromende bovenloopjes	< 1.5	< 25	6.5 – 8.5	< 0.015	< 0.08	0	30-60	< 10	250 – 500	20 - 40	5-20
snelstromende bovenlopen	1-3	< 40	6.5 – 8.5	< 0.015	< 0.08	0	30 - 80	< 10	250 - 500	20 – 40	5-20
snelstromende middenlopen	2 – 5	20 - 70	6.5 – 8.5	< 0.040	< 0.4	< 0.35	30 – 70	< 40	250 – 500	20 – 40	5-20
snelstromende benedenlopen	4 – 15	30 - 100	6.5 – 8.5	< 0.040	< 0.4	< 0.35	30 - 70	< 40	250 – 500	20 – 40	5 – 20
snelstromende riviertjes	10 – 30	70 - 120	6.5 – 7.5	< 0.040	< 0.4	< 0.35	30 - 80	< 40	250 – 500	10 – 20	5 – 10
langzaam stromende bovenloopjes	< 1.5	< 25	5.5 – 7.5	< 0.040	< 0.4	< 0.35	10 – 40	< 40	100 – 250	10 – 20	1 – 5
langzaam stromende bovenlopen	1-3	< 40	5.5 – 7.5	< 0.040	< 0.4	< 0.35	10 – 50	< 20	100 – 250	10 – 20	1 – 5
langzaam stromende middenlopen	2-5	20 - 70	5.5 – 7.5	< 0.040	< 0.4	< 0.35	10-50	< 40	100 – 250	10 – 20	1 – 5
langzaam stromende benedenlopen	4-10	30 - 100	5.5 - 7.5	< 0.040	< 0.4	< 0.35	10-50	20 - 40	100 - 250	10-20	1-5
langzaam stromende riviertjes	10 – 30	30 – 120	6.5 – 8.5	< 0.10	< 0.4	< 0.46	10-50	< 40	250 – 500	10 – 40	1 – 10

Tabel 3 Ranges van stofgehalten in twee nagenoeg natuurlijke beken in Denemarken.

parameter	eenheid	range
pH		5.7-7.2
ammonium	mg/l	0.00-0.03
ortho-fosfaat	mg/l	0.002-0.006
totaal ijzer	mg/l	0.1-1.0
BOD ₅	mg/l	0.5-1.2

Tabel 4 Stofgehalten in enkele nagenoeg natuurlijke beken in Duitsland.

beeknaam	Furlbach	Furlbach	Elting- mühlen- bach	Elting- mühlen- bach	Wienbach (nf)	Wienbach (nf)
pH	7.4	7.1	7.8	8.3	7.7	8.0
geleidendheid [μ s/cm]	380	295	644	596	418	383
zuurstof [mg/l]		10.9	9.0	9.4	12.4	9.7
zuurstofverzadiging [%]	98	98	85	94	92	99.1
gemiddelde diepte [cm]		11		16		33
maximum diepte [cm]		38		37		59
gemiddelde stroomsnelheid [m/s]		0.1		0.24		0.25
maximum stroomsnelheid [m/s]		0.27		0.64		0.43
alkaliniteit [mmol/l]	0.7	0.9	1.5	4	1.3	2.4
hardheid [mmol/l]	0.9	1.12	2.8	3	1.8	2.1
chloride [mg/l]	35	24	50	68	34	26
BOD ₅ [mg/l]	3.00	2.62	2.66	1.21	2.52	1.66
ammonium [mgN/l]	0.12	0.09	0.45	0.06	0.10	0.07
nitriet [mgN/l]	0.06	0.01	0.02	0.05	0.07	0.05
nitraat [mgN/l]	26	25	42	16	23	25
ortho-fosfaat [mgP/l]	0.21	0.039	0.06	0.108	0.081	0.067
totaal-fosfaat [mgP/l]		0.057	0.38	0.201	0.154	0.189

Tabel 5 Ranges van stofgehalten in 10 Poolse bronnen gemeten in het najaar van 1998 en het voorjaar van 1999.

parameter	10-percentiel	mediaan	90-percentiel
temperatuur [°C]	5.9	9.6	10.5
zuurgraad	7.1	7.6	7.9
ammonium [mgN/l]	0.010	0.025	0.051
nitraat [mgN/l]	1.4	4.8	6.5
chloride [mg/l]	6	12	18
sulfaat [mg/l]	24	45	62
ijzer [mg/l]	0.02	0.06	0.128
calcium [mg/l]	49	66	81
magnesium [mg/l]	2.4	4.7	6.3
kalium [mg/l]	0.9	1.1	1.5
natrium [mg/l]	5.1	6.8	9.1
alkaliniteit [mmol/l]	1.4	2.3	3.6
bicarbonaat [mg/l]	78	137	206
zuurstofverzadiging [%]	74	81	92
zuurstof [mg/l]	8.5	9.7	10.7
ortho-fosfaat [mgP/l]	0.247	0.325	0.528
totaal-fosfaat [mgP/l]	0.358	0.470	0.648
BOD ₅ [mg/l]	1.2	1.8	4.0
geleidendheid [μ s/cm]	306	367	421

Tabel 6 Ranges van stofgehalten in 10 Poolse beken gemeten in het najaar van 1998 en het voorjaar van 1999.

parameter	10-percentiel	mediaan	90-percentiel
temperatuur [°C]	5.8	8.1	16.5
zuurgraad	7.2	7.5	7.9
ammonium [mgN/l]	0.060	0.100	0.114
nitraat [mgN/l]	0.4	0.9	1.8
chloride [mg/l]	7	10	19
sulfaat [mg/l]	14	27	44
ijzer [mg/l]	0.28	0.65	1.184
calcium [mg/l]	34	52	74
magnesium [mg/l]	3.8	7.5	10.1
kalium [mg/l]	1.2	2.4	5.0
natrium [mg/l]	4.3	6.3	10.8
alkaliniteit [mmol/l]	1.5	2.3	2.9
bicarbonaat [mg/l]	91	140	178
zuurstofverzadiging [%]	69	76	86
zuurstof [mg/l]	7.6	9.2	10.2
ortho-fosfaat [mgP/l]	0.076	0.320	0.534
totaal-fosfaat [mgP/l]	0.072	0.440	0.624
BOD ₅ [mg/l]	1.6	2.2	4.2
geleidendheid [µs/cm]	272	342	398

Echte natuurlijke beken ontbreken in Nederland. Opgaven van nagenoeg natuurlijke beeksystemen kunnen echter indicatief zijn voor de vroegere omstandigheden. Hiervoor zijn enkele opgaven overgenomen van Verdonschot (2000) (tabel 7) en is een overzicht van recente metingen opgenomen (tabel 8).

Tabel 7 Indicaties van stofgehalten in verschillende nagenoeg natuurlijke beken in Nederland (voor de referenties zie Verdonschot 2000).

parameter	literatuur eenheid	bron	Anloër	Elsbeek	Verloren	Bosbeek
		Ugchelen	Diepje		beek	
		WBW	STORA	STORA	STORA	STORA
		1977	1989	1989	1989	1989
O ₂	mg/l		9.65	9.65	10.00	10.15
O ₂	%		89.5	85.5	87.0	90.5
pH			7.01	7.18	7.08	6.59
EGV	mS/m		39.85	43.95	18.55	11.30
Cl ⁻	mg/l	11.7	43.5	40.5	14.5	9.0
SO ₄ ²⁻	mg/l	7.2	54.0	66.5	23.5	34.5
t-P	mgP/l		0.045	0.185	0.050	0.010
o-P	mgP/l		<0.010	0.060	0.010	<0.010
NO ₃ ⁻	mgN/l		8.60	7.75	0.27	0.16
BZV ₅	mg O ₂ /l		1.0	1.0	1.0	1.0
NH ₄ ⁺	mgN/l		0.120	0.260	0.105	0.045

Tabel 8 Indicaties van stofgehalten in 19 nagenoeg natuurlijke beken in Nederland (gebaseerd op 31 monsters genomen in de periode 1998-2000).

parameter	eenheid	aantal	10-percentiel	mediaan	90-percentiel
ammonium	mgN/l	31	0.03	0.11	0.3
nitriet	mgN/l	31	0.0021	0.02	0.051
nitraat	mgN/l	31	0.83	2.51	5.08
orthofosfaat	mgP/l	31	0.006	0.028	0.115
totaal fosfaat	mgP/l	31	0.024	0.07	0.19

Tenslotte is de laatste jaren gewerkt aan het opstellen van een typologie van beken in Nederland (Verdonschot & Nijboer 2002). Uit deze typologie zijn de een of twee meest natuurlijke clusters genomen in een reeks gaande van bovenloopjes naar riviertjes (tabel 9).

Tabel 9 Indicaties van mediane waarden van stofgehalten in 7 beektrajecten uit de bekentypologie (Verdonschot & Nijboer 2002).

beektype		zure boven- loopjes	zwak zure boven- loopjes	stromende- boven- lopen	snel stromende boven- lopen	midden- lopen	beneden- lopen	riviertjes
parameter*	eenheid							
BZV10	mg/l	0.5		1.4	1.0	1.0	1.3	2.0
BZVmed	mg/l	0.5		1.8	1.0	1.2	2.0	2.9
BZV90	mg/l	0.5		2.4	2.0	2.5	2.9	6.7
NH ₄ 10	mgN/l	0.31	0.10	0.29	0.04	0.10	0.10	0.20
NH ₄ med	mgN/l	0.48	0.15	0.50	0.08	0.16	0.23	0.55
NH ₄ 90	mgN/l	0.93	0.40	0.75	0.26	0.23	0.48	1.00
N _{kjel} 10	mgN/l	1.18		1.57	0.36	0.81	1.00	1.75
N _{kjel} med	mgN/l	1.78		2.35	0.58	1.08	1.55	2.10
N _{kjel} 90	mgN/l	2.85		2.74	0.86	1.51	1.89	2.50
NO ₃ 10	mgN/l	4.7	0.2	0.7	1.4	6.6	1.6	2.2
NO ₃ med	mgN/l	5.3	0.3	1.8	2.0	7.7	2.6	5.1
NO ₃ 90	mgN/l	7.3	1.0	3.3	2.3	8.5	4.2	9.1
t-N10	mgN/l	6.3		3.5	2.1	9.0	4.0	5.2
t-Nmed	mgN/l	7.1		5.1	3.1	9.1	4.9	7.4
t-N90	mgN/l	9.9		7.8	4.2	10.0	6.4	10.9
O ₂ 10	mg/l	8.2	8.1	5.9		9.3	7.5	5.9
O ₂ med	mg/l	9.5	10.4	8.5	9.2	10.4	9.2	8.2
O ₂ 90	mg/l	11.6	12.8	10.3		11.7	10.3	10.8
o-P10	mgP/l	0.01	0.03	0.02	0.03	0.03	0.03	0.04
o-Pmed	mgP/l	0.01	0.04	0.03	0.11	0.03	0.04	0.05
o-P90	mgP/l	0.01	0.07	0.06	0.12	0.04	0.07	0.08
t-P10	mgP/l	0.03	0.04	0.11	0.12	0.05	0.10	0.19
t-Pmed	mgP/l	0.07	0.06	0.16	0.18	0.07	0.14	0.22
t-P90	mgP/l	0.12	0.16	0.23	0.29	0.12	0.22	0.31

*De toevoeging bij iedere parameter duidt op: 10 = 10-percentiel, 90 = 90-percentiel en med = mediaan.

3.3 Voorbeelden van buitenlandse normeringen

3.3.1 Ammonia

Hamm (1991) heeft in Duitsland normen opgesteld voor behoud van de aquatische levensgemeenschap (tabel 10). Voor het opstellen van een norm voor ammonia is de verhouding van ammonia : ammonium van belang. Deze verhouding is afhankelijk van de pH en de temperatuur van het water. Neemt de pH toe dan neemt het percentage ammonia (NH_3), dat ecotoxicologische effecten veroorzaakt, toe. Dit hangt samen met eutrofiëring waarbij (als algen en waterplanten zich massaal ontwikkelen) de pH stijgt.

De norm voor ammonia is 0.025 mg/l (Hamm 1991). Bij een pH groter dan 7.5 ligt dan de norm voor ammonium bij 0.2 mg/l voor salmonide-wateren (wateren voor zalmachtigen) en 0.4 mg/l voor cyprinide-wateren (wateren voor karperachtigen). Het beste criterium om onderscheid te maken tussen deze wateren is de temperatuurschommeling. Is de amplitude < 20°C dan is sprake van salmonide wateren, >20°C van cyprinide wateren.

Nitriet heeft een lagere toxiciteit dan ammonia en komt niet vaak voor in dermate hoge concentraties dat het effecten op de levensgemeenschap heeft. De waterkwaliteitscriteria met betrekking op nitriet, die gedefinieerd zijn bij de EIFAC-FAO (1984) worden door Hamm (1991) aangehouden. De toxiciteit van nitriet hangt af van het chloridegehalte in het water. Als de algemene kwaliteitsnorm van 10 mg/l chloride wordt aangehouden, zal de norm voor nitriet niet worden overschreden.

Tabel 10 Normen volgens Hamm (1991) ter voorkoming van directe (ecotoxicologische) effecten.

effecten/parameter	norm mg/l	opmerkingen
NH_3	0.025 (NH_3)	Afhankelijkheid van duur en frequentie nog onbekend
Totaal ammonia ($\text{NH}_3+\text{NH}_4^+$)		
salmonide wateren	0.20 (NH_4^+) = 0.16 (NH_4^+-N)	Afhankelijkheid van duur en frequentie nog onbekend
cyprinide wateren	0.40 (NH_4^+) = 0.31 (NH_4^+-N)	
Nitriet		
salmonide wateren < 10 mg/l Cl	$\text{NO}_2^- = 0.03 \text{ NO}_2-\text{N}$	Naar EIFAC-figures
salmonide wateren > 10 mg/l Cl	$0.65 \text{ NO}_2^- = 0.20 \text{ NO}_2-\text{N}$	(EIFAC-FAO 1984 in
cyprinide wateren < 10 mg/l Cl	$0.20 \text{ NO}_2^- = 0.06 \text{ NO}_2-\text{N}$	Hamm 1991) omgezet naar
cyprinide wateren > 10 mg/l Cl	$1.30 \text{ NO}_2^- = 0.40 \text{ NO}_2-\text{N}$	90 percentielen
Nitraat	Geen norm nodig met betrekking tot directe toxische effecten	

3.3.2 Ammonium

In relatie tot het benodigde zuurstofgehalte heeft Hamm (1991) de normen voor ammonium op 0.5 mg/l NH_4^+-N voor diepe zeer langzaam stromende wateren en 3.0 mg/l NH_4^+-N voor alle andere stromende wateren gelegd (tabel 11). Als deze waarden worden overschreden, kan een zuurstofconcentratie van minder dan 6 mg/l ontstaan. Bij deze normen is uitgegaan van een lage organische belasting (het biotisch zuurstof verbruik, BOD5 (C-BOD) is niet meer dan 2.0 mg/l). Aangezien de normen

voor ammonium lager liggen in verband met de toxiciteit van ammonia is het indirecte effect van secundair belang. Bij een hoge organische belasting kan het effect echter veel groter zijn. Daarom moet er naast een norm voor ammonium een norm voor organische belasting (met als maat BOD: biotisch zuurstofverbruik) zijn, zodat geen zuurstoftekort op zal treden.

Tabel 11 Normen volgens Hamm (1991) ter voorkoming van indirecte effecten.

effecten/parameter	norm mg/l	opmerkingen
zuurstofverbruik door nitrificatie diepe zeer langzaam stromende, gestuwde of getijdewateren	0.5 NH ₄ ⁺ -N 3.0 NH ₄ ⁺ -N	90-percentielen; als deze worden overschreden kan zuurstofconcentratie afnemen tot <6 mg/l. Geldig voor wateren met lage organische belasting (C-BOD ₄ niet groter dan 2 mg/l.)
overige stromende wateren		
eutrofiëring van vrij afstromende wateren	geen uniforme normen	reduceren van nutriëntenlading van punt en diffuse bronnen

Als de normering van Hamm (1991) vergeleken wordt met de gemiddelde waarden voor natuurlijke rivieren zoals Meybeck (1979, 1982) die heeft opgesomd blijkt dat de normen veel hoger zijn dan de van nature aanwezige gehalten van de nutriënten in rivieren (tabel 12).

Tabel 12 Gemiddelde waarden voor nutriëntengehalten in natuurlijke rivieren (Meybeck 1979, 1982).

nutriënt	gemiddelde voor natuurlijke rivieren (mg/l)
NO ₃ ⁻ -N	0.1
NH ₄ ⁺ -N	0.015
NO ₂ ⁻ -N	0.0015
PO ₄ ²⁻ -P	0.0125
Si(OH) ₄ -Si	4.853
DOC (opgelost organisch koolstof)	5.75
DON (opgelost organisch stikstof)	0.26
DOP (opgelost organisch fosfor)	0.015
POC (particulair organisch koolstof)	4.8
PON (particulair organisch stikstof)	0.56
POP (particulair organisch fosfor)	0.21

3.3.3 Fosfor

De norm voor fosfor in gestuwde rivieren zoals de Ruhr en de Main ligt op 0.160 – 0.200 mg/l totaal P, gebaseerd op maximum chlorophylgehalte van 0.1 tot 0.15 mg/l chlorophyl-a. Een lagere norm van 0.050- 0.150 mg/l totaal fosfor gaat ongewenste algengroei en eutrofiëring tegen (Hamm 1991).

4 Normstelling voor Nederlandse beken

4.1 De rol van stikstof en fosfor in beken

Voor een gebiedsgerichte normering spelen twee vragen een centrale rol:

- Wat is het effect van stikstof dan wel fosfor op eutrofiëringsverschijnselen in beken?
- Wat zijn de te verwachten effecten van een vermindering van de nutriëntenbelasting *c.q.* -concentraties in beken?

Uit de voorgaande paragraaf blijkt dat nutriënten van belang zijn in bekecosystemen. Wijzigingen in de belasting of concentratie van stikstof en fosfor levert wijzigingen op in het bekeecosysteem. Echter hierbij spelen twee vragen:

1. Zijn er grens- of drempelwaarden in stikstof- en of fosfor-concentraties waarbij het bekeecosysteem duidelijke wijzigingen ondergaat en het functioneren verandert en zijn deze waarden kwantificeerbaar?
2. Wat is het belang van wijzigingen in de nutriëntenconcentraties in een bekeecosysteem ten opzichte van de toestand van de factoren die samenhangen met de hydro-morfologie van het systeem?

Beide vragen zijn moeilijk te beantwoorden. Tot op heden is in laaglandbeken geen gericht onderzoek gedaan naar de respons van het bekeecosysteem op toenemende belasting met stikstof en/of fosfor. De aandacht is steeds uitgegaan naar de morfologie van de beek. Eutrofiëring kwam ook niet alleen. Daar waar beken meer nutriënten ontvingen was ook steeds sprake van veranderingen in het waterhuishoudkundige systeem ten behoeve van de heersende gebruiksfunctie (voornamelijk landbouw met de hiermee gepaard gaande normalisatie, regulatie en kanalisatie).

4.2 Methode voor een rekenkundige normstelling

Bij het opstellen van een normering voor nutriënten voor stromende wateren zijn de reeds eerder gepresenteerde normen (hoofdstuk 3 samengevat in tabel 13) vergeleken met de waarden zoals die voor de natuurlijke referenties zijn beschreven in het Aquatisch Supplement (tabel 2), enkele referentiewaarden voor stromende wateren in het buitenland (tabel 2, 4, 5 en 6) en waarden voor Nederlandse nagenoeg natuurlijke beken (tabel 7, 8 en 9). Tenslotte is de vergelijking met enkele buitenlandse normen toegevoegd (tabel 10, 11 en 12).

Voor ieder van deze gegevenssets zijn de 10-percentiel en de mediaan berekend. Er is voor deze rekenkundige benadering gekozen bij gebrek aan kennis over de onderliggende processen en bij gebrek aan langjarige meetreeksen met een hoge meetfrequentie in natuurlijke systemen. Ter vergelijking van deze berekende ranges is steeds een tabel per variabele toegevoegd met daarin een in het verleden op meetwaarden gebaseerde classificatie in trofie- of saprobie-klassen. Deze classificatie is in sommige gevallen echter gebaseerd op stilstaande wateren.

De keuze voor de 10-percentiel en de mediaan is ingegeven door de redenering dat de beschikbare informatie afkomstig is uit recente meetreeksen in Nederland en omliggende landen. Alle recente metingen zijn afkomstig uit nagenoeg natuurlijke tot half-natuurlijke beeksystemen. Deze beeksystemen representeren de best beschikbare maar niet de daadwerkelijk natuurlijke toestand. Waarschijnlijk zijn de meeste locaties in geringe mate beïnvloed. Daarom schatten we in dat de 10-percentiel, als zeer strenge maat (bijvoorbeeld in tegenstelling tot de iets ruimere 25-percentiel gebruikt door Peeters & Gardeniers (1998b)), het dichtst de natuurlijke waarde zal benaderen. Een wetenschappelijke onderbouwing is hier niet voor te geven. Er is niet gekozen voor een bandbreedte omdat de gebruiker dan toch zelf een waarde hieruit zal kiezen voor de praktische toepassing.

Er is onderscheid gemaakt tussen de **gebruikswaarde** en de **referentiewaarde**. De gebruikswaarde is ruimer gedefinieerd en wordt toegepast in wateren waar meerdere gebruiksfuncties in het water danwel in het stroomgebied of de waterbeheerseenheid een rol spelen. De referentiewaarde heeft betrekking op de natuurlijke toestand van betreffend systeem (inclusief het stroomgebied of de waterbeheerseenheid).

Van alle gegevenssets tezamen is opnieuw een 10-percentiel en mediaan berekend op de reeds berekende 10-percentielen en medianen van iedere deelset. Vervolgens zijn deze waarden gebruikt voor de normering van de beken en de beektrajecten. Voor de beektrajecten is steeds het volgende schema aangehouden:

	<i>gebruikswaarde</i>	<i>referentiewaarde</i>
bovenloopjes	mediaan van alle 10-percentiel waarden	10-percentiel van alle 10-percentiel waarden
bovenlopen	mediaan van alle 10-percentiel waarden	10-percentiel van alle 10-percentiel waarden
middenlopen	10-percentiel van alle mediane waarden	mediaan van alle 10-percentiel waarden
benedenlopen	mediaan van alle mediane waarden	10-percentiel van alle mediane waarden
riviertjes	mediaan van alle mediane waarden	10-percentiel van alle mediane waarden
beken algemeen	10-percentiel van alle mediane waarden	10-percentiel van alle 10-percentiel waarden

4.3 Samenvattend overzicht bestaande normen

Allereerst zijn de 10-percentielen, medianen en 90-percentielen van normen de beken (samenvatting getalswaarden uit hoofdstuk 2) op het hoge en lage kwaliteitsniveau in tabel 13 samengevat. Voor de stoffen waar maar een te beperkt aantal normen van bekend zijn, is alleen de waarde onder de kolom mediaan opgenomen.

Tabel 13 Overzicht van 10-percentiel, mediaan en 90-percentiel van bestaande normen op hoog respectievelijk laag kwaliteitsniveau voor beken.

kwaliteitsniveau	10-perc.	mediaan	90-perc.	10-perc.	mediaan	90-perc.
	hoog	hoog	hoog	laag	laag	laag
orthofosfaat	0.078	0.165	0.566	0.146	0.360	0.964
totaal-fosfaat	0.165	0.300	0.86	0.39	0.760	1.325
ammonium	0.18	0.30	0.94	0.26	1.05	1.87
nitraat	0.9	3.3	5.1	3.1	6.5	10.1
chloride	26	40	65		150	
natrium		45			90	
kalium		10			20	
calcium (min.)	10	10	38			
calcium (max.)	39	80	100			
magnesium		8			20	
bicarbonaat (min.)		30				
bicarbonaat (max.)		100				
sulfaat		40			90	
EGV		450			900	
pH (min.)	6	7	7			
pH (max.)		8				
zuurstof (min.)	5.3	6.0	6.0			
zuurstof (max.)	7.5	11.0	11.0			
maximum temperatuur	17	23	25			

4.4 Nutriëtnormstelling voor beken

4.4.1 Ortho-fosfaat

Het ortho-fosfaatgehalte is door Leentvaar (1979) in trofieklassen ingedeeld (tabel 14).

Tabel 14 Indeling van het ortho-fosfaatgehalte in trofieklassen.

PO ₄ -P mgP/l	Leentvaar 1979
oligotroof	< 0.007
β-mesotroof	0.007 - 0.017
α-mesotroof	0.017 - 0.034
eutroof	0.034 - 0.067
hyper/polytroof	> 0.067

Een samenvattend overzicht voor ortho-fosfaat, gebaseerd op de 10-percentiel en de mediaan van alle zeven beschikbare getallenreeksen, is gegeven in tabel 15.

Tabel 15 Samenvatting van 10-percentielen en medianen van alle zeven beschikbare getallenreeksen voor ortho-fosfaat (NI-normen=bestaande normen in Nederland, NI-STORA=meetwaarden nutriënten in het STORA onderzoek, NI-19 beken=meetwaarden van 19 nagenoeg natuurlijke beken in Nederland, NI-bekentypologie=meet-waarden van beken in enkele nagenoeg natuurlijke beektypen, D, De en P=meetwaarden in (nagenoeg) natuurlijke beken in respectievelijk Duitsland, Denemarken en Polen).

getallenreeks	NI-normen	NI-STORA	NI-19 beken	NI-beken-typologie	D	De	P	10-perc. totaal	mediaan totaal
10-perc. per dataset	0.078	0.015	0.006	0.016	0.050	0.002	0.076	0.004	0.016
mediaan per dataset	0.165	0.035	0.028	0.030	0.074	0.006	0.320	0.019	0.035

De spreiding in de ortho-fosfaat bij de NI-normen is erg ruim maar zelfs de 10-percentiel van het hoogste niveau in tabel 13 duidt volgens Leentvaar (1979) op een hyper/polytrofe toestand.

De waarden in de Duitse en Poolse beken lopen uiteen van eu- tot ver boven hypertroof. In Denemarken liggen de waarden daar ver onder (oligotroof). In Nederland zijn de gemeten waarden in het algemeen nogal wisselend maar liggen de recente metingen (NI-19 beken) toch in het oligo- tot mesotrofe gebied.

Ortho-fosfaat is niet in de aquatische subnatuurdoeltypen opgenomen.

De buitenlandse norm voor natuurlijke rivieren van 0.0125 mgP/l ligt iets onder de hier voorgestelde referentiewaarde.

Tabel 16 Voorstel voor gebruiks- en referentiewaarden voor ortho-fosfaat in verschillende beektrajecten.

ortho-fosfaat	gebruikswaarde mgP/l	referentiewaarde mgP/l
bovenloopjes	0.016	0.004
bovenlopen	0.016	0.004
middenlopen	0.019	0.016
benedenlopen	0.035	0.019
riviertjes	0.035	0.019
beken algemeen	0.019	0.004

4.4.2 Totaal fosfaat

De gehalten voor het totaal fosfaat zijn door Wegl (1983) en voor Vollenweider (1968) in trofieklassen ingedeeld (tabel 17).

Tabel 17 Indeling van het totaal fosfaatgehalte in trofieklassen.

t-P mg/l	Wegl 1983	Vollenweider 1968
oligotroof	< 0.013	< 0.01
mesotroof	0.013 - 0.04	0.01 - 0.03
eutroof	0.04 - 0.1	0.03 - 0.1
hyper/polytroof	> 0.1	> 0.1

Een samenvattend overzicht voor totaal-fosfaat, gebaseerd op de 10-percentiel en de mediaan van alle zeven beschikbare getallenreeksen, is gegeven in tabel 18.

Tabel 18 Samenvatting van 10-percentielen en medianen van alle zeven beschikbare getallenreeksen voor totaal-fosfaat (NI-normen=bestaande normen in Nederland, NI-STORA=meetwaarden nutriënten in het STORA onderzoek, NI-19 beken=meetwaarden van 19 nagenoeg natuurlijke beken in Nederland, NI-bekentypologie=meet-waarden van beken in enkele nagenoeg natuurlijke beektypen, D en P=meetwaarden in (nagenoeg) natuurlijke beken in respectievelijk Duitsland en Polen).

getallenreeks	NI-normen	NI-STORA	NI-19 beken	NI-beken-typologie	D	P	10-perc. totaal	mediaan totaal
10-perc. per dataset	0.165	0.0205	0.024	0.036	0.096	0.072	0.022	0.054
mediaan per dataset	0.300	0.0475	0.070	0.100	0.189	0.440	0.059	0.145

Ook de spreiding in totaal-fosfaat is ruim (tabel 18) en volgens Wegl (1983) en Vollenweider (1968) hyper/polytroof te noemen. De meeste doeltypen vallen in de hoogste klasse. De ranges in Duitsland liggen rondom de hypertrofe toestand. In de Poolse beken lopen de waarden van eu- tot ver boven hypertroof. In Nederland liggen de waarden in het algemeen, ook in de periode 1998-2000, in het bereik van meso- tot eutroof.

In de aquatische subnatuurdoeltypen loopt de range uiteen van oligo-mesotroof voor de zwak zure beeksystemen tot hyper/polytroof voor de riviertjes.

De Duitse norm voor gestuwde rivieren van 0.16-0.20 mgP/l kan als gebruikswaarde en die van 0.05-0.15 mgP/l als referentiewaarde worden gezien. Beide lijken erg hoog.

Tabel 19 Voorstel voor gebruiks- en referentiewaarden voor totaal-fosfaat in verschillende beektrajecten.

totaal-fosfaat	gebruikswaarde mgP/l	referentiewaarde mgP/l
bovenloopjes	0.054	0.022
bovenlopen	0.054	0.022
middenlopen	0.059	0.054
benedenlopen	0.145	0.059
riviertjes	0.145	0.059
beken algemeen	0.059	0.022

Bestaande Nederlandse normen voor totaal-fosfaat zijn <0.3 mg/l in het IMP 80-84 en 0.05 mgP/l en 0.015 mgP/l voor de landelijke streefwaarde respectievelijk maximaal toelaatbaar risico (MTR) in de 4^{de} Nota Waterhuishouding. De voorgestelde waarden (tabel 19) zijn tot 10 keer zo laag ten opzichte van het IMP, maar meer vergelijkbaar met de 4^{de} Nota Waterhuishouding.

4.4.3 Ammonium

De gehalten voor het ammonium zijn door Tumpling (1968) en Wegl (1983) in saprobiëklassen ingedeeld (tabel 20).

Tabel 20 Indeling van het ammoniumgehalte in saprobiëklassen.

NH ₄ ⁺ mg/l	Tumpling 1968	Wegl 1983
oligosaproob	< 0.08	< 0.08
β-mesosaproob	0.08 – 3.12	0.08 - 0.39
α-mesosaproob	3.12 – 7	0.39 - 3.12
polysaproob	> 7	> 3.12

Een samenvattend overzicht voor ammonium, gebaseerd op de 10-percentiel en de mediaan van alle zeven beschikbare getallenreeksen, is gegeven in tabel 21.

Tabel 21 Samenvatting van 10-percentielen en medianen van alle zeven beschikbare getallenreeksen voor ammonium (NI-normen=bestaande normen in Nederland, NI-STORA=meetwaarden nutriënten in het STORA onderzoek, NI-19 beken=meetwaarden van 19 nagenoeg natuurlijke beken in Nederland, NI-bekentypologie=meet-waarden van beken in enkele nagenoeg natuurlijke beektypen, D, De en P=meetwaarden in (nagenoeg) natuurlijke beken in respectievelijk Duitsland, Denemarken en Polen).

getallenreeks	NI-normen	NI-STORA	NI-19 beken	NI-beken-typologie	D	De	P	10-perc. totaal	mediaan totaal
10-perc. per dataset	0.18	0.06	0.03	0.08	0.07	0.00	0.06	0.02	0.06
mediaan per dataset	0.30	0.11	0.11	0.10	0.10	0.03	0.10	0.07	0.10

De spreiding in ammonium bevindt zich aan de onderzijde van het β -mesosaprobe gebied (Wegl 1983). De waarden in Duitsland en Polen duiden op oligosaprobe omstandigheden, terwijl die in Denemarken daar nog ver onder liggen. De Nederlandse waarden zijn vergelijkbaar met de Duitse en Poolse.

Ammonium is in de aquatische subnatuurdoeltypen opgenomen als oligosaprob in de zwak zure beektypen en als β -mesosaprob in alle andere beektypen.

De buitenlandse normen verschillen van 0.015, 0.2, 0.4, 0.5 tot 3.0 mgN/l. De laatste norm betreft kleinere stromende wateren, de overige normen hebben betrekking op rivieren. De waarden in tabel 22 liggen alle beduidend lager dan de buitenlandse normen. Vermoedelijk zijn de waarden voor ammonium in tabel 22 te streng en dient ammonium genormeerd ruimer te worden genormeerd.

Tabel 22 Voorstel voor gebruiks- en referentiewaarden voor ammonium in verschillende beektrajecten.

ammonium	gebruikswaarde mgN/l	Referentiewaarde mgN/l
bovenloopjes	0.06	0.02
bovenlopen	0.06	0.02
middenlopen	0.07	0.06
benedenlopen	0.10	0.07
riviertjes	0.10	0.07
beken algemeen	0.07	0.02

De IMP 80-84 leidraadnorm voor ammonium + ammoniak bedroeg < 1.0 mgN/l. Deze norm is ook hoger dan de in tabel 21 en 22 berekende waarden. De normen per beektraject zijn weergegeven in tabel 22.

4.4.4 Nitraat

Het nitraatgehalte is door Leentvaar (1979) in saprobielassen ingedeeld (tabel 23).

Tabel 23. Indeling van het nitraatgehalte in saprobielassen.

NO₃ mgN/l	Leentvaar 1979
oligotroof	0
β-mesotroof	0 - 0.23
α-mesotroof	0.23 - 0.35
eutroof	0.35 - 0.46
hyper/polytroof	> 0.46

Een samenvattend overzicht voor nitraat, gebaseerd op de 10-percentiel en de mediaan van alle zeven beschikbare getallenreeksen, is gegeven in tabel 24.

Tabel 24 Samenvatting van 10-percentielen en medianen van alle zeven beschikbare getallenreeksen voor nitraat (NI-normen=bestaande normen in Nederland, NI-STORA=meetwaarden nutriënten in het STORA onderzoek, NI-19 beken=meetwaarden van 19 nagenoeg natuurlijke beken in Nederland, NI-bekentypologie=meet-waarden van beken in enkele nagenoeg natuurlijke beektypen, D, De en P=meetwaarden in (nagenoeg) natuurlijke beken in respectievelijk Duitsland, Denemarken en Polen).

getallenreeks	NI-normen	NI-STORA	NI-19 beken	NI-beken-typologie	D	P	10-perc. totaal	mediaan totaal
10-perc. per dataset	0.90	0.19	0.83	0.50	(4.40)*	0.40	0.28	0.50
mediaan per dataset	3.30	4.01	2.51	1.60	(5.65)*	0.90	1.18	2.51

* niet in de berekening betrokken

De spreiding in nitraat is erg ruim, de 10-percentiel is volgens de indeling van Leentvaar (1979) β-mesotroof terwijl de 90-percentiel op hyper/polytrofie duidt. De waarden in Duitsland liggen erg hoog en zijn daarom buiten beschouwing gelaten. De Poolse waarden duiden op eutroof tot hypertroof water. Opvallend zijn de lagere Poolse waarden ten opzichte van de Duitse en de Nederlandse. Waarschijnlijk is nitraat de variabele die het sterkst toeneemt bij meer intensieve landbouwkundige bedrijfsvoering. In Nederland liggen de waarden van nitraat over het algemeen, juist in de periode 1998-2000 (NI-19 beken), erg gespreid; van oligo- tot hyper/polytroof. De nitraatwaarden zijn in de aquatische subnatuurdoeltypen gesteld op waarden in de range van meso- tot eutroof. De buitenlandse norm voor nitraat van 0.1 mgN/l is ten opzichte van de gevonden getallen laag te noemen.

Tabel 25 Voorstel voor gebruiks- en referentiewaarden voor nitraat in verschillende beektrajecten.

nitraat	gebruikswaarde mgN/l	referentiewaarde mgN/l
bovenloopjes	0.50	0.28
bovenlopen	0.50	0.28
middenlopen	1.18	0.50
benedenlopen	2.51	1.18
riviertjes	2.51	1.18
beken algemeen	1.18	0.26

De bestaande IMP 80-84 leidraadnorm voor nitraat + nitriet bedroeg < 10 mgN/l. Deze norm was veel te hoog.

4.4.5 Overige stoffen

Een samenvattend overzicht voor enkele andere stoffen, gebaseerd op de 10-percentiel en de mediaan van alle zeven beschikbare getallenreeksen, is gegeven in tabel 26.

Tabel 26 Samenvatting van 10-percentielen en medianen van alle zeven beschikbare getallenreeksen voor de overige nutriënten en zuurstof (NL-normen=bestaande normen in Nederland, NL-STORA=meetwaarden nutriënten in het STORA onderzoek, NI-19 beken=meetwaarden van 19 nagenoeg natuurlijke beken in Nederland, NI-bekentypologie=meetwaarden van beken in enkele nagenoeg natuurlijke beektypen, D, De en P=meetwaarden in (nagenoeg) natuurlijke beken in respectievelijk Duitsland, Denemarken en Polen).

stof	getallenreeks	NL-normen	NL-STORA	NL-19 beken	NL-beken-typologie	D	De	P	10-perc. totaal	mediaan totaal
O ₂ (min.)	10-perc. per dataset	5.3	9.7		5.9	9.2		7.6	5.5	7.6
	mediaan per dataset	6.0	9.8		7.8	9.7		9.2	6.7	9.2
O ₂ (max.)	10-perc. per dataset	7.5								
	mediaan per dataset	11.0								
O ₂ [%]	10-perc. per dataset		86			89		69		
	mediaan per dataset		88			96		76		
BOD ₅ [mg/l]	10-perc. per dataset		1.0		0.8	1.4	0.5	1.6	0.6	1.0
	mediaan per dataset		1.0		1.2	2.6	1.2	2.2	1.1	1.2
Nkj (10-perc)	10-perc. per dataset				0.59					
	mediaan per dataset				1.09					
t-N (10-perc)	10-perc. per dataset				2.8					
	mediaan per dataset				4.6					
NO ₂ [mg/l]	10-perc. per dataset			0.002		0.015				
	mediaan per dataset			0.020		0.050				

De waarden voor zuurstof zijn indicatief bedoeld. De IMP 80-84 leidraadnorm voor zuurstof is > 5 mg/l evenals het MTR in de 4^{de} Nota Waterhuishouding. Het lijkt erop dat de zuurstofnorm voor beken iets scherper mag worden gesteld. Het BZV-gehalte is door Wegl (1983) in saprobiëklassen ingedeeld (tabel 27).

Tabel 27 Indeling van het BZV in trofieklassen.

BZV ₅ mg/l	Wegl 1983
oligosaproob	<1
β-mesosaproob	<5
α-mesosaproob	<13
polysaproob	>13

De gevonden waarden voor het BZV duiden op oligo tot β-mesosaprobie.

De gehalten voor het totaal stikstof zijn door Wegl (1983) en Vollenweider (1968) in trofieklassen ingedeeld (tabel 28).

Tabel 28. Indeling van het totaal stikstofgehalte in trofieklassen.

t-N mg/l	Wegl 1983	Vollenweider 1968
oligotroof	< 0.3	< 0.4
mesotroof	< 0.4	< 0.6
eutroof	< 1.0	< 1.5
hyper/polytroof	> 1.0	> 1.5

Volgens de totaal-stikstof indelingen van Vollenweider (1968) en Wegl (1983) vallen de waarden voor de beektypen in de klasse hypertroof (> 1.5 mgN/l).

De bestaande normen voor totaal-stikstof zijn < 2.0 mg/l voor de IMP 80-84 leidraadnorm, 1 mgN/l en 2.2 mgN/l voor de landelijke streefwaarde respectievelijk het MTR in de 4^{de} Nota Waterhuishouding. Deze lagere waarden en het gegeven dat stikstof in de Nederlandse beken meestal in overvloed aanwezig is als gevolg van de uitspoeling van nitraat, duiden aan dat de landelijke normen minimaal moeten blijven gelden.

Een samenvattend overzicht voor de overige fysisch-chemische variabelen, gebaseerd op de 10-percentiel en de mediaan van vijf beschikbare getallenreeksen, is gegeven in tabel 29. De overige fysisch-chemische variabelen betreffen niet direct nutriënten, enkele aan nutriënten gerelateerde macro-ionen.

Tabel 29 Samenvatting van 10-percentielen en medianen van vijf beschikbare getallenreeksen voor de overige fysisch-chemische variabelen (zie legenda tabel 26).

stof	getallenreeks	Nl-normen	Nl-STORA	D	De	P	10-perc. totaal	mediaan totaal
pH (min.)	10-perc. per dataset	6.0	6.7	7.3	5.7	7.2	5.8	6.7
	Mediaan per dataset	7.0	7.0	7.8	7.2	7.5	7.0	7.2
pH (max.)	10-perc. per dataset							
	Mediaan per dataset	8						
EGV [μ S/cm]	10-perc. per dataset		135	337		272		
	Mediaan per dataset	450	292	400.5		342	307.0	371.3
Cl [mg/l]	10-perc. per dataset	26	10.65	25		7	8.1	17.8
	Mediaan per dataset	40	27.5	34.5		10	15.3	31.0
Ca [mg/l]	10-perc. per dataset	10				34		
	Mediaan per dataset	10				52		
Ca (max.) [mg/l]	10-perc per dataset.	39						
	Mediaan per dataset	80						
hh [mmol/l]	10-perc. per dataset			1.01				
	Mediaan per dataset			1.95				
Mg [mg/l]	10-perc. per dataset					3.8		
	Mediaan per dataset	8				7.5		
K [mg/l]	10-perc. per dataset					1.2		
	Mediaan per dataset	10				2.4		
Na [mg/l]	10-perc. per dataset					4.3		
	Mediaan per dataset	45				6.3		
HCO ₃ (min.) [mg/l]	10-perc. per dataset					91		
	Mediaan per dataset	30				140		
HCO ₃ (max.) [mg/l]	10-perc. per dataset							
	Mediaan per dataset	100						
alkaliniteit [mmol/l]	10-perc. per dataset			0.8		1.5		
	Mediaan per dataset			1.4		2.3		
SO ₄ [mg/l]	10-perc. per dataset		26.8			14		
	mediaan per dataset	40	44.25			27		
Fe [mg/l]	10-perc. per dataset				0.1	0.28		
	mediaan per dataset				1	0.65		

Voor de zuurgraad kan onderscheid gemaakt worden in een lage en een hoge normwaarde. Tabel 30 geeft een indeling in klassen.

Tabel 30 Indeling van de zuurgraad in klassen.

pH	Bloemendaal & Roelofs 1990
(extreem) zuur	< 5.0
(zwak) zuur	5.0-6.0
zwak-circumneutraal	6.0 – 7.3
circumneutraal-alkalisch	7.3 – 8.5
alkalisch	> 8.5

De IMP 80-84 leidraadnorm voor de zuurgraad is 6.5 – 9.0. Hetzelfde geldt voor het MTR in de 4^{de} Nota Waterhuishouding. De pH normeren is moeilijk omdat met verschillen in ondergrond en hydrologische voeding gerekend moet worden. Voor beken zijn de trajecten van zwak zuur tot zwak circumneutraal van belang.

De meso-ionische waarden (tabel 31) voor beken lijken geschikt. Hierbij moet echter worden bedacht dat de regionale verschillen (wel of geen mineralenrijke ondergrond) en verschillen in hydrologische voeding (regenwater, ondiep of diep grondwater) kunnen leiden tot aanzienlijke verschillen. Het elektrisch geleidend vermogen komt daarom ook niet voor normering in aanmerking.

Tabel 31 Indeling van het elektrisch geleidend vermogen in klassen.

EGV mS/cm	Olsen 1950
oligo-ionisch	< 200
β-meso-ionisch	< 500
α-meso-ionisch	< 1000
poly-ionisch	> 1000

Het chloride dient alleen in het zoete gebied te worden bekeken (tabel 32).

Tabel 32 Indeling van het chloride-gehalte in klassen.

Cl⁻ mg/l	Venice System 1959
zoet	< 300
licht brak	300 – 3000
matig brak	3000 - 10000
sterk brak	10000 – 16500
zout	> 16500

De reguliere norm is < 200 mg/l zowel in het IMP 80-84 als voor het MTR in de 4^{de} Nota Waterhuishouding. Voor beken moeten veel lagere normen worden gedefinieerd.

Beken zijn meestal matig gebufferd tot gebufferd (tabel 33). Alleen de zwak zure typen zullen ongebufferd of zwak gebufferd zijn. Een gedifferentieerde normering is hier op zijn plaats.

Tabel 33 Indeling van de alkaliniteit in klassen.

HCO₃ mmol/l	Bloemendaal & Roelofs 1990
onbufferd (zuur)	< 0.1
zwak gebufferd	0.1 – 0.5
matig gebufferd	0.5 – 1.0
gebufferd	1.0 – 2.0
sterk gebufferd	2.0 – 4.0
zeer sterk gebufferd	> 4.0

De bestaande normen voor sulfaat (IMP 80-84 leidraadnorm < 100 mg SO₄/l, 4^{de} Nota Waterhuishouding MTR 100 mg SO₄/l) zijn voor beken te hoog.

4.5 Toepassing van nutriëtnormen in Nederlandse beken

In het algemeen is het onmogelijk aan te geven of bovengenoemde waarden ook daadwerkelijk ecologisch relevant zijn. Het is te verwachten dat de aangegeven waarden in ieder geval aan de veilige kant zitten. Ruimere marges leiden snel tot eutrofiëringseffecten, daar veel veldmetingen in nauwelijks beïnvloede beeksystemen toch tekenen vertonen van verandering in het bekecosysteem.

In bovenstaande paragrafen worden de meeste verschijningsvormen van fosfor en stikstof benoemd en van grenswaarden voorzien. Voor de toepassing in de praktijk zijn niet alle parameters noodzakelijk. Voor fosfor kan volstaan worden met de waarden voor totaal fosfaat omdat het ortho-fosfaat direct met totaal fosfaat samenhangt en de invloed van opname in primaire producenten geringer is in vergelijking met stilstaande wateren. Uitzonderingen hierop kunnen de langzaam stroomde benedenlopen zijn waarin primaire productie in de zomer van groter belang is en ortho-fosfaat extra informatie kan geven.

Voor de stikstofparameters zijn meer verschillen van belang. Het totaal stikstof is als overall parameter van belang. Gerichte normering van organische belasting vraagt om het toepassen van ammonium (eventueel BZV) terwijl de uitspoeling en daarmee directe eutrofiëring van beken weerspiegeld wordt in het nitraat. Juist de huidige nitraatproblematiek vraagt om aparte nitraatnormering.

5 Maatregelen

5.1 Inleiding

De aantasting van beken en beekdalen is een gevolg van ingrepen van de mens ten behoeve van de gebruiksfunctie van het stroomgebied. Natuurbeheer en -ontwikkeling in beken vereist een aanpak gericht op het gehele stroomgebied. Bescherming en herstel van beken en beekdalen is ook van belang voor de terestische natuur. Inrichtings- en beheersmaatregelen die de oorzaak van de problematiek aanpakken, hebben vanuit ecologisch oogpunt altijd de voorkeur. In het dicht bevolkte Nederland is dit echter niet altijd mogelijk. Wordt de nutriëntenproblematiek in beschouwing genomen dan is dat zeker een probleem. Daarnaast zijn de stoffen niet altijd de meest dominante factor die een bedreiging vormt voor het beekmilieu. Ook van belang zijn nog de structuren en stromingskenmerken. Het effect van herstel van deze beide factorcomplexen samen met een verbetering van de waterkwaliteit kan in veel gevallen tot een aanzienlijke ecologische verbetering leiden. Dit betekent niet dat stoffen niet belangrijk zouden zijn, maar dat steeds naar een optimaal ecologisch rendement gezocht dient te worden.

Steeds kan worden gezocht naar maatregelen die de negatieve effecten voor de natuur zo veel mogelijk opheffen. Maatregelen gericht op het langer vasthouden van water in het stroomgebied sorteren het grootste effect bij beekherstel. Hierbij kan bijvoorbeeld worden gedacht aan het opheffen van drainage, het verhogen van het drainageniveau of het aanleggen van retentiebekkens. Daarnaast is terugdringing van de toevoer van voedingstoffen noodzakelijk. Vooral het terugdringen van de diffuse toevoer is van belang. Naast vermindering van bemesting kan de aanleg van bufferzones langs de beek positieve gevolgen voor de waterkwaliteit hebben. Herstelmaatregelen als hermeandering, verhoging van de beekbodem en aanplant van bomen versnellen het herstelproces.

Bij de uitvoer van beekherstelprojecten spelen naast praktische ook bestuurlijke en juridische problemen een grote rol. De belangrijkste hierbij zijn: grondverwerving, afstemming van beleidsplannen, complexiteit en tijdsduur van vergunningprocedures, vrijkomende verontreinigde grond en bagger en het draagvlak voor beekherstelmaatregelen (Van der Vlies 1996, Verdonschot *et al.* 1995).

Ecologisch beekherstel wordt uitgevoerd met als doel het verbeteren van het ecologisch functioneren van het beekstelsysteem. De ene maatregel heeft echter een veel grotere invloed op het ecologisch functioneren van het systeem dan de andere. In dit hoofdstuk worden een aantal groepen van maatregelen, gerangschikt volgens het 5-S-model, besproken. Maatregelen hebben vaak effect op meerdere onderdelen van het systeem. Per factorcomplex wordt aangegeven op welke onderdelen de maatregelgroep direct effect heeft en welke andere aspecten van het systeem mede beïnvloed worden.

Maatregelen ten behoeve van systeemvoorwaarden liggen merendeels buiten de competentie van water- en terreinbeherende instanties. Toch is het wenselijk dat beheerders het belang van beïnvloeding van bovengenoemde factoren voor de ontwikkeling van beeksystemen (en andere natuurwaarden) naar andere beleidsinstan-

ties onderstrepen. Deze betreffen beïnvloedingen zoals klimaatsveranderingen, broeikaseffect en zure depositie. Hier wordt in dit rapport niet verder op ingegaan.

Aan alle maatregelen kleven voor- en nadelen, maar de effecten van sommige maatregelen kunnen worden gecompenseerd door de effecten van andere maatregelen. Sommige effecten treden bij meerdere maatregelen op maar versterken elkaar niet, bijvoorbeeld omdat ze op een verschillend niveau aangrijpen. Het is dan ook sterk aan te bevelen maatregelen te combineren. Meestal levert dit niet alleen meer op, maar kunnen ook de nadelen beter worden opgevangen.

Lang niet alle maatregelen zijn overall toepasbaar. Bijvoorbeeld dient bij het aankoppelen van oude meanders gelet te worden op de huidige waarde van de oude meander. Ook behoeven lang niet alle beken of beektrajecten vispasseerbaar te zijn. Maatregelen dienen dus altijd in de context van het stroomgebied te worden beoordeeld.

Het uitwisselen van praktijkervaringen kan sterk bijdragen aan het optimaliseren van beekherstel.

Voor een overzicht van alle groepen van maatregelen wordt verwezen naar “Beken stromen” (Verdonschot *et al.* 1995). Een overzicht van de maatregelen in relatie tot stoffen zijn hier nogmaals opgenomen.

5.2 Maatregelen in relatie tot stoffen

Maatregelen ten behoeve van het factorcomplex stoffen richten zich op enerzijds het versterken van de beekeigen stofstromen en anderzijds het verminderen van de toevoer van stoffen als gevolg van menselijke activiteiten.

Tot de doelstellingen ten behoeve van stoffen worden, onderverdeeld naar de vier belangrijkste processen betreffende zuurstof en organisch materiaal, voedingsstoffen, macro-ionen en microverontreinigingen, de volgende maatregelgroepen gerekend:

Doelstelling	Maatregelgroep
Verminderen toevoer van voedingsstoffen,	
Verminderen organische belasting/ verbeteren zuurstofhuishouding en	
Terugdringen microverontreinigingen	
	*
	Verminderen meststoffentoevoer
	*
	Opheffen huishoudelijke lozing
	*
	Opheffen overstort
	*
	Verbeteren RWZI in kwalitatieve zin
	*
	Scheiden waterstromen
	*
	Verlagen maaiveld
	*
	Aanleggen helofytenfilter
	*
	Aanleggen horse-shoe wetland
	*
	Aanleggen bufferzone

Het verbeteren van de spiraalstroom van stoffen door het beekstelsysteem is in verschillende structuur en stromingsverbeterende maatregelen besloten. Ook de verbetering van de macro-ionenhuishouding, met andere woorden het zoveel mogelijk verkrijgen en vasthouden van gebiedseigen water, is besloten in maatregelen gericht op het factorcomplex stroming.

In tabel 34 is de relatie tussen de maatregelgroepen gericht op het factorcomplex stoffen en de procesaspecten van de factorcomplexen stroming, structuren en stoffen aangegeven. Uit de tabel is af te lezen dat maatregelen vaak op meerdere aspecten effect hebben.

Tabel 34 Relatie maatregelgroepen gericht op het factorcomplex stoffen en de procesaspecten van de complexen stroming, structuren en stoffen.

procesaspect	stroming			structuren			stoffen			
	grond- water	opp. hydrol.	opp. hydraul.	tracé	bed- ding	substr. mozaiek	O ₂ / org. mat.	voed. stof	macro- ionen	micro- veront.
maatregelgroep										
verminderen mest.toevoer						+	+	+		+
opheffen huish. Lozing						+	+	+		+
opheffen overstort			+			+	+	+		+
verbeteren RWZI						+	+	+		+
scheiden waterstromen		-				+	+	+		+
verlagen maaiveld	-		+					+		+
aanleggen helofytenfilter							+	+	+	+
aanleggen horse-shoe wetl.							+	+	+	+
aanleggen bufferzone							+	+	+	+

5.3 Toepassing van maatregelen

Bij beken dringt zich steeds de vraag op naar het belang van nutriënten ten opzichte van het belang van andere factoren. Welk rendement levert een nutriëntenreductie op ten opzichte van een hydro-morfologische ingreep? Volgens het 5-S-model staan de stoffen in de hiërarchie gelijk aan de stroming en de structuren. Echter de stoffen staan gerangschikt als derde naar belang in het beekstelsysteem functioneren ten opzichte van beide andere.

De ervaring heeft geleerd dat de aanpak van sterke belasting (eutrofiëring en saprobiëring) grote ecologische effecten oogst. De eerste en tweede saneringsgolf van rioolafvalwaterzuivering hebben in geheel Europa tot een sterke verbetering van de beekwaterkwaliteit geleid. Een verdere gaande verbetering van de waterkwaliteit is minder van belang voor het beekecosysteem maar van groot belang voor de beekwater ontvangende systemen (met andere woorden afwenteling kan grote consequenties hebben benedenstrooms). Zijn beken in verslechterde hydro-morfologische toestand dan zal een hydro-morfologische verbetering een ecologisch veel groter rendement oogsten dan een verdere verlaging van de nutriëntenlast. Momenteel verkeren veel Nederlandse laaglandbeken in een hydrologisch aangetaste toestand. De afvoerdynamiek is veel groter dan die in de natuurlijke toestand. Beekherstel is vooral gericht op de morfologie van de beeksystemen. Inzet van middelen op een verbetering van de waterhuishouding en verdergaande structuurverbetering (vrije meandering en het terug laten keren van de rol van hout in de vorming van het beekstelsysteem (is gelijk het achterwege laten van onderhoud) lijkt daarom van veel groter belang dan een nog verdere reductie van nutriënten. Een uitzondering hierop vormt het nitraatgehalte. In de meeste Nederlandse beeksystemen is nitraat een bijna exponentieel toenemende parameter die leidt tot sterke en versnelde verzuivering van brongebieden en

moeraszones, naast nog onbekende effecten op de natuurlijke primaire productie op de beekbodem.

Nader onderzoek naar de effecten van deze nitraatverhoging is zeer gewenst.

6 Discussie en aanbevelingen

De hier gepresenteerde gebruiks- en referentiewaarden voor nutriënten zijn gebaseerd eerder gepubliceerde normwaarden (hoofdstuk 2) en op informatie over de natuurlijke metingen van gehalten aan nutriënten in nagenoeg natuurlijke beken in binnen- en buitenland (hoofdstuk 3).

Van veel eerder gepubliceerde normwaarden valt op dat ze eenzelfde waarde hebben. Gezien het veelal ontbreken van een wetenschappelijke onderbouwing van de gepresenteerde waarden lijkt het erop dat het van elkaar overnemen van getallen een belangrijke rol speelt. Dit geldt in ieder geval voor de waarden opgenomen in het Aquatisch Supplement.

De in natuurlijke beken gemeten gehalten geven echter geen inzicht in de rol van de belangrijkste stoffen (P en N) in beekprocessen. Deze metingen tonen ook het incidentele karakter van de hier gepresenteerde vergelijking aan. De meetreeksen zijn niet opgesteld met als doel normen hieruit af te leiden. De vergelijking toont echter wel aan dat zelfs in Nederland voldoende, met name kleinere, beken te vinden zijn waar de stofgehalten nog steeds een meer natuurlijk verloop vertonen. Ook de referenties uit het buitenland zijn niet systematisch noch specifiek voor dit doel verzameld, maar leveren wel een bijdrage in de beeldvorming.

Ondanks het bovenstaande is getracht, zij het op rekenkundige basis, indicatieve gebruiks- en referentiewaarden voor P en N te presenteren in hoofdstuk 4, met alle bovengenoemde slagen om de arm in gedachten.

Deze analyse heeft aangetoond dat het haalbaar is om in de nabije toekomst gegevens te verzamelen die toekomstige normen beter kunnen onderbouwen. Het onderzoek hiervoor dient een koppeling te leggen tussen de biotiek van het betreffende beektype en haar abiotische omgeving. Bekken met een in de tijd constante biologische samenstelling die gelijk is op de referentie, komen voor een dergelijk onderzoek in aanmerking. Deze beken dienen over een periode van circa 15 maanden intensief bemonsterd (abiotisch; inclusief 24-uurs metingen dan wel continue registratie) en bemonsterd (biotisch) te worden. Dit geldt niet alleen voor beken in Nederland maar ook voor vergelijkbare en biologisch betere beken in het buitenland. De noodzaak tot differentiatie naar beektype is overduidelijk.

Er kan gestart worden met een pilotstudie in beken met een verschillende, lage nutriëntenbelasting onder beschaduwde en onbeschaduwde omstandigheden. Dergelijke meetreeksen alleen zijn niet voldoende. De essentiële vraag bij stromende wateren is bij welke stofgehalten er daadwerkelijk veranderingen in het biologische systeem optreden. Waar liggen de ecologisch relevante grenzen in nutriëntengehalten en belastingen. Hiervoor is gericht ondersteunend (veld-)experimenteel onderzoek nodig. Onderzoek in kunstmatige stromend water systemen waar alle milieufactoren onder controle gehouden kunnen worden en waar gerichte manipulaties tot een vergroting van het inzicht leiden in het functioneren van het beeksysteem, is hiervoor zeer gewenst.

Het is voor de normstelling op het gebied van nutriënten ook belangrijk om deze niet alleen te baseren op meetgegevens uit de verschillende beektypen, maar vooral ook

op de grenzen die de waterorganismen zelf stellen aan hun leefmilieu. In een ideale situatie zou de normstelling gebaseerd moeten zijn op de milieu-eisen van indicatororganismen. Daarbij kunnen deze indicatoren ook zelf als norm dienen. Voor zuurstof zijn geen normen opgenomen. De normering zou in ieder geval moeten samenhangen met de wijze van meten. Het willekeurig op een dag op een moment meten van het zuurstofgehalte heeft weinig betekenis. De meting en normering dient in ieder geval samen te hangen met een vast moment op de dag (bij voorkeur vroeg in de ochtend).

Referenties

- Anoniem, 1979. Meetnet voor bepaling van de chemische samenstelling van de neerslag in Nederland. KNMI, De Bilt. 17 pp.
- Aquasense, 1999. Watertypegerichte normstelling voor nutriënten. Een toepassing op meren en plassen. Rapportnr. 99.1221. Aquasense, Amsterdam.
- Bakker, J.P. & A.P. Grootjans, 1991. Potential for vegetation regeneration in the middle course of the Drentsche A brook valley (The Netherlands). *Verhandl. Gesells. Ökol.* 20: 249-263.
- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs, 1990. Waterplanten en waterkwaliteit. *Natuurhistorische Bibliotheek van de KNNV* nr. 45.
- Bon, J., 1968. Afvoer en berging in verband met beekverbetering, toegelicht aan het stroomgebied van de Lunterse beek. *Meded. ICW*, 107. 94 pp.
- CUWVO, 1988. Ecologische kwaliteitsdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren. Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren. 154 pp. Duijvenbouden, W. van, 1974. De geohydrochemie van het jong pleistoceen in Salland in relatie tot topografie en geohydrologie. *RID-mededeling 74-8*. 28 pp.
- Dodds W.K., Smith V.H. & Zander B. 1997. Developing nutrient targets to control benthic chlorophyll levels in streams: a case study of the Clark Fork River. *Wat. Res.* Vol. 31, no. 7, pp. 1738-1750.
- Duijvenbouden, W. van, 1980. De samenstelling van het in de Achterhoek gewonnen grondwater. Basisrapport ten behoeve van de Commissie Bestudering Waterhuishouding Gelderland.
- Eertwegh, G.A.P.H. van den & C.R. Meinardi, 1999. Water- en nutriëntenhuishouding van het stroomgebied van de Huppelse beek. Rapport Sectie Waterhuishouding, Wageningen Universiteit. 138 pp.
- Engelen, G.B., J.M.J. Gieske & S.O. Los, 1989. Grondwaterstromingsstelsels in Nederland. Achtergrondreeks Natuurbeleidsplan nr. 2. Ministerie van LNV, den Haag.
- Hamm A. 1991. Studie ueber Wirkungen und Qualitaetsziele von Naehrstoffen in Fliessgewaessern. Sankt Augustin : Academia Verlag, ISBN: 3-88345-380-3.
- Lange, L. de & Ruiters M.A. de, 1977. Biologische waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag. TNO, Delft.
- Leefflang, K.W.H., 1938. De chemische samenstelling van de neerslag in Nederland. *Chemisch Weekblad* nr. 35
- Leentvaar, P. (1979): Comparison of hypertrophy on a seasonal scale in Dutch inland waters. -In: J. Barica and L.R. Mur (eds.). *Developments in hydrobiology*. 2: 45-55. Meinardi, C.R., 1974. De chemische samenstelling van het grondwater van de Veluwe. *R.I.D.- mededeling 74-4*. 47 pp.
- Meinardi, C.R., 1980. Schets van de natuurlijke samenstelling van het zoete grondwater in Nederland. *RID-mededeling 80-9*. 32 pp.
- Meinardi, C.R., 1988. Veranderingen in de samenstelling van het water in de Veluwe sprengen. *H₂O* 21: 52-57.

- Meinardi, C.R., 1994. Groundwater recharge and travel times in sandy regions of The Netherlands. RIVM-report no. 715501004 (tevens proefschrift) 211 pp.
- Meinardi, C.R. & J.P. van der Valk, 1989. Het stikstofgehalte in beken en waterlopen van het Nederlandse zandgebied. RIVM rapport 728472016.
- Ministerie van Verkeer & Waterstaat, 1980. Indicatief meerjarenprogramma 1980-1984.
- Meybeck M. 1979. Concentrations des eaux fluviales en elements majeurs et apports en solution aux oceans. *Revue de Geologie Dynamique et de Geographie Physique* 21: 215-246.
- Meybeck M. 1982. Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.* 282: 401-450.
- Molen, D.T. van der, R. Portielje & S.P. Klapwijk, 1998. Vierde Eutrofiëringenquete van de Nederlandse meren en plassen. *H₂O*. 1998-2: 16-22.
- Olsen, S. (1950): Aquatic plants and hydrospheric factors. -*Svensk. Bot. Tidskr.* 44: 1-34. Querner, E.P., 1993. Aquatic weed control within an integrated water management framework. Proefschrift Wageningen
- Peeters, E.T.H.M. & J.J.P. Gardeniers, 1998a. Vereenvoudiging van de gedifferentieerde milieukwaliteit van oppervlaktewater in Fryslân. Rapport nr. M284, Leerstoelgroep Aquatische Oecologie en Waterkwaliteitsbeheer, L.U. Wageningen.
- Peeters, E.T.H.M. & J.J.P. Gardeniers, 1998b. Aanzet tot gedifferentieerde grens- en streefwaarden voor nutriënten in regionale wateren. *H₂O* 1998-2: 16-20.
- Portielje, R. & D.T. van der Molen, 1998. Relaties tussen eutrofiëringvariabelen en systeemkenmerken van de Nederlandse meren en plassen.. Deelrapport II voor de Vierde Eutrofiëringenquete. RIZA-rapport 98.007. RIZA, Lelystad.
- Provincie Noord-Holland, 1999. Stilstaan bij waterkwaliteit. Een achtergronddocument over het Stelsel Ecologische Normdoelstellingen behorende bij het tweede Waterhuishoudingsplan van de provincie Noord-Holland 1998-2002.
- Provincie Utrecht, 1996a. Typologie en ecologische normdoelstelling in de provincie Utrecht. Werkdocument meren en plassen.
- Provincie Utrecht, 1996b. Typologie en ecologische normdoelstelling in de provincie Utrecht. Werkdocument zand-, grind- en kleigaten.
- Provincie Utrecht, 1996c. Typologie en ecologische normdoelstelling in de provincie Utrecht. Werkdocument sloten.
- Provincie Zuid-Holland, 1991. Leven door water. Ontwerp Waterhuishoudingsplan 1991-1995.
- Thunnissen, H.A.M., 1987. Oppervlakte-afvoer: hoeveelheid en samenstelling; RIVM-rapport 728472003, Bilthoven.
- Tümping, W. von, 1968. Suggested classification of water quality based on biological characteristics. *Fourth Int. Conf. Water Poll. Research, Prague*: I(16): 1-8.
- Venice-System , 1959. Final resolution of the symposium on the classification of brackish waters. *Arch. Oceanogr. Limnol.* 11: 243-245.
- Verdonschot, P.F.M. et al., 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, subgroep Beekherstel, WEW-06. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, STOWA 95-03, Utrecht. 1-236.

- Verdonschot P.F.M. 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnewateren. Deel 2, Beken. Achtergronddocument bij het 'Handboek Natuurdoeltypen in Nederland'. Rapport AS-02, EC-LNV. Alterra, Wageningen. 128pp.
- Verdonschot P.F.M. & Nijboer R.C. 2001. Actueel en potentieel ecologisch typologisch netwerk van beken in Nederland. Alterra, Wageningen.
- Vlies, M. van der, 1996. Beken natuurlijk in beweging. Vogelbescherming Nederland, Zeist. 143 pp.
- Vollenweider, R.A., 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Organ. Econ. Coop. Dev.Tech. Rep. DAS/SCI 68.27, Paris.
- Vries, J.J. de, 1967. Relatie tussen chemische samenstelling en beweging van het grondwater in de Achterhoek. ICW Nota 406. 15 pp.
- Wegl, R., 1983. Index für die Limnosaprobität. Wasser und Abwässer 26: 1-176.

Bijlage 1 De chemische samenstelling van oorspronkelijk beekwater

Inleiding

Het water dat in een beek komt, is afkomstig van neerslag. De neerslag komt direct via het maaiveld en indirect via bronnen en kwel in de beek. Het bereikt de beek via het oppervlak (oppervlakkige afvoer) en de ondergrond (diepe en ondiepe grondwaterafvoer). Oppervlakkige afvoer van neerslag is de afstroming over het maaiveld. Er dringt ook neerslag door in de bovenste laag van de bodem, en passeert vervolgens alleen ondiepe toplagen, de ondiepe grondwaterstroom. Meinardi (1980) rekent de afvoer via drainage ook bij de ondiepe grondwaterafvoer, maar deze stroom is niet oorspronkelijk. De rest van het regenwater dringt dieper in de bodem door naar diepere lagen, om pas na tientallen tot duizenden jaren in de beek te verschijnen. Dit is de diepe grondwaterstroom. De chemische samenstelling van het water dat de beek voedt, is afhankelijk van:

- de samenstelling van het regenwater,
- de evapotranspiratie, die bepaald wordt door de begroeiing vooral in het inzijggebied,
- de samenstelling van de bodem,
- de verblijftijd in de bodem,
- de opname van voedingsstoffen bij oppervlakkige afvoer,
- en de biologische, fysische en chemische processen in de bodem.

Al deze factoren dragen bij aan de uiteindelijke samenstelling van het water dat de beek bereikt. Ook het natuurlijke nutriëtniveau wordt door deze processen bepaald. In de volgende paragraaf worden deze processen afzonderlijk beschreven met als doel te komen tot een inschatting van de natuurlijke chemische samenstelling van beekvoedend (grond)water.

Het ontstaan van beekwater

De samenstelling van regenwater

Om een idee te krijgen van de samenstelling van de basis van beekwater wordt uitgegaan van de chemische samenstelling van de neerslag; het begin van de waterkringloop. Meinardi (1988) geeft een tabel met oude en meer recente gegevens over de chemische samenstelling van regenwater (tabel 1).

Tabel 1 Chemische samenstelling van regenwater in verschillende periodes (Meinardi, 1988).

lokatie Periode	Veluwe 1900	Veluwe 1900-1950	Veluwe 1932-1937	Hilversum 1932-1937	De Bilt 1957-1962	Epe 1978-1982	Deelen 1978-1983
Cl ⁻ mg/l	3.0	3.0	3.2	4	2.8	3.0	3.0
SO ₃ ²⁻ mg/l	3.0	4.0	4.4	4.0	7.4	6.0	6.5
t-N mg/l	0.3	0.5	-	0.5	1.1	2.0	2.6
Ca ²⁺ mg/l	1.0	1.0	1.7	1.7	1.0	0.6	0.5
Mg ²⁺ mg/l	0.5	0.5	0.8	1.0	0.4	0.3	0.2
Na ⁺ mg/l	1.8	1.8	1.7	1.7	2.1	1.6	1.7
K ⁺ mg/l	0.15	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.16

De oudste waarnemingen hebben de laagste concentraties en deze zullen gebruikt worden als uitgangspunt voor de navolgende berekeningen. Het is niet erg waarschijnlijk dat er grote verschillen in de samenstelling zullen zijn tussen oostelijk, midden en zuidelijk Nederland. Er zijn wel consequente verschillen in de hoeveelheden neerslag. De nutriëntensamenstelling in neerslag is in het verleden minder vaak gemeten. Tabel 2 geeft eveneens een voorbeeld van een meer recente samenstelling.

Tabel 2 De nutriënten samenstelling van regenwater in 1978 (Anoniem, 1979).

lokatie	Eindhoven	Deelen	Witteveen	Nederland
Jaar	1978	1978	1978	1978-1982
NH ₄ ⁺ mgN/l	1.7	2.0	1.3	2.4
PO ₄ ³⁺ mgP/l	0.011	0.010	0.007	
NO ₃ ²⁻ mgN/l	0.8	0.9	0.8	1.23

Uit de tabellen 1 en 2 blijkt dat de neerslag voedselarm is in termen van ortho-fosfaat en nitraat maar dat er in 1978 wel al een redelijke concentratie ammonium in aanwezig was en dat daarin in de begin jaren tachtig een stijgende lijn in zat.

De evapotranspiratiefactor

Meinardi (1974) heeft berekend dat de chemische samenstelling van niet-verontreinigd zeer jong grondwater (grondwater dat nog niet is beïnvloed door processen in de bodem) gelijk is aan dat van regenwater, vermenigvuldigd met een factor, die afhankelijk is van de vegetatie: de evapotranspiratiefactor (tabel 3). Deze factor is het quotiënt van de neerslag en de neerslag min de verdamping.

Tabel 3 De potentiële verdamping en de evapotranspiratiefactor van enkele terrein- en begroeiingstypen.

terrein- / begroeiingstype	gemiddelde potentiële verdamping in mm/jaar	evapotranspiratie- factor
open water	680	5.3
begroeiing met naaldhout	510	2.6
begroeiing met loofhout	410	2.0
begroeiing met heide	460	2.2
onbegroeid terrein	200	1.3
bouw- en grasland	410	2.0
gemiddeld voor de Veluwe	450	2.2

Voor de Veluwe is de evapotranspiratiefactor gemiddeld 2.2. Met deze factor berekende Meinardi de chemische waarden gegeven in tabel 4.

Tabel 4 Enkele berekende concentraties in het grondwater op de Veluwe in 1900.

component (mg/l)	Cl	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃	Na ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	t-N
gemeten concentratie van het regenwater	9	10	6	1	7	2.5	3.5	1	± 1
berekende concentratie van het grondwater	6.6	6.6			4	1.1	2.2		0.66

De concentraties in het regenwater zijn vermenigvuldigd met de evapotranspiratiefactor 2.2 en leiden tot de concentraties in het grondwater (Tabel 5).

De waarden in het regenwater zijn hoger dan die gegeven in Tabel 4. Vermoedelijk heeft Meinardi (1974) andere (en latere) gegevens gebruikt (mogelijk die van Leeflang 1938) als uitgangskoncentraties.

Voor fosfor en stikstof zijn geen berekeningen mogelijk. Hiervoor geldt naar alle waarschijnlijkheid dat stikstof van nature nul was en fosfor hooguit in uiterst lage concentraties aanwezig kon zijn. Historische meetgegevens van fosfor zijn echter onbetrouwbaar.

De samenstelling van de bodem

De diepere bodemlagen leveren geen bijdrage aan het stikstofgehalte in het grondwater, omdat diepere verweerde gesteenten geen stikstof bevatten. Fosfor daarentegen is wel in geringe hoeveelheden aanwezig. In gebieden waarin de meeste beken voorkomen bestaat de bodem uit pleistocene zanden (Veluwe, Drenthe, Noord-Brabant en Noord- en Midden-Limburg), uit tertiaire gronden bedekt met zand (Oostelijke Achterhoek en Twente) of nog oudere formaties: voornamelijk mesozoïcum, kalksteen bedekt met löss (Zuid-Limburg). Meinardi (1980) heeft de belangrijkste verschillen beschreven. In een zandbodem worden weinig of geen stoffen afgegeven of opgenomen: de concentratie in het grondwater reflecteert de concentratie van het regenwater. In dieper grondwater wordt de concentratie aan Ca^{2+} en HCO_3^- door biologische activiteit verhoogd.

De gebieden in Oost Twente en de Achterhoek hebben pleistocene zanden op niet of slecht doorlatende klei. De aquifer bestaat vaak alleen uit de onverzadigde zone (één tot anderhalve meter diep), waardoor de afvoer snel is en de grondwatersamenstelling nauwelijks zal veranderen.

Gebieden met hoogveen aan de oppervlakte hebben een hogere evapotranspiratiefactor (circa 5). Er komen hoge Ca^{2+} , HCO_3^- en vrij- CO_2 concentraties voor bij een lage pH. In anaërobe omstandigheden treedt sulfaatreductie op en komt relatief veel NH_4^+ voor. Het ijzer wordt onder dergelijke omstandigheden gebonden aan S^{2-} tot FeS-pyriet (Meinardi 1980).

In kalksteen komen hogere Ca^{2+} en HCO_3^- gehalten voor dan in de zandgronden, maar verwaarloosbare hoeveelheden ijzer en mangaan. Mg^{2+} is hoger dan uit de neerslagconcentraties valt af te leiden (Meinardi 1980).

De verblijftijd in de bodem

Water van verschillende leeftijden kan een beek bereiken (naar Meinardi & van der Valk, 1989). In de praktijk blijkt het buitengewoon moeilijk om de stroombanen en leeftijden van het grondwater te berekenen. Een goede methode is het werken met tritium (Meinardi, 1994). In veel zandgebieden is de stroomsnelheid van grondwater ongeveer een meter per jaar. Deze snelheid is vrijwel constant in de tijd. Voordat het grondwater de verzadigde zone bereikt is het op jaarbasis gemengd, zodat geen seizoensvariaties optreden.

Het is voor de chemische en bacteriële processen van belang of de ondergrond en het grondwater aëroob of anaëroob zijn. Dit werkt door in de stoffenconcentraties in kwelwater.

Er treedt ook oppervlakkige afvoer en afvoer door de onverzadigde zone op. Oppervlakkige afvoer is maar een klein gedeelte van de totale afvoer: naar schatting 2-3% (Querner 1993), maar de afvoer door de onverzadigde zone kan 10-30% van de

totale neerslag bedragen (Thunnissen in: Meinardi 1994). Het oppervlakkig afgevoerde water heeft een zeer korte verblijftijd (enkele uren) op de bodem voordat het de beek bereikt. Het water uit de onverzadigde zone verblijft in het stroomgebied van bijvoorbeeld de Hupselse beek enkele weken tot maanden in de bodem (van den Eertwegh & Meinardi 1999).

De opname van voedingsstoffen bij oppervlakkige afvoer

Bij oppervlakkige afvoer van regenwater is de verblijftijd op de bodem afhankelijk van:

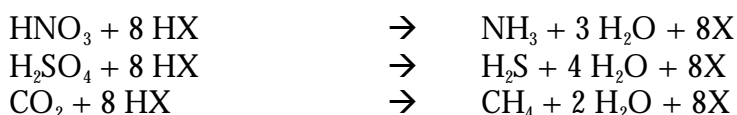
- de helling van het terrein (Thunnissen 1987),
- de infiltratiecapaciteit van de bodem: in zandgronden is dit geen probleem, behalve bij bodemverdichting,
- de grondwaterstand: vooral 's winters kan die zo hoog zijn dat veel water direct oppervlakkig wordt afgevoerd (Bon 1968).

Bij oppervlakkige afvoer wordt materiaal meegevoerd, tegenwoordig vaak (kunst)mest, waardoor de chemische samenstelling van het ontvangende water verandert. Het is erg onduidelijk of in onbeïnvloede situaties een substantiële verrijking plaats vindt.

Biologische processen in de bodem

Bij activiteit van planten wordt energie in organisch materiaal (CH_2O) omgezet waarbij CO_2 vrij kan komen en O_2 wordt verbruikt. De concentratie CO_2 in de bodem is hoger (soms veel hoger) dan in de atmosfeer. Hoe langer het grondwater in de grond verblijft, hoe lager het O_2 -gehalte en hoe hoger het CO_2 -(HCO_3^-)-gehalte wordt. Zolang er O_2 in het grondwater of de bodem aanwezig is, wordt organisch materiaal afgebroken tot CO_2 en H_2O en zwavel- en stikstofcomponenten tot SO_4^{2-} , NO_2^- en NO_3^- .

Bij anaërobie afbraak van organisch materiaal treden in volgorde van aflopende redoxpotentiaal processen zoals denitrificatie, sulfaatreductie en methaangisting op volgens de volgende reacties:



De stof X als H-donor zal vaak een organische stof zijn, die wordt omgezet in CO_2 .

Fysische processen

Behalve de verdamping die al aan de orde is geweest, is menging een fysisch proces dat een rol kan spelen bij het oplossen van stoffen in het grondwater. Menging treedt op als twee soorten grondwater met elkaar in contact komen, zoals bij veranderde geohydrologische omstandigheden. Ook een verandering van het infiltratiegebied kan tot gevolg hebben dat een andere kwaliteit water gaat infiltreren (Meinardi 1974). Dit speelt geen rol in de natuurlijke situatie.

Fysisch-chemische en chemische processen

Het in oplossing gaan van zouten en gassen is een fysisch-chemisch proces. In het sediment van watervoerende pakketten, die door zoet water bevattende rivieren zijn afgezet en waar lange tijd zoet grondwater door heeft gestroomd (bijvoorbeeld de Veluwe), zijn weinig of geen goed oplosbare zouten aanwezig (Meinardi 1974). CO_2 is in de bodem vaak in veel grotere hoeveelheden aanwezig dan in de lucht en kan daarom in het bodemwater in veel hogere concentraties oplossen dan de 1 mg/l wat de concentratie in het water is dat met buitenlucht in contact staat. Het O_2 -gehalte is daarentegen meestal lager.

Als dit water in bronnen uittreedt, wordt CO_2 afgegeven en O_2 opgenomen. In het grondwater zelf wordt CaCO_3 , indien aanwezig, opgelost waarbij het kalk-koolzuurevenwicht geldt:



Het calciumcarbonaat kan weer neerslaan bij uittreden in de bron. Dit gebeurt in kalkrijke gebieden.

In het grondwater kan ook een kationenuitwisseling plaats vinden. De gehalten van de kationen (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) in het grondwater komen niet overeen met de samenstelling van de grondbestanddelen, die als kationenuitwisselaar kunnen fungeren (Meinardi 1974). Het gaat vooral om Ca^{2+} en Na^+ .

Tenslotte is de aanwezigheid van ijzer (en zuurstof) in de bodem en het grondwater van invloed op de samenstelling van bron- en kwelwater. De relatie tussen de redoxpotentiaal en de pH leiden tot de verschillende vormen waarin ijzer kan voorkomen. Dit proces wordt zichtbaar als er roestkleurige neerslag in bronnen en bovenlopen optreedt. Deze neerslag duidt op de aanwezigheid van grote hoeveelheden ijzer in de bodem, dat bij zuurstofrijke omstandigheden en een lage pH in oplossing gaat en dat bij uittreding (verhoging van de pH) neerslaat. Het hier benoemde proces is complex en dient met voorzichtigheid te worden gebruikt vanwege de moeilijke bepaling van de verschillende componenten van het proces.

Regionale invulling

Tabel 5 bevat een verzameling van chemische waarden in het grondwater. Het betreft de gemeten waarden van diep grondwater van de Veluwe, Groningen en Margraten als respectievelijk voorbeeld voor het voedende water in zandgebieden (Meinardi 1980), de (voormalige) hoogveengebieden en Zuid-Limburg.

Tabel 5 Chemische waarden in beekvoedend grondwater. De cijfers voor de Veluwe en Veendam zijn afkomstig van Meinardi (1980). De cijfers voor Zuid-Limburg zijn uit analyses van voor 1936. In de vierde rij staan analyses van de rand van de formatie Sterksel-Enschede uit de Vries (1967) en in de vijfde rij enkele gemiddelde waarden van het diepe grondwater (van Duijvenbooden 1980) als representanten voor de Achterhoek. In de zesde rij enkele waarden voor de Achterhoek, berekend uit neerslagconcentraties, in de zevende rij staan waarden uit het diepe grondwater van Salland en in de achtste waarden uit Drenthe.

	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	NH ₄ ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
Veluwe	10-36	1.1-4	8-15	0-0.24	7-19	6-11.5	0-4.3
Veendam	77-122	5-13	15-24	1-6.5	18-48	0-28	0
Margraten	75-108	9-18	10-17	0.16-0.67	13-14	4-15	0-7
Achterhoek	22-62	3.6-14.8	13-52		12-86	16.5-131	
Achterhoek diep gemeten				0.15	19.1	15.3	
Achterhoek berekend	2	1	3.9		6		
Salland				0-0.06	12	14.4	
Drenthe	71	6.3	14.4		19	4.3	
	HCO ₃ ⁻	CO ₂	pH	hardheid	Fe	Mn	
Veluwe	31-134	3-17	6.6-8.1	0.6-1.7	0.02-1.3	0-0.22	
Veendam	256-445	60-220	6.7-7.1	4.5-6.7	9-32	0.08-0.8	
Margraten	264-409	20-52	7.4-7.8	4.5-6.9	0	0	
Achterhoek	3-55						
Achterhoek diep gemeten		15.7		5.9			
Achterhoek berekend							
Salland			7.2-7.6				
Drenthe	258						

Voor de Veluwe geldt dat de gehalten aan Mg²⁺, Na⁺, Cl⁻ en SO₄²⁻ ongeveer gelijk zijn aan de gehalten in de neerslag, vermenigvuldigd met de evapotranspiratiefactor 2.2. De gehalten aan Ca²⁺ en HCO₃⁻ zijn een gevolg van de biologische activiteit in de bodem. In samenhang met het lage CO₂ gehalte zal het grondwater nog vrijwel aerobisch zijn. De concentraties van Fe, Mn en NH₄⁺ zijn (zeer) gering en dit geldt ook voor NO₃⁻ (is ook laag in het regenwater)(Meinardi 1980).

Voor de voormalige hoogveengebieden (Veendam) wordt de verdampingsfactor op 5 geschat. Dan zouden de volgende waarden kunnen worden verwacht: Cl⁻ = 25 mg/l, SO₄²⁻ = 25 mg/l, Mg²⁺ = 5-10 en Na⁺ = 15-20. Sulfaat is wat lager maar de andere waarden komen hiermee aardig overeen. De hoge waarden voor Ca²⁺, HCO₃⁻ en vrij CO₂ zijn een gevolg van de hoge produktie van CO₂ in het veenpakket. De pH zal daar ook veel lager zijn geweest dan in het grondwater gemeten wordt. In het grondwater zullen anaërobe en reducerende omstandigheden heersen: nitraat is afwezig, sulfaat vermoedelijk gedeeltelijk gereduceerd en in samenhang daarmee zeer hoge ijzergehalten en relatief hoge concentraties van NH₄⁺ (Meinardi 1980).

Voor Zuid-Limburg (Margraten) komen Cl⁻ en SO₄²⁻ overeen met de lokale neerslag vermenigvuldigd met een evapotranspiratiefactor van iets meer dan 2. Het Mg²⁺-gehalte is hoger en vermoedelijk komt dat door Mg²⁺ dat in oplossing is gegaan. Dit geldt ook voor natrium. De concentraties van Ca²⁺ en HCO₃⁻ zijn niet bijzonder hoog, hetgeen verklaard kan worden doordat de CO₂-produktie de beperkende factor is (Meinardi 1980).

Het oostelijk deel van de Achterhoek heeft een lage infiltratiecapaciteit door de aanwezigheid van slechtdoorlatende Tertiaire gronden dicht onder het oppervlak, waarop een laag grofzandig en grindhoudend materiaal ligt (Engelen et al. 1989; de Vries 1967). De consequentie daarvan is dat het grootste deel van de neerslag

oppervlakkig wordt afgevoerd met als gevolg overstromingen en droogte in directe relatie tot de neerslagfrequentie. Ten westen van de lijn Aalten-Lichtenvoorde-Groenlo duikt het tertiaire terras weg tot 60 m diepte in de buurt van de IJssel. Hierboven ligt een pakket van grindhoudend zand met hoge infiltratiecapaciteit, bedekt door een laag dekzand. De concentraties in diep grondwater in de Achterhoek vertonen grote verschillen. Vermoedelijk vertegenwoordigen alleen de laagste waarden de oorspronkelijke toestand. Alle beken in de Achterhoek ontspringen op het tertiaire plateau; ze worden gevoed door grondwater dat een betrekkelijk korte afstand heeft afgelegd door het grofzandige materiaal. De verwachting is dan dat de chemische samenstelling die van regenwater, vermenigvuldigd met de evapotranspiratiefactor is. Het gebied is gedeeltelijk begroeid met bos en bestaat gedeeltelijk uit bouw- en grasland, dus de evapotranspiratiefactor is vermoedelijk 2. Deze berekende waarden op basis van de gegevens uit tabel 4, eerste kolom, zijn in tabel 5 opgenomen. Hier komen veel lagere concentraties uit naar voren dan bleek in de gemeten waarden. Het ligt voor de hand dat verontreiniging van het (ondiepe) grondwater is opgetreden, waardoor tenminste een deel van de verschillen verklaard kan worden. Van Duijvenbooden (1974) vermeldt voor Salland dat de bovenste 14 meter van het watervoerend pakket al vervuild is. Het Ca^{2+} -gehalte zal door biochemische processen hoger zijn dan 2 mg/l. Van Duijvenboode (1980) vermeldt gemiddelde waarden in natuurterreinen van voor en na 1950 op diepten van 10 - 22.5 m en van 22.5 - 40 m (tabel 4). Hierbij moet bedacht worden dat dit onder verschillende ondoorlatende lagen aanwezige diepe grondwater vaak niet in de beken terechtkomt. Het geeft wel een beeld van de mogelijke samenstelling van het in de beek kwellende grondwater van vroeger.

In Twente worden, evenals in oostelijk Gelderland, tertiaire, slecht doorlatende gronden aangetroffen. Als infiltratiegebieden fungeren drie evenwijdige stuwwalsystemen, waarvan het kwelwater in de tussenliggende dalen opkwelt. Daar bevonden zich vroeger uitgestrekte venen en beekdalen. Ten westen van de Sallandse stuwwallen loopt het terrein af in de richting van de IJssel.

Het oude grondwater van Salland is ten behoeve van drinkwatervoorziening geanalyseerd en een aantal concentraties staan in tabel 5. Ca^{2+} en Mg^{2+} zijn niet opgenomen. De concentraties hiervan zijn het laagst in de infiltratiegebieden aan de oppervlakte en worden gaandeweg hoger in de richting van de kwelgebieden en de IJssel. Voorzover dit water in beken en riviertjes terechtkomt, zal het niet een bron of oorsprong vormen, maar in de oevers of bodem opkwellen. De chemische samenstelling komt opvallend goed overeen met bijvoorbeeld het grondwater van de Veluwe.

De gegevens van het diepe (67-130 m) grondwater nabij de rand van het pleistocene plateau in Drenthe (Bakker & Grootjans 1991) zijn afkomstig van de middenloop van de Drentse A. De hoge Ca^{2+} en HCO_3^- waarden duiden op hoge CO_2 -concentratie in de ondergrond.

Conclusies ten aanzien van de natuurlijke achtergrondgehalten

Grondwater dat beken voedt, heeft de samenstelling van regenwater, vermenigvuldigd met een evapotranspiratiefactor die afhangt van de begroeiing in het inziggebied en de processen die in de bodem optreden.

De bodemsamenstelling heeft invloed op de opname van vooral Ca^{2+} en HCO_3^- .

De stroomsnelheid van het grondwater bedraagt gemiddeld een meter per jaar.

“Jong” water voedt bronnen, “oud” water kwelt op in midden- en benedenlopen.

Organisch materiaal wordt in de bodem omgezet, waarbij O_2 wordt verbruikt en CO_2 vrij komt. Hoe ouder het water, hoe hoger het CO_2 (HCO_3^-) gehalte kan worden, waardoor CaCO_3 oplost en Ca^{2+} vrij komt. In bronnen slaat bij O_2 toetreding weer CaCO_3 neer.

Bij anaërobe afbraak treden denitrificatie, sulfaatreductie en methaangisting op.

De redoxpotentiaal en de pH bepalen de toestand en mobiliteit van eventueel aanwezige ijzerverbindingen. Mobiel ijzer kan in bronnen neerslaan (rode kwel).

Bij beoordeling van de mate van natuurlijkheid van bron- of kwelwater kan goed gebruik gemaakt worden van inerte ionen als Cl en in iets mindere mate Mg^{2+} , Na^+ en K^+ . De voorgaande beschouwingen en tabel 5 dienen daarbij als richtlijn.

Voor fosfor en stikstof zijn geen uitspraken mogelijk, behalve dat vermoedelijk stikstof van nature nul was en fosfor hooguit in uiterst lage concentraties.